

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1993

Ferske vandområder

Vandløb og kilder

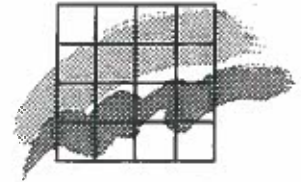
Faglig rapport fra DMU, nr. 119
1994

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

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



3506873613



BIBLIOTEKET
Danmarks Miljøundersøgelser
Kalø, Grenåvej 12, 8410 Rønde

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1993

Ferske vandområder

Vandløb og kilder

Faglig rapport fra DMU, nr. 119

Peter Græsbøll
Jytte Erfurt
Hans Ole Hansen
Brian Kronvang
Søren Erik Larsen
Aage Rebsdorf
Lars M. Svendsen
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
November 1994

Datablad

- Titel:** Ferske vandområder - Vandløb og kilder
- Undertitel:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993
- Forfattere:** P. Græsbøll, J. Erfurt, H.O. Hansen, B. Kronvang, S.E. Larsen, A. Rebsdorf & L.M. Svendsen, Afdeling for Ferskvandsøkologi
- Serietittel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 119
- Udgiver:** Miljø- og Energiministeriet,
Danmarks Miljøundersøgelser ©
- Udgivelsesår:** 1994
- Tegninger:** Kathe Møgelvang & Juana Jacobsen
ETB: Winnie Meilstrup
- Bedes citeret:** Græsbøll, P., Erfurt, J., Hansen, H.O., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. & Svendsen, L.M. (1994): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 186 sider. - Faglig rapport fra DMU nr. 119.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

- ISBN:** 87-7772-165-9
- ISSN:** 0905-815X
- Papirkvalitet:** Cyclus
- Tryk:** Silkeborg Bogtryk
- Oplag:** 350
- Sideantal:** 186
- Pris:** kr. 125,00 (incl. 25% moms, excl. forsendelse)

- Købes hos:**
- | | |
|--------------------------------|--------------------------------|
| Danmarks Miljøundersøgelser | Miljøbutikken |
| Afdeling for Ferskvandsøkologi | Information & Bøger |
| Vejlsøvej 25 | Læderstræde 1 |
| DK-8600 Silkeborg | 1201 København K |
| Tlf. 89 20 14 00 | Tlf. 33 92 76 92 (information) |
| Fax 89 20 14 14 | 33 93 92 92 (bøger) |

Indhold 3

Forord 7

1 Resumé 9

2 Indledning 15

2.1 Formål og indhold

2.2 Stationsnettet og måleprogrammet

2.3 Revision af overvågningsprogrammet for vandløb og kilder pr. 1. januar 1993

3 Klima og afstrømning 21

3.1 Indledning

3.2 Temperatur og globalstråling

3.3 Nedbør og vandbalance

3.4 Ferskvandsafstrømningen til havet

3.5 Konklusion

4 Miljøtilstanden i vandløb 35

4.1 Indledning

4.2 Metode

4.3 Resultater

4.4 Konklusion

5 Trådalger i vandløb 39

5.1 Indledning

5.2 Metode

5.3 Dækningsgrad

5.4 Analyse af sammenhænge mellem trådalger og andre vandløbsvariable

5.5 Konklusion

6 Intensive målinger af fosfor i vandløb - betydning for transport og kildeopsplitning 45

6.1 Indledning

6.2 Beskrivelse af stationsnet, målestrategi og driftsforhold

6.3 Koncentration og transport af fosfor ved normal og intensiv prøvetagning

6.4 Usikkerhed på måling af fosfortransporten

6.5 Betydning for kildeopsplitning

6.6 Sammenhænge mellem partikulært fosfor og partikulært stof

6.7 Kvaliteten af det partikulære fosfor

6.8 Konklusion

7 Vandkvalitet i kilder 61

7.1 Indledning

7.2 Datagrundlag

7.3 Resultater

7.4 Konklusion

8	Vandkvalitet i vandløb	69
8.1	Indledning	
8.2	Karakteristik af oplandstyper	
8.3	Kvælstof	
8.4	Fosfor	
8.5	Biokemisk iltforbrug	
8.6	Konklusion	
9	Udviklingstendenser i transport af kvælstof i danske vandløb	79
9.1	Indledning	
9.2	Datagrundlag og metode	
9.3	Analyse af udviklingen	
9.4	Temperaturens indflydelse på N-transporten	
9.5	Konklusion	
10	Tilførsel af kvælstof og fosfor til marine kystafsnit via vandløb direkte udledninger	87
10.1	Indledning	
10.2	Opgørelsesmetode	
10.3	Kvælstof- og fosfortilførslen til marine kystafsnit i 1993	
10.4	Tilførsel af kvælstof og fosfor til 1. ordens marine kystafsnit	
10.5	Sæsonvariationer i tilførslen af kvælstof og fosfor	
10.6	Kilderne til kvælstof- og fosfortilførslen	
10.7	Konklusion	
11	Fællestema: Tilstand, effekter og udvikling i punktkildebelastningen af de danske vandområder	105
11.1	Indledning	
11.2	Folketingets Vandmiljøplan	
11.3	Udvikling og tilstand i fosforkoncentrationen i spildevandsbelastede danske vandløb	
11.4	Udviklingen i koncentrationen af fri ammoniak i danske vandløb	
11.5	Regionale effekter i større vandløb af en øget rensningsindsats	
11.6	Eksempler på effekter i vandløb af den forbedrede rensningsindsats	
11.7	Udvikling i belastningen af 1. ordens marine kystafsnit i 1989-93	
11.8	Konklusion	
12	Konklusion	131
13	Sammenfatning	137
14	Referencer	141
15	Oversigt over amtsrapporter	147

Bilagsoversigt 151

Bilag I 152

Gennemsnitsværdier for et udvalg af variable for overvågningskilderne. Tallene i parentes er standardafvigelser.

Bilag II 155

Årsmiddelkoncentrationerne af kvælstof, fosfor og biokemisk iltforbrug for alle overvågningsstationer. Tallene i parentes angiver stationernes rangering efter henholdsvis koncentrationen af total N og total P i 1993. Rangeringen er illustreret af de to efterfølgende kurver.

Bilag III 161

Arealkoefficienter for kvælstof, fosfor og biokemisk iltforbrug samt vandføring og CV for alle vandløbsstationerne.

Bilag IV 166

Arealanvendelsen inden for vandløbsoplandene angivet som den procentvise fordeling af opdyrkede arealer, skov, ferskvandsdækkede arealer og bebyggede områder.

Bilag V 170

Oversigt over udviklingen i punktkildebelastningen med total N og total P i de punktkildebelastede vandløb i overvågningsprogrammet.

Bilag VI 175

Faunaindex på overvågningsvandløbene. Hvor der er flere bedømmelser samme år, angives et oprundet gennemsnit.

Bilag VII 178

Oversigt over de 55 vandløb anvendt i analysen af udviklingstendenser i kvælstoftransporten.

Bilag VIII 181

Kvælstof, fosfor og vandtilførsel til de ni 1. ordens marine kystafsnit fordelt på måneder

Bilag IX 185

Definition af termer anvendt i rapporten

Danmarks Miljøundersøgelser 186



Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988. Dette er femte rapportering af programmet.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (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 næringsalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet 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 Miljøundersøgelseres 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 amtskommunerne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelseres 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 "Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor" baseret på Danmarks Miljøundersøgelseres overvågningsindsats.

Bagest i denne rapport findes en sammenfatning af resultaterne fra samtlige overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser.



1 Resumé

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for vandløb og kilder er baseret på amtskommunale målinger i omkring 300 vandløb og 60 kilder. I årets rapport er der lagt vægt på at beskrive: "Tilstand, effekter og udvikling i belastningen med kvælstof og fosfor af de danske vådområder, med hovedvægten lagt på punktkilder."

Afstrømningen i 1993 som midlen for 1971-90

Den totale ferskvandsafstrømning til de marine områder udgjorde i 1993 14.000 mill. m³, svarende til en arealspecifik afstrømning på 325 mm eller den samme som i 1990 og som midlen for 1971-90 (tabel 1.3). En sammenligning af ferskvandsafstrømningen med en beregnet potentiel vandbalance for Danmark indikerer, at ferskvandsafstrømningen er underestimeret. Vinterafstrømningens andel af den totale afstrømning var i 1993 lavere end i 1992 og gennemsnittet for 1971-1990.

Ferskvandsafstrømningen skønnes at være underestimeret

Afstrømning af kvælstof og fosfor til havet

I 1993 var den totale landbaserede tilførsel inklusive direkte udledninger til marine kystafsnit 107.800 tons kvælstof og 3.620 tons fosfor. Heraf blev 98.100 tons N og 2040 ton P tilført ferskvand. Kvælstofudledningen er den højeste siden det våde år 1990. Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af afstrømningen til de danske marine kystafsnit var i 1993 7,0 mg N l⁻¹ og 0,146 mg P l⁻¹ mod henholdsvis 5,6 mg N l⁻¹ og 0,259 mg P l⁻¹ i det tørre år 1989.

Ingen udvikling i kvælstoftilførslen

På trods af, at den samlede spildevandstilførsel af kvælstof siden 1989 er faldet med 38% til 17.300 tons, er der ikke sket et fald i den samlede udledning af kvælstof, idet det diffuse bidrag, der er afhængigt af de enkelt års klimatiske forhold, ikke er faldet i løbet af perioden. Den diffuse belastning udgjorde i 1993 85% af den samlede belastning af marine kystafsnit og 95% af tilførslen til ferskvand, hvorfor effekten af den reducerede spildevandsbelastning med kvælstof for vandmiljøet er beskeden. I perioden 1989 til 1993 er der sket en reduktion i punktkildebelastningen af det ferske vandmiljø med kvælstof fra omkring 9.700 tons i 1989 til 6.300 tons i 1993. Punktkildebelastningens andel af den samlede kvælstoftilførsel til marine kystafsnit er kun reduceret med i størrelsesordenen 10% fra 1989 til 1993. Selv ved en total fjernelse af kvælstofudledninger fra alle større punktkilder, vil der kun ske en reduktion i kvælstoftilførslen til vandmiljøet på omkring 15%. Målsætningen i Vandmiljøplanen om en 50% reduktion af kvælstofudledninger til vandmiljøet kan derfor kun opnås ved at begrænse den diffuse kvælstofafstrømning.

Reduktionskravene til kvælstof kan kun opfyldes ved at begrænse den diffuse belastning af vandmiljøet

Markant fald i fosfortilførslen

Fosfortilførslen til marine kystafsnit er reduceret med 45% siden 1989. Spildevandstilførslen er i samme periode faldet med godt 60% til 2.700 tons P - således at den nu udgør 75% af den samlede fosforudledning mod 90% i 1989. I den samme periode er der sket en reduktion i punktkildebelastningen af det ferske vandmiljø med fosfor fra omkring 2.170 tons i 1989 til 830 tons i 1993.

Diffus fosforafstrømning er i hvert fald ikke faldet

Tages der højde for stofretention i søer, er der sket en voldsom stigning i den diffuse belastningsandel af fosfortilførslen til ferskvand fra godt 30% i 1989 til 62% i 1993. Det diffuse fosforbidrag

er ikke faldet - snarere tværtimod. Samtidig er belastningen fra spredt bebyggelse faldet fra 460 tons P i 1989 til 300 tons P i 1993, idet 1 fosfor PE er faldet fra 1,5 til 1,0 kg P PE år⁻¹.

Godt på vej mod at opfylde reduktionskravene til fosfor

Vandmiljøplanens målsætning omkring reduktion af fosforudledningen til vandmiljøet på 80% er godt på vej mod at blive opfyldt på nationalt plan. Der kan stadig opnås markante reduktioner i fosforudledningen gennem forbedret spildevandsrensning.

Ammoniak

En effekt i vandløb af den øgede rensningsindsats af spildevand er, at koncentrationen af "fri" ammoniak i danske vandløb generelt er faldet i perioden 1989 til 1993. I samme periode er hyppigheden af overskridelser af den vejledende grænseværdi for "fri" ammoniak også faldet.

Vandkvalitet i vandløb

Ikke kun punktkilder, men også de diffuse kilder har betydning for vandkvaliteten i vore vandløb. Specielt for kvælstof er den diffuse belastning langt den dominerende. Tabet af kvælstof er således 10 gange større i dyrkede oplande (21,2 kg N ha⁻¹) end i udyrkede naturoplande (2 kg N ha⁻¹).

Årsmiddelkoncentrationen af kvælstof i vandløb varierer på grund af ændringer i de klimatiske forhold. Den vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof i vandløb idyrkede oplande og oplande med punktkilder var i 1993 ca. 8,5 mg N l⁻¹ hvilket stort set svarer til gennemsnittet for perioden 1989-93. Den høje kvælstofkoncentration i 1992 skyldes formentlig et lavt planteoptag af kvælstof i den tørre sommer (tabel 1.1).

Fosfor i vandløb

Fra slutningen af 1970'erne til 1993 er årsmiddelkoncentrationen af total fosfor i vandløb generelt faldet med 73% fra en udgangskoncentration på 0,51 mg P l⁻¹ til 0,14 mg P l⁻¹ i 1993. Faldet skyldes især den bedre rensning af punktkilder (rensningsanlæg, industri og dambrug). Fosforkoncentrationen i vandløb har siden Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987 været konstant faldende fra år til år. I 1993 er der generelt nået et koncentrationsniveau i punktkildebelastede oplande, som kun ligger lidt over koncentrationsniveauet i vandløb, som afvander dyrkede oplande uden større punktkilder. Ved en total fjernelse af hele spildevandsbelastningen fra større punktkilder vil der generelt kunne forventes opnået en årsmiddelkoncentration på omkring 0,09 mg P l⁻¹ i større jyske vandløb og omkring 0,12 mg P l⁻¹ i større vandløb på øerne.

I punktkildebelastede vandløb er udledning af fosfor faldet hvert år fra 0,64 kg P ha⁻¹ oplandsareal i 1989 til 0,2 kg P ha⁻¹ oplandsareal i 1993. Den diffuse fosforbelastning på 0,31 kg P ha⁻¹ i 1993, målt i vandløb i de dyrkede oplande, har varieret, men ikke ændret sig fra 1989 til 1993. Den forbedrede spildevandsrensning har i perioden 1989 til 1993 betydet et markant fald i den vandføringsvægtede koncentration af fosfor i vandløb i oplande med punktkilder fra 0,49 til 0,18 mg P l⁻¹ (tabel 1.1).

Vandkvaliteten i kilder

Også i kildebækkene er koncentrationen af nitrat kvælstof i gennemsnit ca. 10 gange højere i dyrkningspåvirkede oplande (5,7

Tabel 1.1 Udviklingen i den gennemsnitlige vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof og total fosfor i de tre oplandstyper.

	Kvælstof (mg N l ⁻¹)			Fosfor (mg P l ⁻¹)		
	Natur-oplande	Dyrkede oplande	Opl. med punktkilder	Natur-oplande	Dyrkede oplande	Opl. med punktkilder
1989	1.6	7.9	7.3	0.05	0.18	0.49
1990	1.7	8.8	8.7	0.06	0.16	0.36
1991	1.5	7.9	7.8	0.05	0.15	0.30
1992	1.8	9.8	9.1	0.04	0.11	0.20
1993	1.6	8.5	8.4	0.04	0.12	0.18

mg N l⁻¹ end kilderne i naturoplande (0,51 mg N l⁻¹). Der er ingen generel udviklingstendens i koncentrationen af nitrat kvælstof, men i en del kilder er der dog sket betydelige stigninger i perioden 1989 - 1993, mens der omvendt er konstateret et fald i enkelte kilder.

I enkelte jyske kilder er der konstateret et fald i pH og/eller alkaliniteten, men kun en længere tidsserie vil kunne afsløre, om tendensen er reel.

Udviklingsmodel for kvælstoftransport

Udviklingen i kvælstoftransporten for perioden 1978/79 til 1993/94 er analyseret i vandløb, der hovedsageligt afvander dyrkede oplande, på baggrund af data fra 55 vandløb i de fire regioner Jylland, Fyn, Sjælland og Bornholm.

Intet fald i kvælstoftransporten i danske vandløb, når der korrigeres for klimatisk effekt

Analysen viser, at den afstrømningskorrigerede kvælstoftransport i de jyske, fynske og bornholmske vandløb i 7-årsperioden efter Vandmiljøplanen ligger på et lidt højere niveau end i 9-årsperioden forud herfor. I vandløb på Sjælland er der konstateret det samme niveau i de to perioder, men her er analysen gennemført for total kvælstof. En analyse i 55 vandløb grupperet efter jordtype (sand, ler) viser, at kvælstoftransporten er større i de 7 år efter Vandmiljøplanen end i de 9 år før.

Ingen simpel lineær sammenhæng mellem korrigerede oplandstab og temperatur

Det afstrømningskorrigerede oplandstab i perioden december-marts er forsøgt relateret til middelttemperaturen i den tilsvarende periode. Det viser sig imidlertid, at det afstrømningskorrigerede transportniveau ikke øges lineært med øgede middeltemperaturer. For kolde vintre med middeltemperaturer mindre end 1°C er det korrigerede oplandstab lille, hvorimod man ikke kan konkludere, at høje vintermiddeltemperaturer giver anledning til høje korrigerede afstrømninger af kvælstof.

Intensive målinger af fosfortransport i vandløb

Metoden til beregningen af den diffuse fosfortransport har været forbundet med en vis usikkerhed, specielt i de mindre dyrkede oplande. I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet blev der afsat ressourcer til oprettelse af 13 vandløbsstationer med automatiske prøvetagere i 1993 (intensiv-stationer). Stationerne blev oprettet med det formål at opsamle vandprøver nok til at kunne beregne den "sande" transport af fosfor. Stationerne, der i princippet er flytbare, skal i de første år bruges til at måle i

vandløb, der afvander små dyrkede oplande. Kun otte af de tretten stationer har fungeret i det meste af 1993.

Transporten af total fosfor blev generelt underestimeret med 37%

For årstransporten af total fosfor blev der generelt konstateret en underestimering på 37%, når transportberegningen baseret på de normale enkeltprøver sammenholdes med beregninger på baggrund af de intensive, ugepuljede prøver. Ved en af stationerne blev årstransporten underestimeret med over 300%, mens der ved en anden station blev fundet en overestimering på 2%. De konstaterede usikkerheder kan således ikke overføres til enkeltstationer ved hjælp af en korrektionsfaktor, men kan ved tværgående analyser af andre grupper af vandløb, som f.eks. typevandløb, benyttes som et gennemsnits mål for usikkerheden.

Transporten af opløst orthofosfat blev generelt overestimeret med 9%

For opløst orthofosfat blev der generelt fundet en overestimering af årstransporten på 9% ved anvendelse af de normale enkeltprøver, sammenholdt med de intensive prøver. Variationen mellem de enkelte vandløb er ikke så udpræget, som det er tilfældet for total fosfor. Dette kan skyldes, at der ved opbevaring af vandprøverne i op til en uge i den automatiske prøvetager kan ske forskydninger mellem de enkelte fosforfraktioner.

Tabel 1.2 Bias i beregning af årlig fosfortransport ved sammenligning af transportberegning baseret på punktprøver og intensive puljede prøver for 8 vandløbsstationer

Bias i fosfortransport	Antal	Gennemsnit	Median	25% kvartil	75% kvartil
Total fosfor	8	-70%	-37%	-55%	-27%
Opløst orthofosfat	8	6%	9%	-3%	16%

Behov for flere driftsår, før problemstillingen er afklaret

Da kun otte ud af tretten stationer var i drift i det meste af 1993, er der behov for flere måleår, før den nødvendige viden om usikkerheden ved måling og beregning af fosfortransporten i vandløb, der afvander små dyrkede oplande, er afklaret. Det gælder specielt analyser af, hvor oplandsspecifikt de fundne forhold er, og om hvor stor afhængighed der er med nedbørs- og afstrømningsforholdene i de enkelte år.

Stor forskel i kildeopsplitning af fosfortransporten beregnet på baggrund af henholdsvis enkeltprøver og intensive prøver

Ved kildeopsplitning af total fosfor er tabet baseret på de intensive prøvetagninger, er der fundet et tab fra det åbne land på mellem 0,2 og 0,4 kg P ha⁻¹, imod 0,08 til 0,35 kg P ha⁻¹ ved de normale enkeltprøver. Det beregnede fosfortab fra landbrug, dvs. fosfortransport minus punktkilder, spredt bebyggelse og baggrundsbidrag, er fundet at variere mellem 0,01 til 0,31 kg P ha⁻¹ baseret på de intensive prøvetagninger, mens det i flere tilfælde giver negative værdier ved anvendelse af enkeltprøverne.

I alle vandløb er der fundet signifikante sammenhænge mellem koncentrationen af partikulært fosfor og partikulært stof

Der er for alle vandløb opstillet signifikante sammenhænge mellem koncentrationen af partikulært fosfor og koncentrationen af partikulært stof. De konstaterede sammenhænge åbner mulighed for en indirekte kontinuerlig måling af partikulært fosfor i vandløb.

Kvaliteten og bio-tilgængeligheden af partikulært fosfor varierer

Analyser af kvaliteten af det partikulære fosfor i fem vandløb i Århus amt viser, at den største del findes på jern-aluminiums eller organisk bundet form. Begge fraktioner kan potentielt blive tilgængelige for biologisk produktion.

BI₅ og forureningstilstand

I mange danske vandløb er der, som følge af den øgede rensningsindsats overfor punktkilder, siden 1970'erne sket et stort fald i koncentrationen af iltforbrugende organisk stof (BI₅). I 20 større fynske vandløb er der siden midten af 1970'erne konstateret et fald i koncentrationen af BI₅ på 3-4 mg l⁻¹, til i 1993 godt 2 mg l⁻¹. Forbedringen i den kemiske vandkvalitet afspejler sig også i den biologiske vandløbskvalitet. Andelen af strækninger i større fynske vandløb med tilfredsstillende biologisk kvalitet er øget fra 33% til 56%, og samtidig er andelen af vandløb med en uacceptabel biologisk kvalitet reduceret fra 20% til 5%.

I mange af vore vandløb modsvares den forbedrede kemiske vandkvalitet, hvad angår BI₅, ikke af en tilsvarende forbedret biologisk kvalitet. Dette kan skyldes flere forhold, hvoraf giftpåvirkninger som følge af udledninger af pesticider til vandløb, samt de ringe fysiske forhold i de fleste vandløb formentlig er hovedårsagerne.

Miljøtilstanden i vandløb

Faunatilstanden i vore vandløb afspejler ikke direkte den kemiske vandkvalitet, dog synes der at være sammenhæng mellem den biologiske iltforbrug målt ved BI₅ og faunaen, idet lave BI₅-værdier er relateret til lave faunaklasser. Faunatilstanden er bedre i naturoplande end i vandløb, der afvander dyrkede oplande og oplande med punktkilder. Endelig er tilstanden i 1993 i vandløb øst for Storebælt tydeligt dårligere end på Fyn og Sjælland. Eftersom Dansk fauna Index er benyttet for første gang i 1993, er det ikke muligt at lave en vurdering af udviklingen siden 1989.

Trådalger

Også trådalgers dækningsgrad er målt i 1993 for første gang. Det ser ud til, at trådalger har et udbredelsesmønster, hvor både dækningsgraden på alle strækninger og den maksimale dækningsgrad er spredt over hele vækstperioden. På baggrund af målingerne i 1993 er det ikke muligt at påvise sammenhænge mellem vandløbsparametre og trådalger. Det ser dog ud til, at trådalger til en vis grad følger oplandets belastning med næringsstoffer. Således er trådalgeforekomsten både hyppigere og større i vandløb spille- vandspåvirkede og dyrkede oplande end i naturoplande. En direkte forbindelse mellem næringsstofkoncentrationerne og trådalgeforekomsten er det derimod ikke muligt at påvise.

Transporten af næringsstoffer og vandkvaliteten i vore vandløb er påvirket af de klimatiske forhold. Derfor er i rapporten en beskrivelse af klima- og afstrømningsforholdene i Danmark.

Klima og afstrømning

Nøgletal for klima og vandafstrømning for de 5 overvågningsår er sammenlignet med normalen (1961-90) og med midlen for de 5 overvågningsår i tabel 1.3. Med 7,6 °C som årsmiddeltemperatur blev 1993 det koldeste af de fem overvågningsår, men ganske nær normalen. Årsnedbøren var i 1993 758 mm og således 56 mm højere end midlen for 1989-93 og dermed det næst-vådeste overvåg-

Normal temperatur, men ret vådt

Megen nedbør over de østlige egne

ningsår og 46 mm vådere end normalen. I 1993 kom den sjette milde vinter i træk uden ret megen sne og frost. Perioden februar til juni var tør, lun og solrig, resten af 1993 generelt kølig, regnfuld og solfattig. I september 1993 faldt der ekstremt megen nedbør over de østlige dele af Fyn og Sjælland. I 1993 blev nedbørsfordelingen på landsplan mere udjævnet end normalt.

Tabel 1.3 Årsmiddelværdier for temperatur, globalstråling og nedbør for Danmark i 1993. Endvidere den beregnede vandbalance og ferskvandsafstrømning fra Danmark i 1993.

Periode	Temperatur °C	Global stråling MJ m ⁻² d ⁻¹	Nedbør mm	Vandbalance mm	Afstrømning	
					mm	10 ⁶ m ³
1989	9,2	10,0	581	259	252	10800
1990	9,3	9,8	812	423	327	14000
1991	8,2	9,5	655	264	296	12700
1992	9,0	10,2	706	248	294	12600
1993	7,6	9,5	758	327	325	14000
1989-93	8,6	9,8	702	296	294	12700
1961-90	7,7	9,5	712	300 ¹⁾	326 ²⁾	14000 ²⁾

¹⁾ Fordampningen for 1961-90 er beregnet efter en anden metode end for perioden 1989-93 (Mikkelsen og Olesen, 1991).

²⁾ Midlen er for perioden 1971-90.

2 Indledning

2.1 Formål og indhold

Formålet med overvågning af vandløb og kilder

Formålet med overvågningen af vandløb og kilder er:

- at opgøre ferskvandsafstrømningen, samt mængden af kvælstof, fosfor og organisk stof, der tilføres de danske farvandsområder og kystafsnit via vandløb
- at følge udviklingen i næringsstoftransport og de økologiske forhold i vandløb
- at få en bedre viden om vandkvaliteten i danske vandløb og kilder under hensyntagen til forskelle i de naturgivne og kulturskabte forhold
- at få en bedre viden om de økologiske forhold i danske vandløb, herunder effekter af ændringer i belastningen med kvælstof og fosfor og organisk stof.

En vigtig del af overvågningen er således at følge effekten af eventuelle ændringer i de forskellige samfundssektors belastning af ferskvand med de vigtigste forurenende stoffer, samt udviklingen i tilførslen af disse stoffer via søer og fjorde til havområderne omkring Danmark. Dette er nærmere beskrevet i "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" (*Miljøstyrelsen, 1989 og 1993a*).

Rapportens hovedindhold

Rapporten består som noget nyt af to dele:

- 1) et kapitel omhandlende et fælles tema for Vandmiljøplanens Overvågningsprogram
- 2) en såkaldt normalrapporteringsdel (kapitel 3-10, 12-15 og bilagsdel), som primært omhandler overvågningen i 1993.

Fællestema

Fra og med 1993 udmeldtes et fællestema for de forskellige områder under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. I det omfang, det er relevant, behandles fællestemaerne i amtskommunernes rapporter og i fagdatacenter-rapporten. Miljøstyrelsen udarbejder en temarapport, hvor fællestemaet har hovedvægten, medens sammenskrivningen af fagdatacenter-rapporterne bliver kortere end de foregående år. Fællestemaet for årets rapportering er: "Tilstand, effekter og udvikling i belastningen med kvælstof og fosfor af de danske vandområder med hovedvægt på punktkilder". Temaet belyses i kapitel 11 på baggrund af eksempler fra de amtskommunale rapporter omhandlende vandløbsoplande og marine kystafsnit. I kapitlet behandles landsdækkende og regional udvikling i fosforkoncentrationen, herunder eksempler på "case studies" for yderligere reduktion af spildevandsbelastningen. Der gives eksempler på udvikling i vandkvalitet og forureningstilstand, herunder eksempler på udvikling i kildestyrke over tid, samt udvikling i belastningen af udvalgte marine kystafsnit.

Normalrapporteringsdelen

Klimatisk blev 1993, både hvad angår temperatur, nedbør og solskin, nær gennemsnittet for 1961-90 på trods af at den 1.

halvdel var solrig, lun og tør, medens 2. halvdel af året var kold og våd. Af de 5 overvågningsår var året det koldeste. Afstrømningen var lige så stor som i 1990, men meget nær normalen for 1971-90. Disse forhold behandles i kapitel 3.

Biologiske forhold

I kapitel 4 og 5 behandles forureningstilstanden i vandløb og trådalgeundersøgelserne. Dansk Faunaindeks har for første gang været obligatorisk ved bedømmelse af forureningstilstanden på vandløbsstationer under overvågningsprogrammet, således at der kan foretages en standardiseret sammenligning af bedømmelserne. Trådalgeundersøgelserne er foretaget for første gang i 1993, hvorfor såvel resultater som den valgte metodes egnethed bliver behandlet.

Intensive stationer

I 1993 blev der introduceret intensive vandløbsstationer for at få et bedre mål for fosfortransporten i små landbrugsbelastede vandløb og for at få et fingerpeg om, hvor meget fosfortransporten underestimeres. Resultaterne behandles i kapitel 6.

Vandkvalitet i kilder og i vandløb

I kapitel 7 og 8 gives en status for vandkvaliteten og udviklingen i kilder og i vandløb, opdelt efter jordtype og for vandløbsstationerne også efter belastningstype. Den aldersdatering af kildevandet, som blev foretaget i 1993, omtales i kapitel 7.

Udvikling i N-transport i vandløb

Udviklingen i kvælstoftransporten i 55 vandløb beregnet for hydrologiske år (1/6-31/5) viser, at året 1993/94 gav den største kvælstoftransport gennem 20 år. Emnet behandles i kapitel 9.

Stofafstrømning til marine kystafsnit

Afstrømningen af kvælstof, fosfor og Bi_5 til de marine kystafsnit er opgjort for 1. og 2. ordens kystafsnit i kapitel 10.

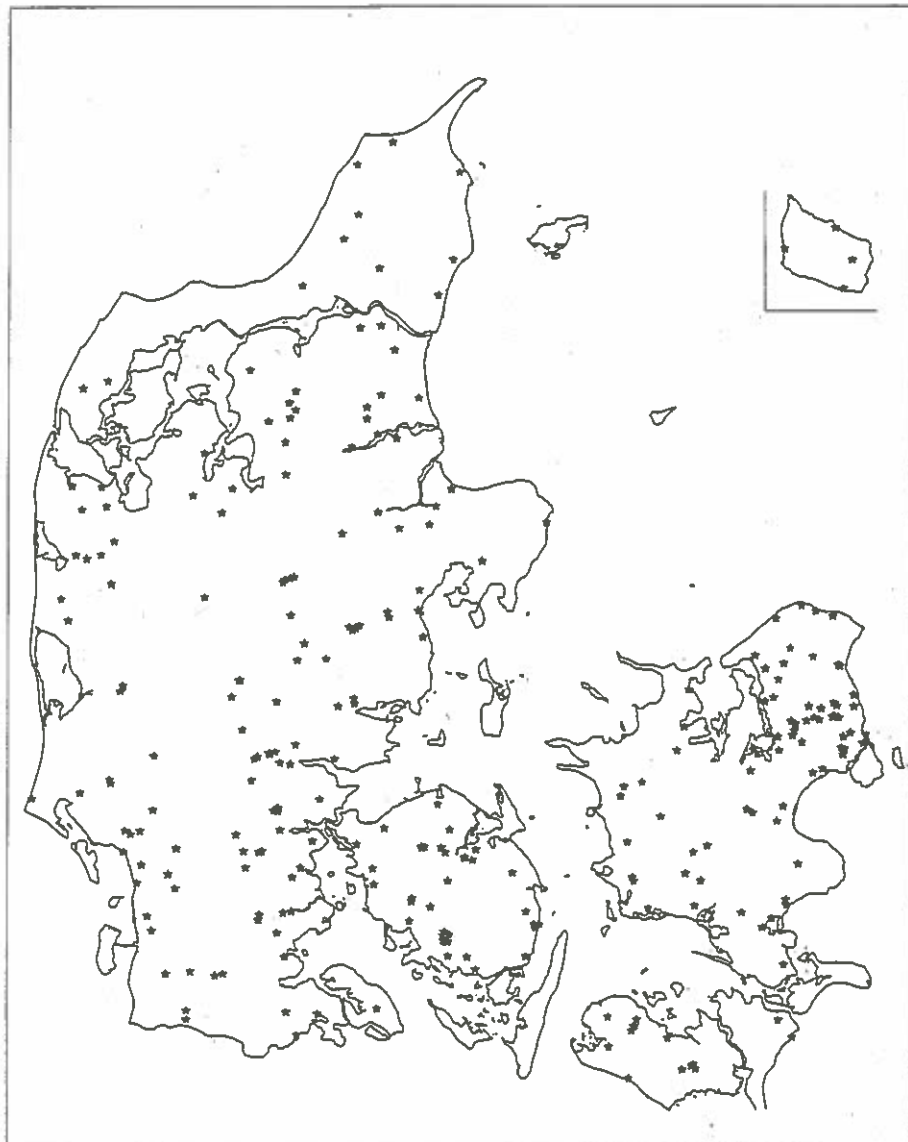
Rapporten indeholder endvidere et bilagsafsnit med en oversigt over de kilde- og vandløbsstationer, der er benyttet i den landsdækkende overvågningsrapport. I bilaget er givet en kortfattet stationsvis oversigt for alle vandløb, der bl.a. indeholder baggrundsbeskrivende oplysninger om oplandene, samt gennemsnitskoncentrationer og arealtab af kvælstof, fosfor og organisk stof for 1993, sammenlignet med en middel for 1989-93.

2.2 Stationsnettet og måleprogrammet

Datagrundlaget for rapporten

Datagrundlaget for overvågningen er de amtskommunale målinger af vandkvalitet, stoftransport og forureningstilstand ved ca. 260 vandløbsstationer, hvoraf 25 er afløb fra søer, samt ved 58 kilder, fordelt ud over landet (figur 2.1).

Valget af vandløb er truffet ud fra ønsket om at få repræsenteret vandløb, hvortil der fra oplandet i forskellig grad tilføres næringsstoffer fra de enkelte samfundssektorer, inklusive de rene vandløb og kilder i skov- og naturoplande, som kun i ringe grad er påvirket af menneskelig aktivitet. I tabel 2.1 er vandløbsstationer amtsvis fordelt på forskellige belastningstyper klassificeret efter tilstanden i 1991.



Figur 2.1 Lokalisering af Vandmiljøplanens vandløbsstationer efter revisionen pr. 1. januar 1993. Der mangler et antal stationer, hvor den hydrologiske reference mangler eller er forkeret. Placering af kilder er ikke angivet.

Pr. 1. januar 1993 blev der nedlagt en del spildevandsbelastede stationer for at få flere vandløbsstationer i naturoplande og landbrugsoplande uden punktkilder, jvf. tabel 2.1.

Måleprogrammet i vandløb og kilder

Det anvendte måleprogram i 1993 er vist i tabel 2.2 og er nærmere beskrevet i Miljøstyrelsen (1989 og 1993a). I forhold til 1989-92 er der fastlagt basisprogrammer med henblik på vandkemiske målinger, afhængig af hvad vandløbsstationerne anvendes til. Måle- og analysemetoder er detaljeret beskrevet i tekniske anvisninger fra Danmarks Miljøundersøgelser (Rebsdorf & Thyssen, 1987; Kronvang & Rebsdorf, 1988; Kronvang & Bruhn, 1990; Friberg et al., 1992; Kirkegaard et al., 1992; Svendsen & Rebsdorf, 1994).

Anvendte statistiske metoder

De statistiske metoder, der er anvendt i denne rapport, er beskrevet i Kronvang et al., (1991).

Tabel 2.1 Amtsvise opdeling på hovedbelastningskilden i oplande til vandløbsstationer under Vandmiljøhandlingsplanens Overvågningsprogram for ferskvand i perioden 1993-97 klassificeret efter tilstanden i 1991. Endvidere er angivet total antal stationer for de fire hovedbelastningstyper i 1991. Endelig er antal stationer i de to vandløbsnet samt total antal stationer opgjort amtsvis (Miljøstyrelsen, 1993a).

Amt	Natur	Landbrug ¹⁾	Landbrug ²⁾	Spildevand	Dambrug	Havbelastning	Typeopland	Stationer i alt
Kbh. Kommune	0	0	0	4	0	2	3	4
Kbh. Amt	0	0	2	5	0	4	6	7
Frederiksborg	1	1	4	12	0	12	16	18
Roskilde	0	1	4	4	0	5	8	9
Vestsjælland	0	1	3	11	0	8	13	15
Storstrøm	1	1	7	8	0	12	16	17
Bornholm	1	1	2	0	0	3	4	4
Fyn	2	13	6	13	0	18	33	34
Sønderjylland	0	4	9	8	0	16	21	21
Ribe	1	3	0	9	2	9	12	15
Vejle	0	10	2	18	2	9	32	32
Ringkøbing	1	3	3	5	3	6	15	15
Århus	3	5	6	9	2	5	24	25
Viborg	0	3	4	7	0	6	15	14
Nordjylland	1	5	7	8	1	12	22	22
Danmark 1993-97	11	51	59	121	10	127	24	252
Danmark 1991	7	45	64	127	10	130	262	253

¹⁾ Landbrugsoplande uden punktkilder

²⁾ Landbrugsoplande med en spildevandsbelastning på $N < 0.5 \text{ kg N ha}^{-1}$

2.3 Revision af overvågningsprogrammet for vandløb og kilder pr. 1. januar 1993

Baggrund for revisionen

Pr. 1. januar 1993 er der aftalt en revision af hele Vandmiljøplanens Overvågningsprogram på baggrund af de erfaringer, som såvel amtskommunerne som Miljøstyrelsen, DGU og DMU havde indhøstet. En fuldstændig beskrivelse af det reviderede Overvågningsprogram 1993-97 med oversigt over samtlige måleprogrammer og stationer findes i Miljøstyrelsen, 1993a.

Hovedændringer i vandløbs- og kilde overvågningen

For kilderne er der i hovedtræk ikke sket ændringer. Der er i 1993 foretaget en aldersbestemmelse af vandet i de 58 overvågningskilder ud fra tritiumindholdet.

Tabel 2.2 Måleprogram for vandløbsstationer og søtilløb/-afløb: Prøvetagningsfrekvensen i kilder er 4 gange pr. år, medens den ved vandløbsstationerne generelt er 12-24 gange pr. år.

	Kilder	Typeoplande Program (A)	Havbelastnings stationer		Søtilløb/- afløb Program D
			Udvidet program B	Reduceret program C	
<u>Feltmålinger:</u>					
Vandtemperatur	x	x			x
Vandføring	x	x	x	x	x
<u>Laboratorieanalyser:</u>					
pH	x	x	x		x
Alkalinitet ⁽¹⁾	x	x	x		
NO ₃ -N (evt.+NO ₂ -N)	x	x			
NH ₄ -N		x	x	x	
Total N		x	x	x	x
Opløst fosfat-P	x	x	x	x	x
Total P	x	x	x	x	x
BI ₅ (eller BI _{2,5}) ⁽²⁾		x	x ⁽²⁾	x	
Total Fe ⁽³⁾	x	x	x		x
Øvrige variable ⁽⁴⁾	x	x	x		x
<u>Månedstransporter:</u>					
Vand		x	x	x	x
Nitrit-nitrat-N		x	x		
Ammonium-N		x			
Total N		x	x	x	x
Opløst ortho-P		x	x	x	x
Total P		x	x	x	x
BI ₅		x	x ⁽²⁾		
Total Fe					x

⁽¹⁾ Måles, hvis alkaliniteten < 1.5 mmol l⁻¹

⁽²⁾ Der måles i stedet TOC/BOD, såfremt det kræves af internationale konventioner

⁽³⁾ Måles 4 gange årligt, hvis gennemsnitskoncentrationen af total Fe > 0.15 mg l⁻¹. I søtilløb/afløb måles Fe hver gang.

⁽⁴⁾ Andre målte variable som f.eks suspenderet stof.

Under vandløbsovervågningen gennemføres følgende nye initiativer:

Biologiske undersøgelser

Fra 1993 indføres undersøgelse af trådalgers forekomst i vandløb (Friberg et al., 1992). Samtidig er der indført en standardmetode for biologisk vandløbsbedømmelse: Dansk Faunaindeks (Kirkegaard et al., 1992).

Intensive målestationer

De intensive målestationer oprettes for at kunne estimere den "sande" transport af fosfor, da erfaringen viser, at fosfortransporten med den nuværende prøvetagningsfrekvens i de fleste tilfælde underestimeres (Kronvang og Bruhn, 1990; Storstrøms Amt, 1993; Fyns Amt, 1993; Svendsen og Kronvang, 1994). I 1993 og 1994 er de intensive målestationer opstillet i mindre landbrugsoplande. Der anvendes en puljet prøvetagningsstrategi med minimum 52 prøver pr. år (1 puljet prøve pr. uge). Samtidig fortsættes det sædvanlige prøvetagningsprogram (med 12-24 prøver pr. år) på de intensive stationer.

Tabel 2.3 Amtsvis fordeling af vandløbsstationerne under Vandmiljøhandlingsplanens Overvågningsprogram med hensyn til forureningsgradsbedømmelse, trådalgebestemmelse, intensive stationer og opgørelse af arealanvendelse og afgrødetyper (Miljøstyrelsen, 1993a).

Amt	Fauna-bedømmelse	Trådalge-målinger	Intensiv station	Corine + kortlægning	Afgrødetyper Gødnings-anvendelse
Kbh. Kom.	2	1	0	0	0
Kbh. Amt	6	4	1	2	2
Frederiksborg	18	8	1	5	3
Roskilde	9	6	1	5	2
Vestsjælland	12	8	1	4	3
Storstrøm	18	8	1	8	3
Bornholm	4	2	0	3	2
Fyn	27	10	1	19	10
Sønderjylland	20	9	1	12	3
Ribe	12	8	1	4	4
Vejle	20	5	0	12	5
Ringkøbing	10	9	1	7	5
Århus	26	11	2	12	9
Viborg	15	8	1	7	5
Nordjylland	23	8	1	12	5
Danmark 1993-97	222	105	13	112	61

Opgørelse af arealudnyttelse, afgrødetyper, husdyrhold og gødningsforbrug

I løbet af 1994 og 1995 iværksættes opgørelsen af arealudnyttelse, afgrødetyper og gødningsforbrug som sidste del af det reviderede overvågningsprogram 1993-97. Formålet er at anvende informationerne til en bedre tolkning af tabet af kvælstof og fosfor fra oplande med forskellig dyrkningsgrad, husdyrhold og jordtype. I tabel 2.3 er det amtsvist angivet, for hvor mange vandløb de nye initiativer implementeres.

Opgørelserne gennemføres som tre delemler:

- a) **Corine kortlægning** er en overordnet kortlægning af forskellige arealanvendelsesklasser for alle vandløbs- og søoplande i amtskommunerne under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram samt for alle 2. ordens kystafsnit. Detaljeringsniveauet er 25 ha.
- b) **Corine + kortlægning** er en detaljeret kortlægning af den overordnede arealanvendelse (1 ha opløsning) i 112 små vandløbsoplande, som er uden eller med små spildvandsudledninger.
- c) **Opgørelse af afgrødetyper og gødningsanvendelse** i dyrkede vandløbsoplande uden belastning fra større punktkilder. Opgørelsen foretages på bedriftsniveau i 61 dyrkede vandløbsoplande på basis af eksisterende skemaer om dyrkningspraksis ved landmændene i drifts-året 1993-94. For 8 oplande gennemføres opgørelsen på markniveau.

3 Klima og afstrømning

3.1 Indledning

Klimaets betydning for vandmiljøet

De klimatiske forhold har en nøglerolle for mange af de processer, der influerer på miljøtilstanden i vandmiljøet. I nedbørsrige perioder vil der afstrømme større mængder af næringsstoffer til vandmiljøet. Nedbør, temperatur og mængden af solskin skaber de ydre rammer for vækstbetingelserne for f.eks. planter, herunder afgrøderne, hvilket har betydningen for planteoptag af f.eks. kvælstof og dermed den pulje af kvælstof, der kan udvaskes fra rodzonen. Kraftig nedbør og sneafsmeltring kan give overfladisk afstrømning fra markerne og kraftig erosion i vandløbene og således tilføre store mængder af partikulært materiale til vandmiljøet. Et kendskab til de klimatiske forhold er således et nødvendigt input ved tolkningen af de indsamlede overvågningsdata.

Kapitlets indhold

I dette kapitel beskrives temperatur, globalstråling, nedbør, vandbalance og afstrømning i Danmark i de 5 overvågningsår 1989-93 med hovedvægten på 1993. Normalperioden 1961-90 (Cappelen & Frich, 1992) bruges som sammenligningsgrundlag. Vedrørende afstrømning findes kun en middel for perioden 1971-90. Endvidere sammenlignes med midlen for de fem overvågningsår 1989-93. Generelt er oplysninger om 1993 i figurer markeret med den mørkeste skravering, og middel for 1989-93 markeret med fed linie.

Klimatiske data er baseret på oplysninger fra Danmarks Meteorologiske Institut (1994) og Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Arealdata.

3.2 Temperatur og globalstråling

Middeltemperaturen var normal i 1993

Årsmiddeltemperaturen var 7,6°C i 1993, der hermed blev det første af de 5 overvågningsår med en middeltemperatur under midlen for 1961-90 (7,7 °C). Rækken af varme år, som begyndte i 1988 (figur 3.1) blev dermed brudt. Fælles for de første fire overvågningsår har været milde vintre uden frost og vinteren var påny mild i 1993.

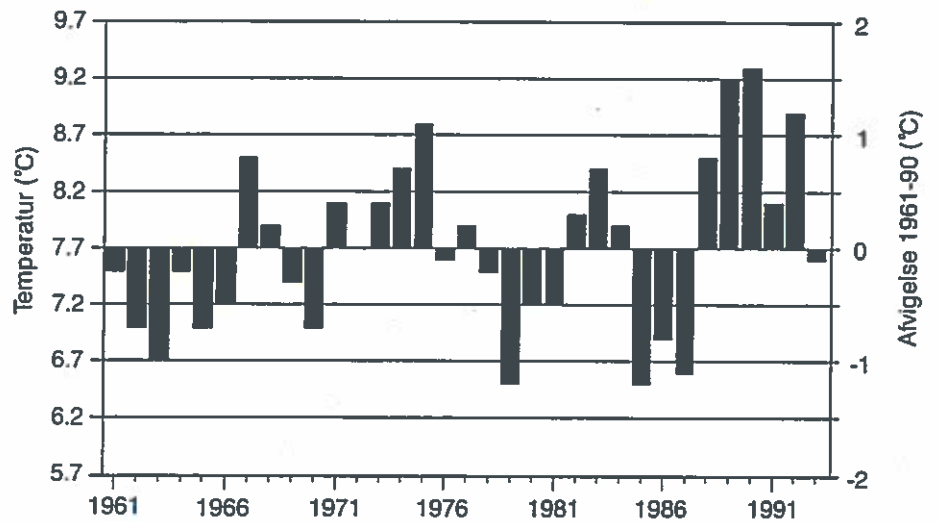
Temperaturfordelingen i 1993

Årsmiddeltemperaturen var godt 8 °C ved kysterne, på Fyn og Lolland-Falster, men under 7 °C i det indre af Nordjylland jvf. figur 3.2 (Danmarks Meteorologiske Institut, 1994).

Sæsonvariationen i 1993

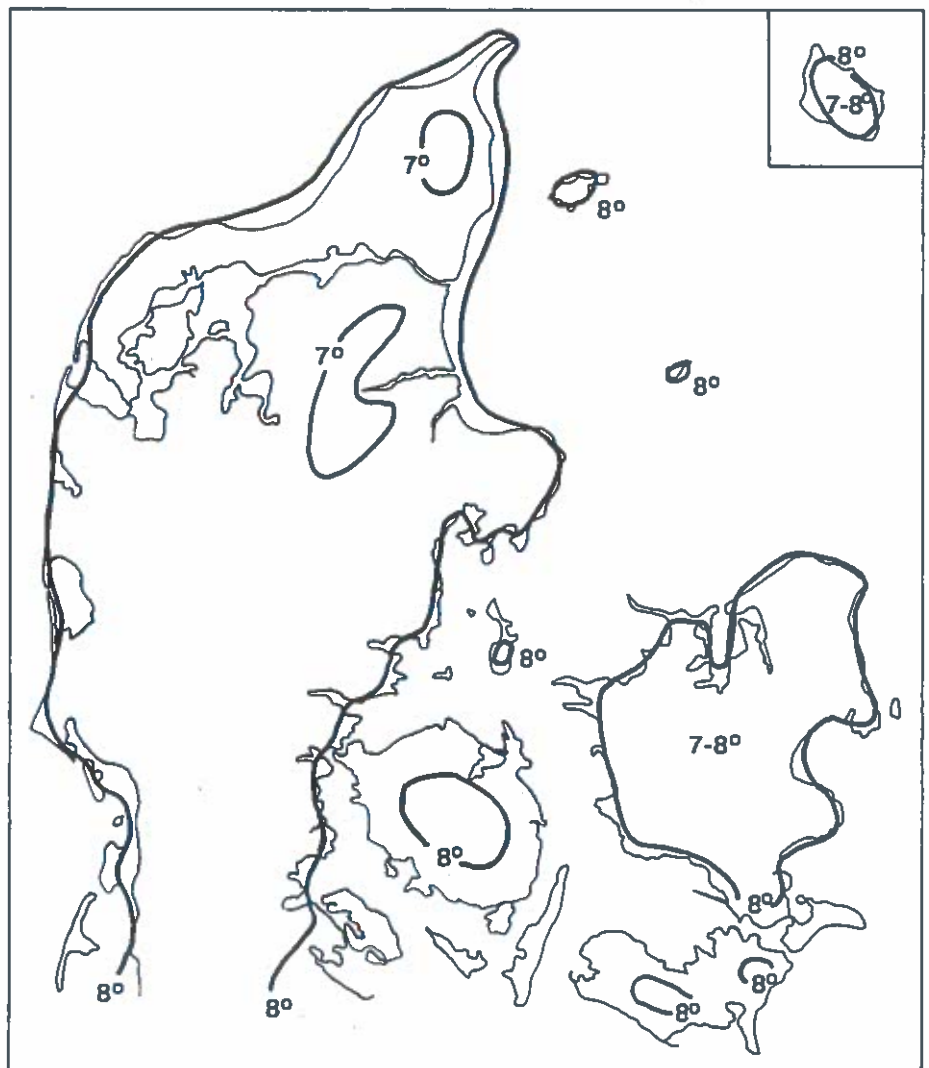
Middeltemperaturen i januar til og med maj samt december var højere end normalen for 1961-90 (figur 3.3). Til gengæld var middeltemperaturen i perioden juli-november lavere end normalen (figur 3.3). Årets højeste temperaturer forekom i slutningen af april og i begyndelsen af maj og blev kun knap 29 °C. Første kvartal var for 6. år i træk mildere end normalt (1961-90), men det koldeste sammen med 1. kvartal 1991 (figur 3.4). Der forekom dog

Figur 3.1 Årsmiddeltemperatur i perioden 1961-93. På højre y-akse aflæses afvigelsen i forhold til normalen 1961-90, som er 7,7°C.

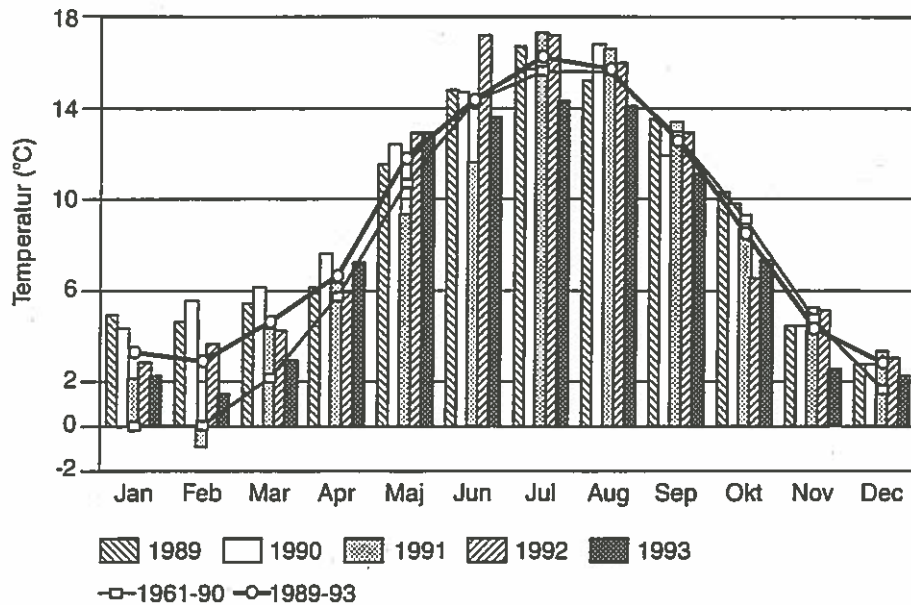


ikke større mængder sne eller perioder med længerevarende frost. Middeltemperaturen i 2. kvartal var næsten identisk med midlen for 1989-93. I 3. og 4. kvartal var middeltemperaturen til gengæld markant den laveste af de fem overvågningsår og for første gang under midlen for 1961-90. De fem overvågningsår har således som middel for januar-juni været betydelig varmere end normalen, medens juli-december som middel har været lidt højere.

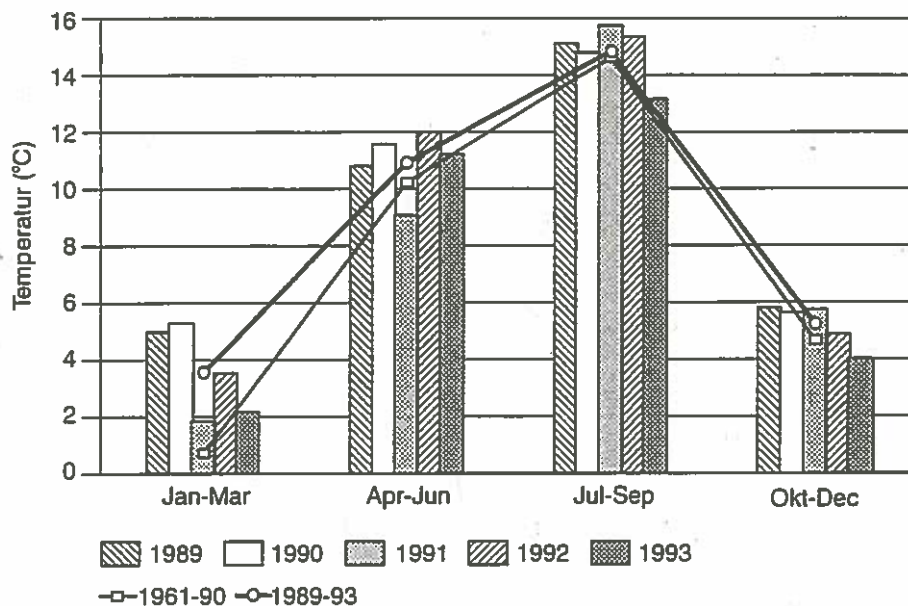
Figur 3.2 Isotermkort med fordelingen af årsmiddeltemperaturen i 1993 (Danmarks Meteorologiske Institut, 1994).



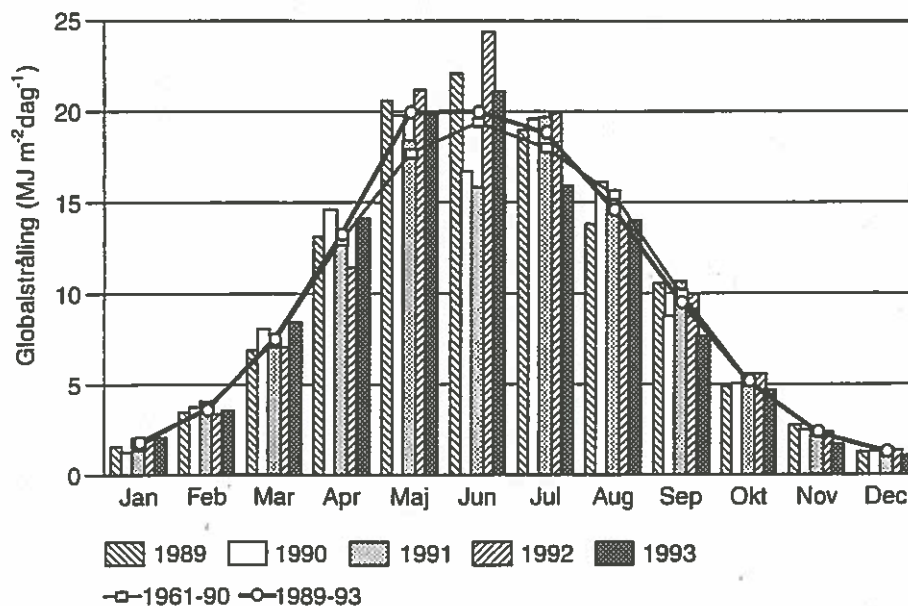
Figur 3.3 Månedsmiddeltemperaturen for Danmark for hvert af overvågningsårene (1989-93), for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-93.



Figur 3.4 Kvartalsmånedsmiddeltemperaturen for Danmark for de fem overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-93.



Figur 3.5 Månedsmiddelglobalstrålinger ($\text{MJ m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) for de 5 overvågningsår og som middel for perioderne 1961-90 og 1989-93.



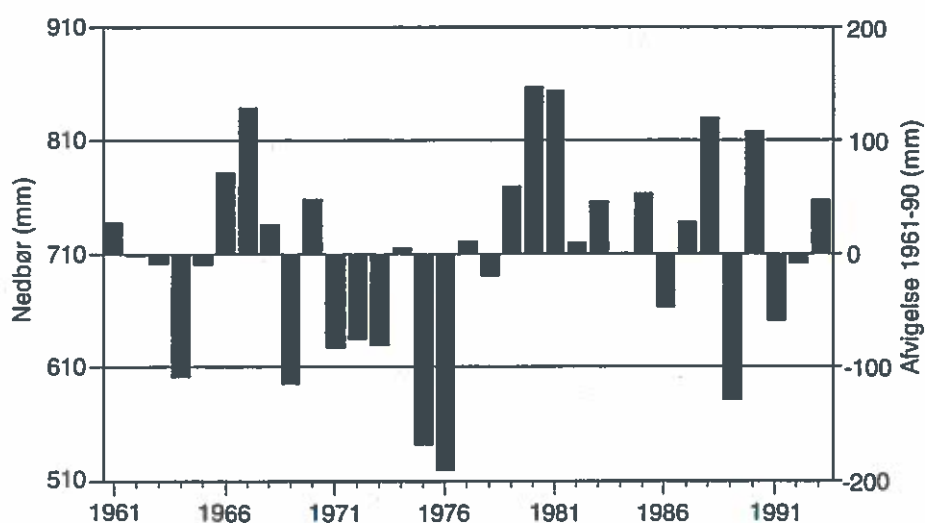
Strålingen var i 1993 $9.5 \text{ MJ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ hvilket er lig normalen (1961-90), men en smule lavere end midlen for 1989-93. Perioden fra marts til og med midt i juni var præget af stor globalstråling (mange solskinstimer) både sammenlignet med de foregående overvågningsår og normalen (figur 3.5). Til gengæld var globalstrålingen i årets sidste 7 måneder under midlen for 1961-90 og for de fire første overvågningsår. Der var bundrekord af solskinstimer i september 1993.

3.3 Nedbør og vandbalance

Årsmiddelnedbør

Årsmiddelnedbøren var i 1993 758 mm, hvilket er 40 mm mere end normalen og 56 mm højere end midlen for 1989-93 (figur 3.6). Årsmiddelnedbøren i 1993 var den næst højeste af de fem overvågningsår kun overgået af 1990, hvor der faldt 818 mm.

Figur 3.6 Årsmiddelnedbøren i perioden 1961-93. På højre y-akse aflæses afvigelsen i forhold til normalen (1961-90).



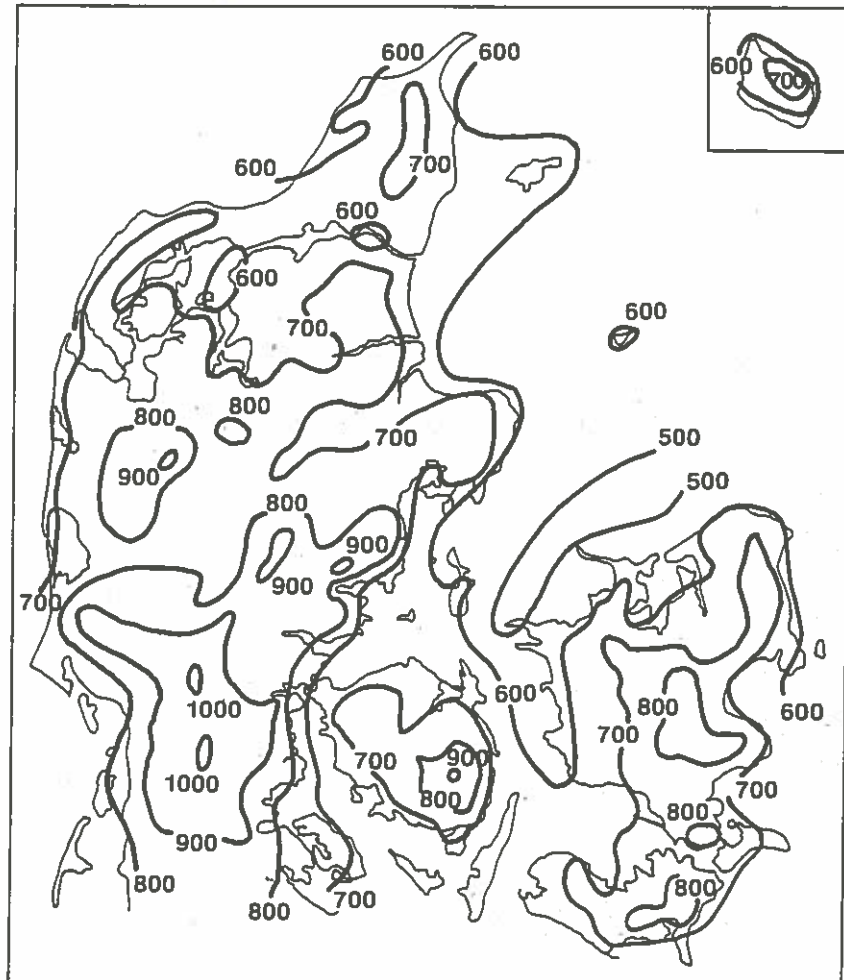
Store geografiske variationer

I det centrale Sydjylland faldt der over 1000 mm nedbør i 1993 mod 500-600 mm i Storebælts- og Øresundsregionen (fig 3.7). Nedbørsfordeling adskiller sig fra normalen ved at især den østlige del af Fyn og Sjælland har fået mere nedbør end normalt for perioden 1961-90, medens Nordvestjylland har fået mindre nedbør end normalt. En hovedforklaring på dette nedbørsfordelmønster er nedbørsfordelingen i september 1993, hvor der faldt ekstreme nedbørsmængder specielt på Østsjælland (figur 3.8).

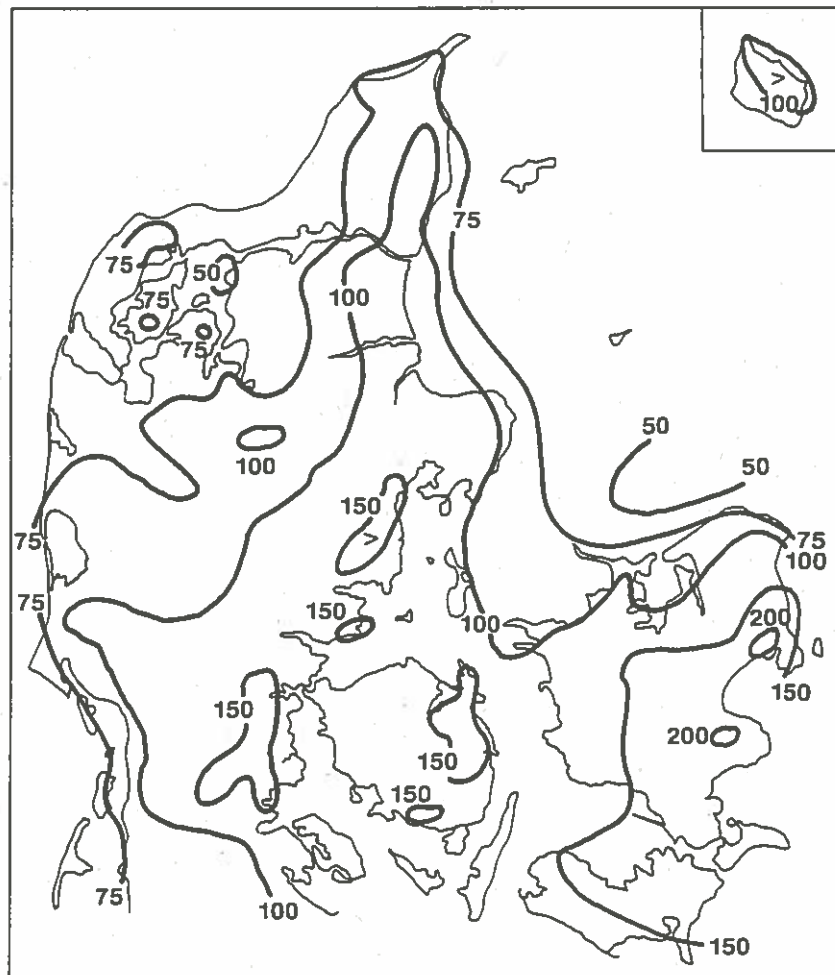
Ujævn nedbørsfordeling over året

I lighed med 1992 afveg nedbørsfordeling i 1993 markant fra normalen (figur 3.9). Januar var meget våd, men herefter fulgte 4 meget tørre måneder, hvor nedbøren var cirka det halve af normalen (115 mm mod normalt 228 mm). Den resterende del af året var betydelig vådere end normalen (541 mm mod normalt 427 mm). Sammenlignes 1989-93 med normalen er perioden maj-juli blevet tørrere, medens de resterende måneder med undtagelse af november er blevet vådere. 2. kvartal var meget tør (67 mm i 1993 mod normalens 142 mm og 114 mm for 1989-93), medens 4. og især 3. kvartal var våde (figur 3.10). Generelt har 2. kvartal været tørrere end normalt i de 5 overvågningsår medens 1. og 3. kvartal er blevet vådere.

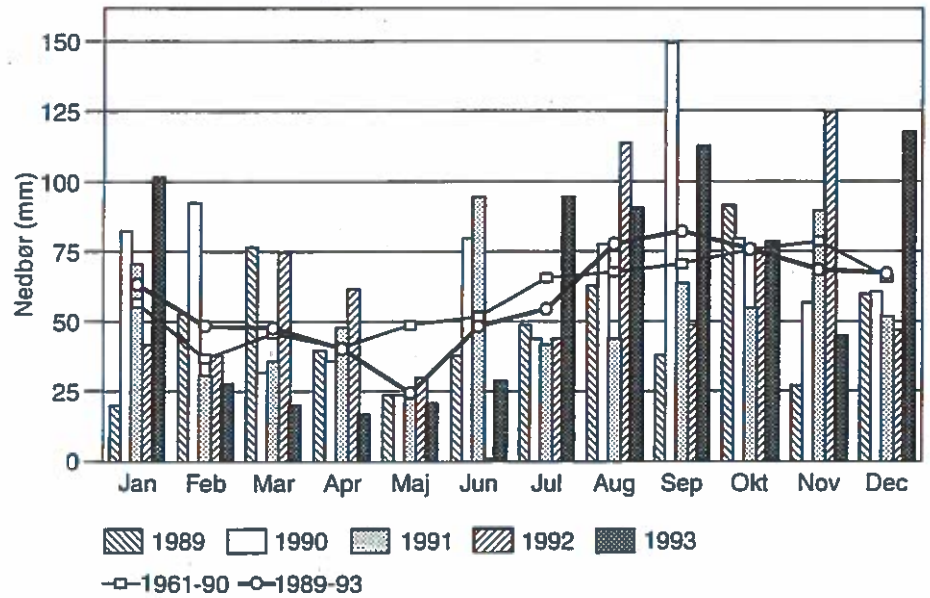
Figur 3.7 Isohyetkort med fordelingen af årsnedbøren i 1993 (Danmarks Meteorologiske Institut, 1994).



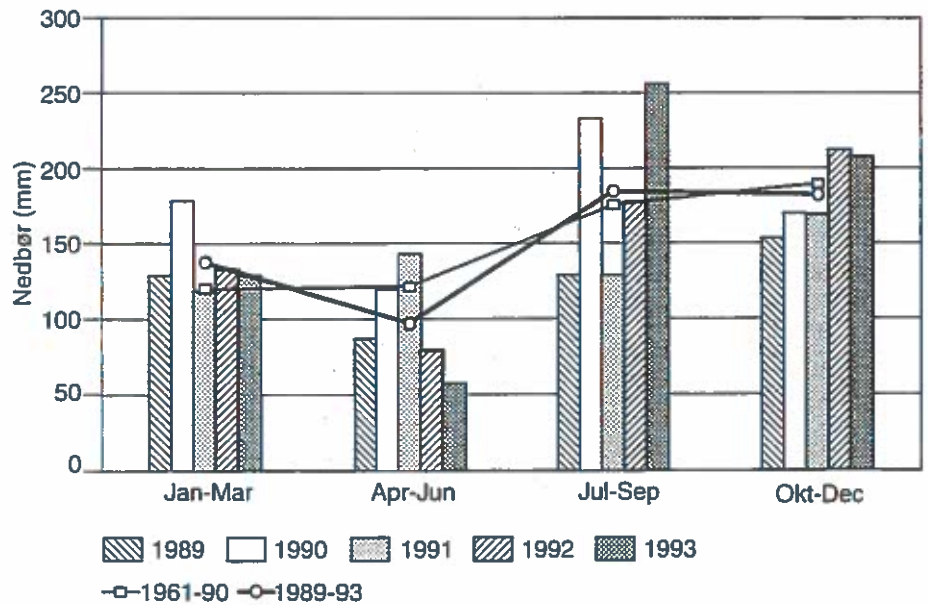
Figur 3.8 Isohyetkort med fordeling af nedbør i september 1993 (Danmarks Meteorologiske Institut, 1994).



Figur 3.9 Månedsmiddelnedbøren i Danmark for hvert af de 5 overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for 1989-93.



Figur 3.10 Kvartalsmiddelnedbøren for Danmark for de fem overvågningsår, for normalperioden 1961-90 og som middel for perioden 1989-93.



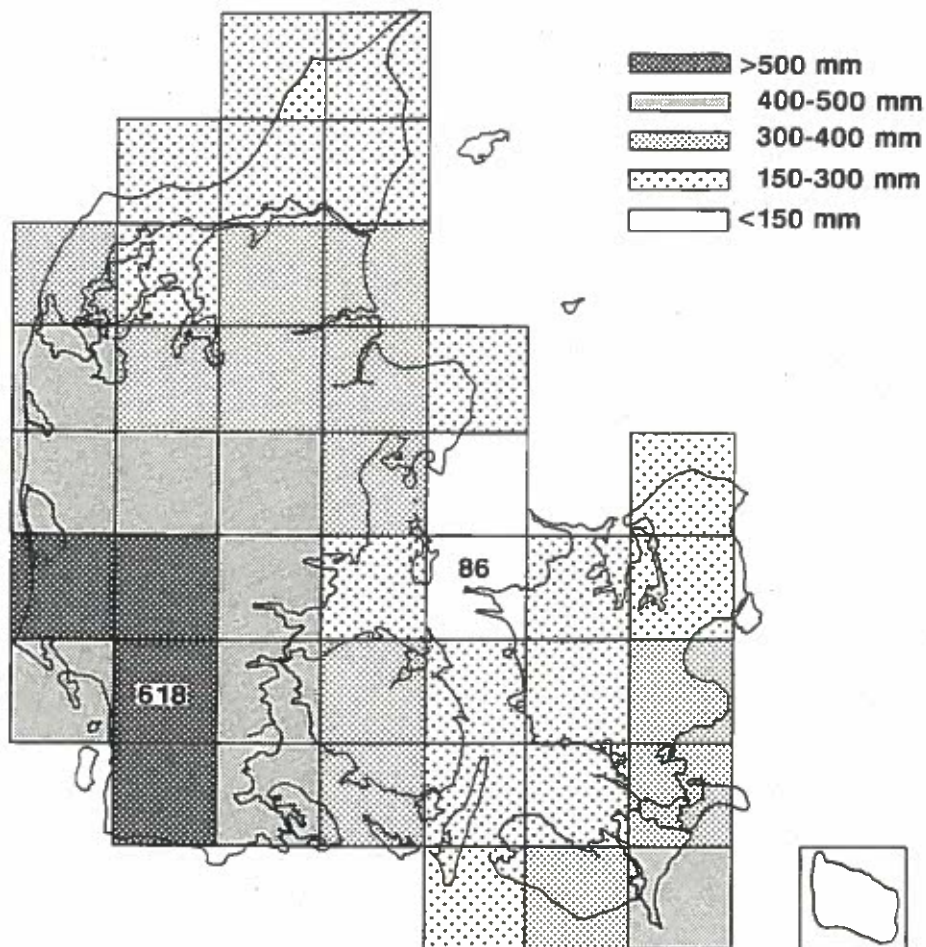
Vandbalancen i 1993

Den potentielle vandbalance for 1993 er beregnet som den målte nedbør korrigeret til jordoverfladen minus den potentielle fordamning, som er beregnet af Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Arealanvendelse (Madsen, 1991 og Mikkelsen & Olesen, 1991). Den døgnlige potentielle fordamning er beregnet for et gridnet bestående af 44 kvadrater på 40*40 km², der dækker hele landet (Mikkelsen, 1991). Ved beregningen indgår døgnmiddeltemperatur, luftfugtigheden, døgnmiddelvindhastigheden og globalstrålingen som nøgleinput. Vandbalancen beregnes som en værdi (i mm) pr. døgn for hvert grid (figur 3.11). Vandbalancen for 1993 afspejler generelt den geografiske fordeling af nedbøren (sammenlign figur 3.11 med 3.7), dog således at den højere potentielle fordamning i det østlige Danmark fremgår af den resulterende vandbalance. I Sydvestjylland er den beregnede vandbalance op til godt 600 mm, mens den i Storebælt- og Øresundsregionen er omkring 100 mm. På landsplan var den potentielle vandbalance 327 mm i 1993 mod 296 mm i perioden 1989-93 (tabel 3.2).

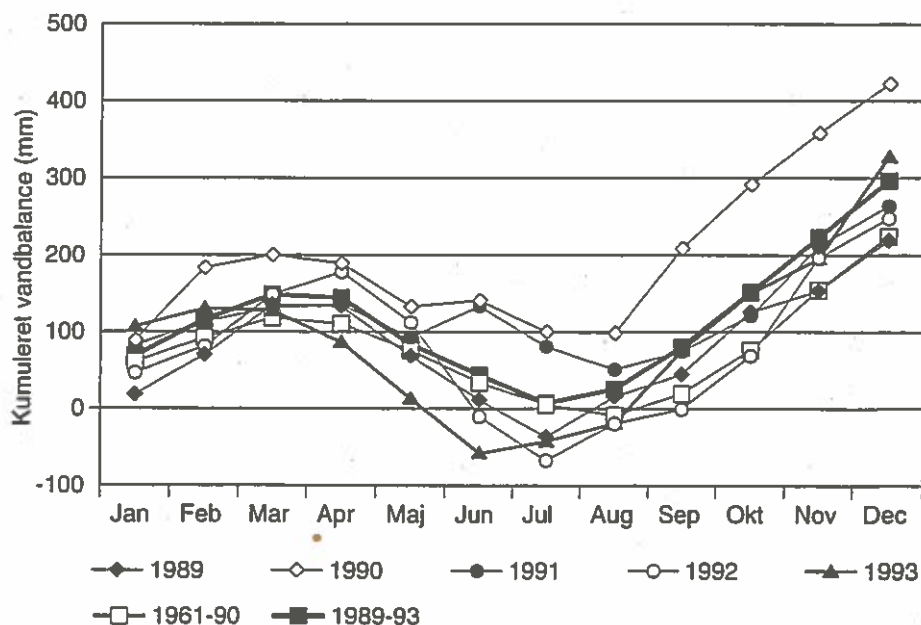
Beregning af den potentielle fordamning

Den aktuelle fordampning vil normalt være mindre end den potentielle, specielt hvis der i foråret eller om sommeren forekommer lange, tørre perioder (som i 1992), hvorfor den aktuelle vandbalance normalt vil være lidt større (5-15%) end den potentielle vandbalance.

Figur 3.11 Beregnet vandbalance (nedbør korrigeret til overfladen minus den potentielle fordampning) på basis af den potentielle fordampning beregnet for 44 kvadranter (Mikkelsen, 1991 og 1994). De angivne værdier er beregnede maksimums- og minimumsværdier for kvadranterne i 1993.



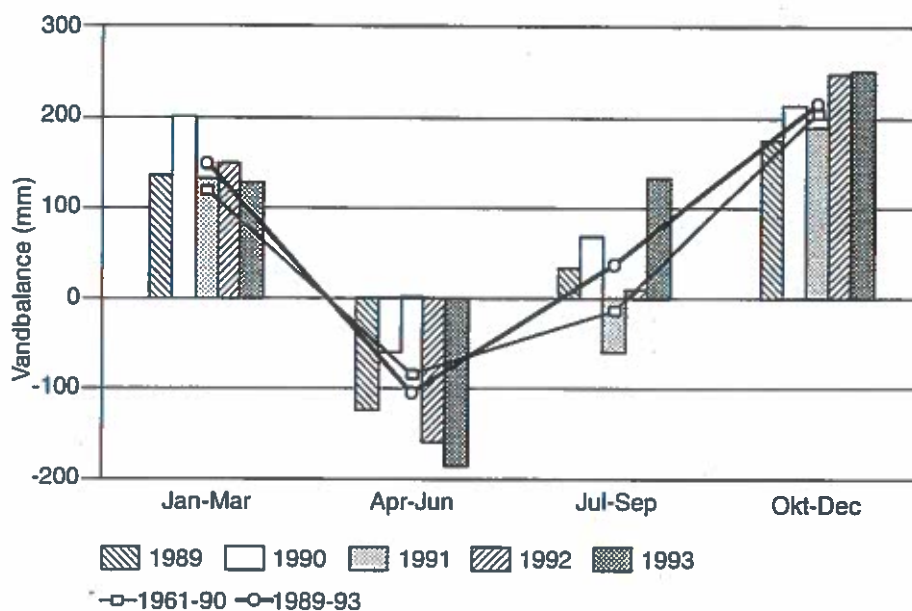
Figur 3.12 Kumulerede månedsmiddelvandbalancer for de 5 overvågningsår, for normalen 1961-90 (beregnet med en anden metode end for de 5 overvågningsår) og midlen for 1989-93.



Vandbalancen på måneds- og kvartalsbasis

Den beregnede vandbalance er negativ i perioden april til og med juli, men allerede positiv fra august 1993 og meget positiv i efteråret 1993 (figur 3.12). Sammenligning med midlen for 1961-90 skal foretages med det forbehold, at der er anvendt en anden metode til beregning af den potentielle fordampning end for de 5 overvågningsår.

Vandbalancen i 2. kvartal 1993 er den mest negative af alle 5 overvågningsår, medens 2. halvdel af 1993 har den mest positive vandbalance (figur 3.13). Den beregnede vandbalance indicere derfor en lav sommervandføring specielt i de østlige dele af landet men høje afstrømninger i efteråret (figur 3.12 og figur 3.13).



Figur 3.13 Kvartalsvandbalancen for de 5 overvågningsår og for normalen 1961-90 samt som middel for 1989-93.

3.4 Ferskvandsafstrømningen til havet

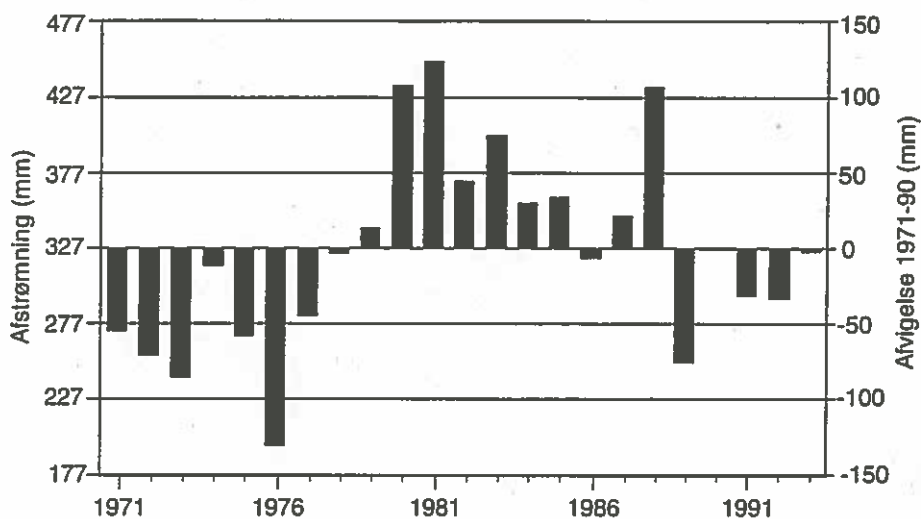
Opgørelsesgrundlag

Ferskvandsafstrømningen fra Danmark til de omkringliggende farvande er af Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser opgjort ud fra 67 nedbørsområder, hvor det målte opland udgør 43% af landets areal (Blicher & Refdahl, 1994). For umålte oplande i vandløbssystemer, hvor der findes målestationer opstrøms det umålte opland, bestemmes afstrømningen ved arealproportionsud fra referencestationer i vandløbssystemerne. I umålte oplande, hvor der ikke findes målestationer i vandløbssystemet, anvendes referencestationer beliggende i samme nedbørsområde. Blicher & Refdahl (1994) angiver, at den totale årsafstrømning for Danmark er bestemt med en relativ usikkerhed på 0.8%. Den største usikkerhed på afstrømningen forekommer for farvandsområde Sydlige Bælthav og Østersøen med 6%, medens afstrømningen i de afstrømningsrigeste farvandsområder (Nordsøen og Kattegat) er bestemt med en relativ usikkerhed på under 2% (Blicher & Refdahl, 1994).

Totale ferskvandsafstrømning

Den totale ferskvandsafstrømning var i 1993 14.000 millioner m³ svarende til en arealspecifik afstrømning på 326 mm, hvilket er

præcis lig med midlen for perioden 1971-90 (der findes ikke en normal for perioden 1961-90) (figur 3.14). Ferskvandsafstrømning i 1993 var hermed nærmest identisk med afstrømningen i 1990 (327 mm) selv om der faldt 60 mm mere nedbør i 1990 end i 1993. Dette skyldes, at afstrømningen et år ikke kun afhænger af nedbørs- og fordampningsforholdene i det samme år, men at de klimatiske forhold i det (de) foregående år har indflydelse på afstrømningen det (de) efterfølgende år. I et tørt år mindskes grundvandsmagasinerne, således at efterfølgende overskudsnedbør primært vil gå til opbygning af grundvandsmagasinerne med en forsinket afstrømningsrespons til følge. Således var 1989 meget tør, hvilket betød, at en del af nedbøren, der faldt i 1990, er gået til grundvandsmagasinopbygning i 1990. Disse forhold vil være mest udtalt i lerede områder, hvor infiltrationshastigheden i jorden er betydeligt lavere end på sandede jorde.



Figur 3.14 Ferskvandsafstrømningen fra Danmark i perioden 1971-93. På højre y-akse aflæses afvigelsen i forhold til normalen.

Alle 5 år under Overvågningsprogrammet har haft en afstrømning lig eller lavere end midlen for perioderne 1971-90 (327 mm) og midlen for 1989-93 (294 mm) (tabel 3.2).

Sammenligning af den målte ferskvandsafstrømning med den beregnede vandbalance for Danmark

Sammenlignes ferskvandsafstrømningen fra Danmark med den tidligere omtalte beregnede potentielle vandbalance for perioden 1989-93, er disse nærmest ens (henholdsvis 294 mm og 296 mm). Da den beregnede potentielle vandbalance skønnes at være 10-15% højere end den aktuelle vandbalance (*Harald Mikkelsen*, pers. kom.), vurderes ferskvandsafstrømning derfor at være underestimeret. De målte oplande, der anvendes til afstrømningsberegningerne (som dækker 43 % af landets areal), ligger da også typisk i de indre dele af landet, hvor den specifikke afstrømning i gennemsnit er lavere end i de umålte kystnære oplande.

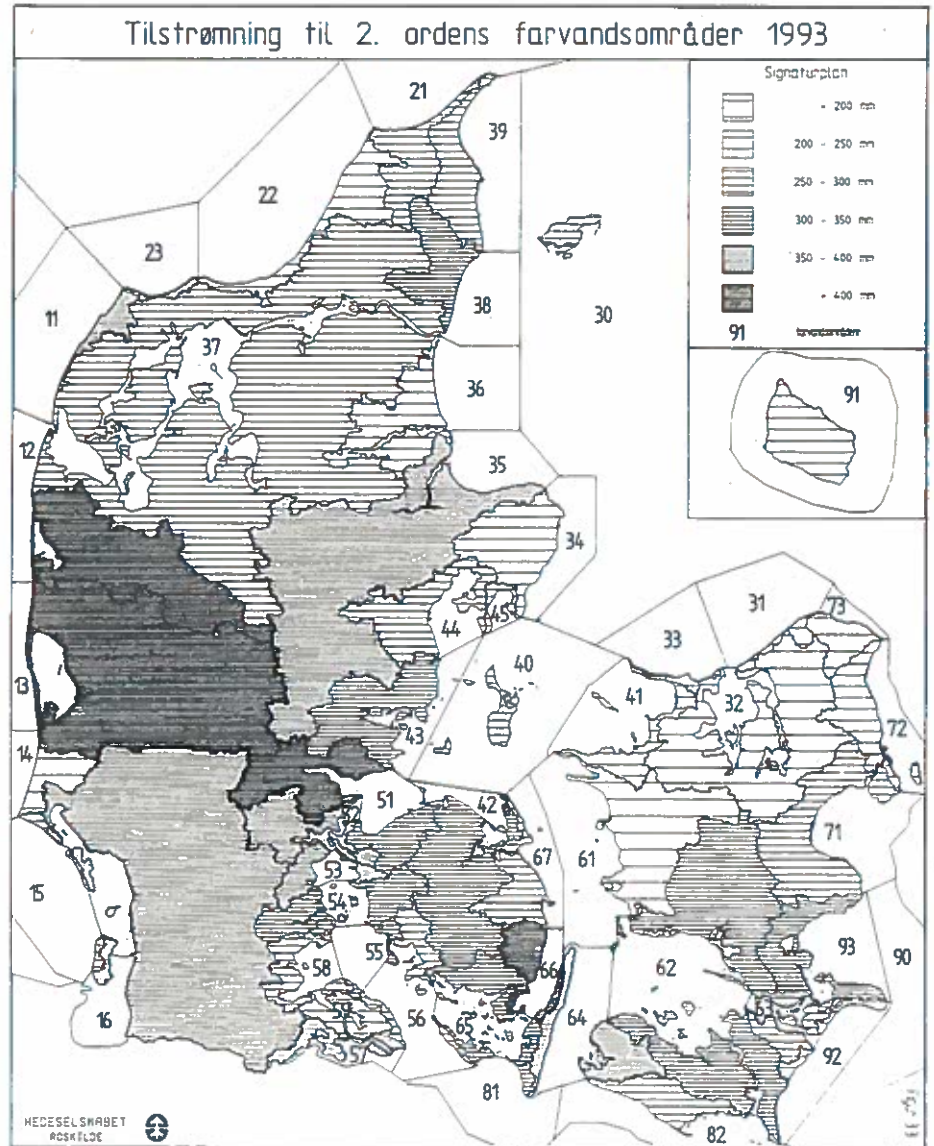
Geografiske fordeling af ferskvandsafstrømningen

De største ferskvandsafstrømninger i 1993 (op til 618 mm) kom fra afstrømningsområder i Syd- og Vestjylland, de mindste (112 mm) i afstrømningsområder omkring Storebælt og sydlige del af Kattegat (figur 3.15). Den geografiske variation i afstrømningen er 100-200 mm mindre end den tilsvarende for nedbør. Den beregnede potentielle vandbalance (figur 3.11) giver en mindre overestimering af ferskvandsafstrømningen i Vestjylland og en

Forskelle mellem den beregnede vandbalance og den målte ferskvandsafstrømning

mindre underestimering af afstrømningen i nogle områder af Øerne og Nord- og Vestjylland. På landsplan er den beregnede vandbalance identisk med den opgjorte ferskvandsafstrømning (tabel 3.2). Dette er som tidligere omtalt lidt overraskende, da det medfører, at den aktuelle vandbalance dermed vil være noget større end den opgjorte ferskvandsafstrømningen. Dette indikerer også, at ferskvandsafstrømningen må være underestimeret.

Figur 3.15 Den geografiske fordeling af ferskvandsafstrømningen i 1993 opgjort for oplandene til de 49 2. ordens marine kystafsnit (Blicher og Refsdahl, 1994). De 2-cifret værdier refererer til numrene på de 2. ordens kystafsnit. I bilag VIII findes en tabel med navnene på kystafsnittene.



Afstrømning til farvandsområderne

Ferskvandsafstrømningen i 1993 til de 9 farvandsområder er sammenlignet med afstrømningen i 1992 og midlen for 1971-90. Afstrømningen har i 1993 været 11% højere end i 1992 og lig midlen for 1971-90 i tabel 3.1. Sammenlignes de 9 1. ordens farvandsområder (tabel 3.1 og figur 3.16 og 3.17) bemærkes, at afstrømningen til de to største farvandsområder: Nordsøen (1) og Kattegat (3) - som dækker 62% af Danmarks areal - har været næsten lig med forholdene i 1992. Afstrømningen til Skagerrak var til gengæld næsten 10% lavere i 1993. For de resterende 6 farvandsområder (svarende til 35 % af landets areal) er afstrømning steget med 20 til næsten 60% i forhold til 1992. I forhold til midlen 1971-90 er afstrømning knap 10% lavere til farvandsom-

De østlige egne har haft højere afstrømning end normalt

råde 1-3 og op til godt 50% højere for de øvrige farvandsområder, hvilket blandt andet afspejler den store nedbørsmængde, der faldt i september i den østlige del af landet. I 1993 er andelen af ferskvandsafstrømningen i farvandsområde 4-9 (cirka 25%) for første gang relativ tæt på andelen af det totale oplandsareal (35%) jvf. figur 3.17 og tabel 10.2.

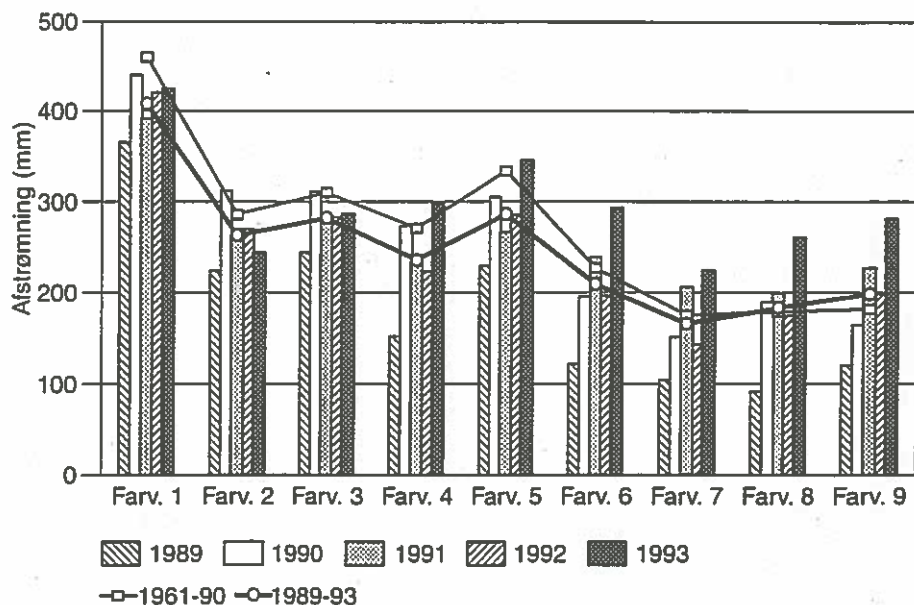
Tabel 3.1 Ferskvandsafstrømningen til de ni farvandsområder i 1993 sammenlignet med 1992 og referenceperioden 1971-1990. Modifieret efter Blicher & Refdahl, 1994.

Farvandsområde	Areal			Afstømning								
	(km ²)	Total målt	%	1993			Afvigelse		1971-90			
				(mm)	(10 ⁶ m ³)	Vinter ¹⁾ %	1992	1971-90	(mm)	(10 ⁶ m ³)	Vinter ¹⁾ %	
1 Nordsøen	10809	6764	63	426	4606	66	1,1	-7,6	461	4980	73	
2 Skagerrak	1098	599	55	245	269	68	-9,3	-8,9	287	315	76	
3 Kattegat	15828	5856	37	288	4559	64	1,4	-7,4	311	4920	68	
4 Nordlige Bælthav	3130	1080	35	300	939	71	35	10	272	850	80	
5 Lillebælt	3385	1047	31	347	1174	71	21	3,6	335	1135	79	
6 Storebælt	5424	2077	38	294	1589	72	50	30	277	1230	89	
7 Øresund	1717	555	32	224	384	60	58	28	175	300	90	
8 Sydlige Bælthav	418	204	49	261	109	78	49	46	179	75	91	
9 Østersøen	1207	131	11	282	340	71	43	55	182	220	90	
Totalt	43018	18313	43	325	13970	67	11	-0,3	326	14030	74	

1) Vinterafstrømning er bestemt for perioden 1. januar til 30. april plus 1. november til 31. december.

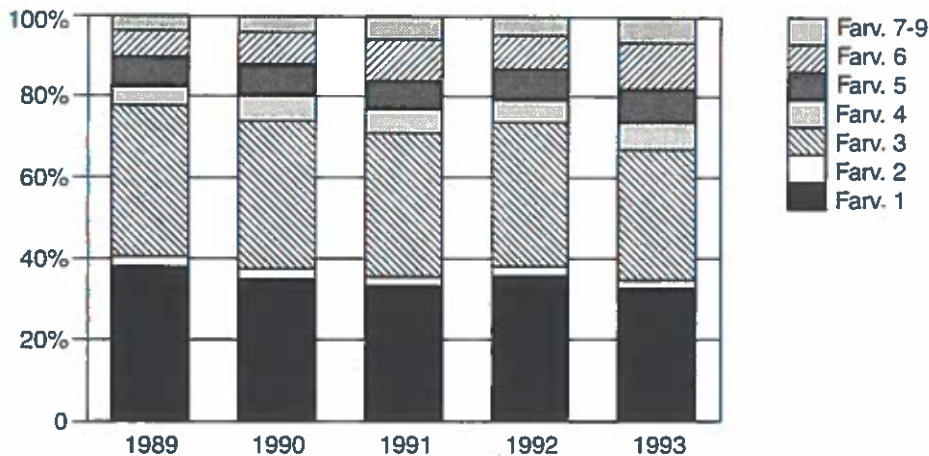
Sæsonvariation i afstrømningen

Ferskvandsafstrømningen i 1993 var i perioden februar til og med juni samt i november lavere end midlen for 1989-93. I de resterende måneder var ferskvandsafstrømningen højere, og meget høj i januar, oktober og ikke mindst december (figur 3.18). Den kvartalsvise opgørelse af afstrømningen viser samme mønster med den laveste afstrømning af alle overvågningsår i 2. kvartal 1993 og den højeste af alle i 4. kvartal (figur 3.19).



Figur 3.16 Årsafstrømningen af ferskvand til de 9 1. ordens marine kystafsnit i de 5 overvågningsår og som middel for perioderne 1971-90 og 1989-93.

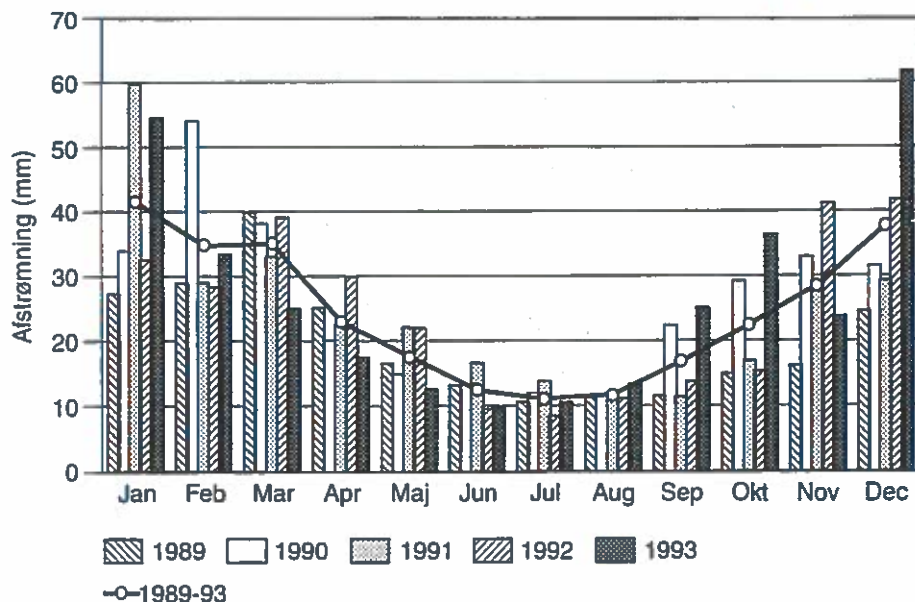
Figur 3.17 Den procentuelle fordeling af ferskvandsafstrømningen i de 5 overvågningsår fordelt på de 9 1. ordens marine kystafsnit, hvor område 7, 8 og 9 dog er slået sammen.



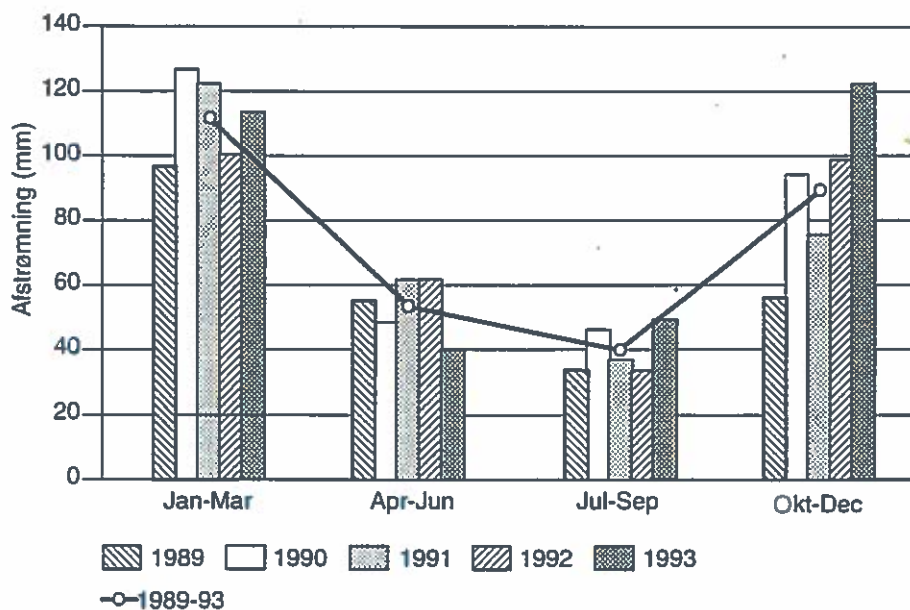
Vinterafstrømning

I 1992 forekom over 90% af ferskvandsafstrømningen til farvandsområde 6, 7 og 9 i vinterhalvåret (1. januar til 30. april plus 1. november til 31. december) medens kun 2/3 heraf afstrømmer i denne periode til farvandsområde 1 og 3. I 1993 var de tilsvarende værdier 68% og 66%. Hermed har vinterafstrømningens andel af total afstrømningen i 1993 været betydelig lavere end gennemsnittet for 1971-90 ikke mindst i farvandsområde 4-9 (tabel 3.1).

Figur 3.18 Månedsmiddelferskvandsafstrømningen fra Danmark for de 5 overvågningsår og som middel for 1989-93.



Figur 3.19 Kvartalsmiddelferskvandsafstrømningen fra Danmark for de 5 overvågningsår og som middel for 1989-93.



3.5 Konklusion

Nøgletallene for de 5 overvågningsår er i tabel 3.2 sammenlignet med normalen (1961-90) og med midlen for de 5 overvågningsår. Med 7,6°C havde 1993 den laveste årsmiddeltemperatur af de fem overvågningsår.

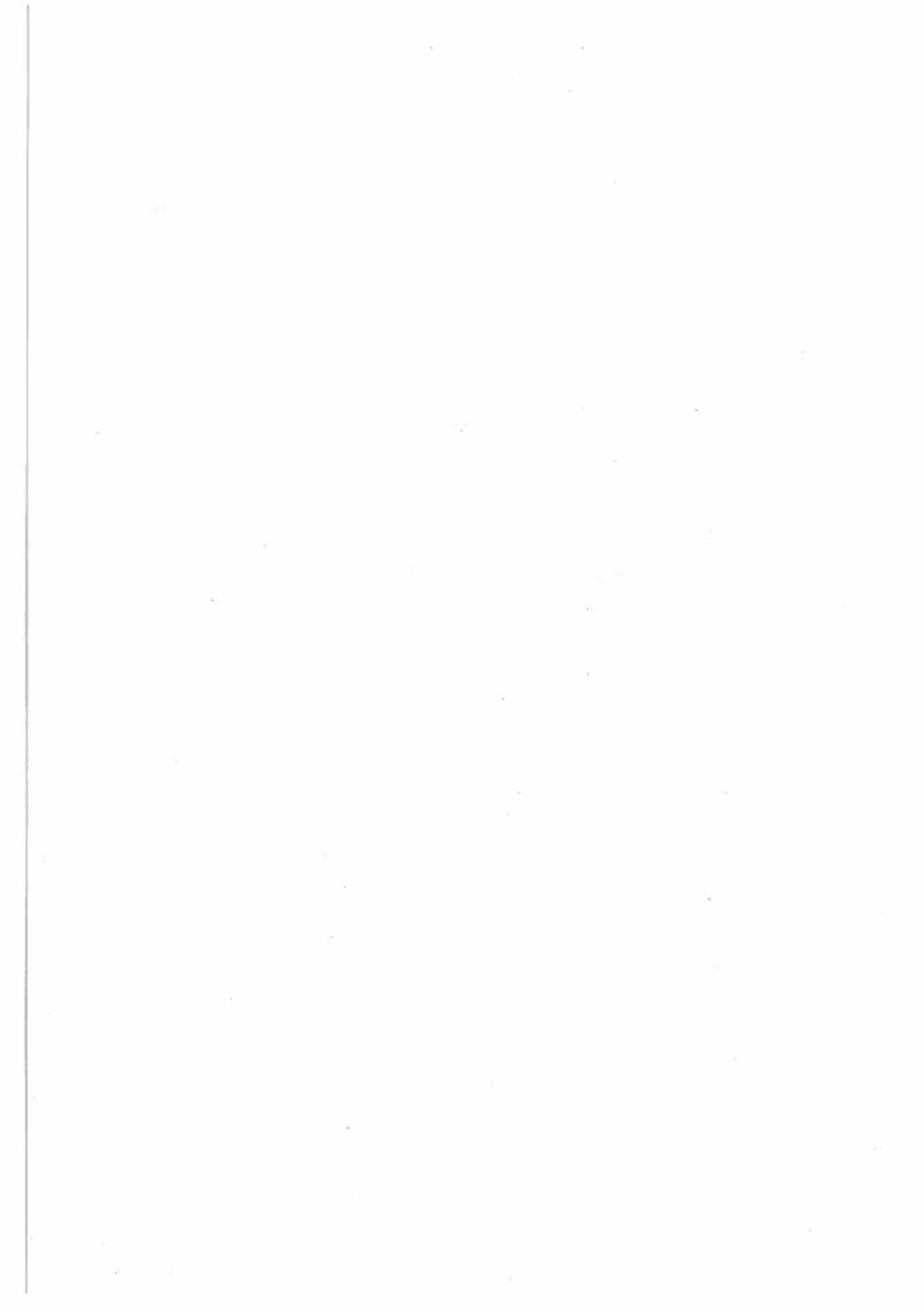
Tabel 3.2 Årsmiddelværdier for temperatur, globalstråling og nedbør fra Danmark i 1993. Endvidere den beregnede vandbalance og opgjorte ferskvandsafstrømning fra Danmark i 1993.

Periode	Temperatur °C	Global stråling MJ m ⁻² d ⁻¹	Nedbør mm	Vand- balance mm	Afstømning	
					mm	10 ⁶ m ³
1989	9,2	10,0	581	259	252	10800
1990	9,3	9,8	812	423	327	14000
1991	8,2	9,5	654	264	296	12700
1992	9,0	10,2	706	248	294	12600
1993	7,6	9,5	758	327	325	14000
1989-93	8,6	9,8	702	296	294	12700
1961-90	7,7	9,5	712	300 ¹⁾	326 ²⁾	14000 ²⁾

¹⁾ Fordampningen for 1961-90 er beregnet efter en anden metode end for perioden 1989-93 (Mikkelsen og Olesen, 1991).

²⁾ Midlen er for perioden 1971-90.

- Årsnedbøren på 758 mm var 56 mm højere end midlen for 1989-93 og dermed det næstvådeste overvågningsår og 46 mm vådere end normalen. Tendensen med mere nedbør i vinterhalvåret fortsatte.
- I 1993 kom den sjette milde vinter i træk uden ret megen sne og frost. 1. halvdel af 1993 var overvejende tør og solrig, den anden halvdel af 1993 generelt kølig og regnfuld.
- I september 1993 faldt der ekstremt megen nedbør over de østlige dele af Fyn og Sjælland (figur 3.8). I 1993 blev nedbørsfordeling på landsplan også mere udjævnet end normalt (figur 3.7).
- Den totale ferskvandsafstrømning til de marine områder udgjorde i 1993 14.000 mill. m³, (arealspecifik afstrømning på 326 mm) svarende til både 1990 og midlen for 1971-90.
- En sammenligning af ferskvandsafstrømningen med en beregnet potentiel vandbalance for Danmark indikerer, at ferskvandsafstrømningen er underestimeret.
- Vinterafstrømningens andel af den totale afstrømning var i 1993 lavere end i 1992 og gennemsnittet for 1971-1990.
- Klimaet var som middel i 1993 tæt på normalen for 1961-90, men det dækker over en første halvdel med tørt og solrigt vejr og en anden halvdel, der var kølig og regnfuld.



4 Miljøtilstanden i vandløb

4.1 Indledning

I forbindelse med Vandmiljøplanens overvågningsprogram foretages der faunaindsamling på en lang række af de vandløbsstationer, hvor der løbende måles vandføring og udtages vandprøver til bestemmelse af stoftransporten.

4.2 Metode

Anvendt metode

Efter revisionen af overvågningsprogrammet for ferskvand skal den samme metode til biologisk vandløbsbedømmelse anvendes på samtlige overvågningsstationer fra 1993. Bedømmelsen skal således beregnes efter Dansk Fauna Indeks (Kirkegaard *et al.*, 1992). Resultatet af den angivne metode til biologisk bedømmelse af vandløbskvaliteten betegnes faunaklasse og ikke som tidligere en forureningsgrad. For enkelte stationer er det oplyst, at Dansk Fauna Indeks ikke er blevet benyttet ved bedømmelsen i 1993. Disse stationer er dog medtaget i de følgende analyser. Faunalisterne, som ligger til grund for Dansk Fauna Indeks, er udarbejdet på baggrund af prøver hjembragt til laboratoriet.

Tidspunkt for biologisk faunabedømmelse

Der blev i 1993 foretaget faunabedømmelser på 217 overvågningsstationer i foråret og på 183 overvågningsstationer i efteråret. Fordelingen af faunaklasser ved forårs- og efterårsbedømmelserne for alle overvågningsstationerne ses af tabel 4.1. For 179 stationer findes der både en forårs- og efterårsbedømmelse. Der er ingen signifikant forskel på de to årstidsbedømmelser for disse 179 stationer (Chi-square test i kontingenstabel med ordnede kategorier, $p > 0,05$), og materialet er derfor behandlet samlet i de følgende to del-afsnit.

Tabel 4.1. Den nominelle fordeling af faunaklasser ved forårs- og efterårsbedømmelserne for alle overvågningsstationerne. N = antal vandløbsbedømmelser.

Årstid	Faunaklasse							N
	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV	
Forår	19	22	46	108	10	6	6	217
Efterår	15	15	34	96	13	7	3	183

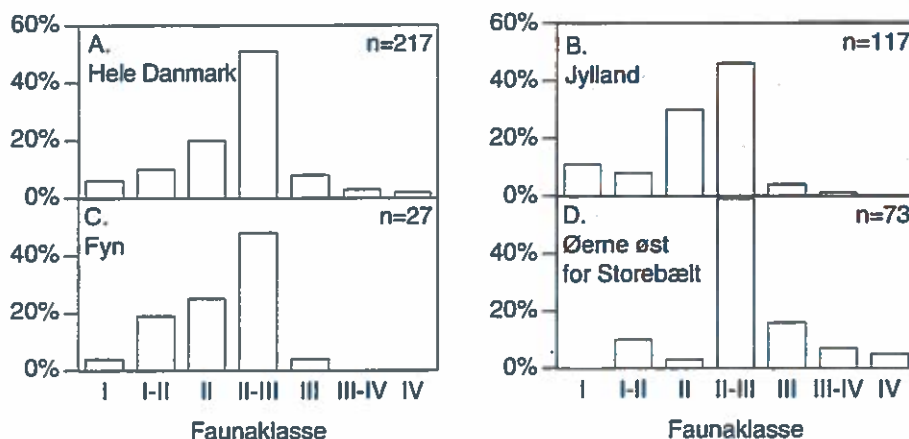
4.3 Resultater

Faunatilstanden i hele landet, i Jylland, på Fyn og øst for Storebælt

Resultaterne fra hele landet (figur 4.1A) viser, at faunaklasse II-III var den hyppigst forekommende i overvågningsvandløbene (51%), og at den sammen med faunaklasse II blev fundet på 71% af alle stationer. 13% af stationerne faldt i faunaklasse III eller værre, medens 16% af stationerne faldt i faunaklasse I eller I-II. Faunaklasserne fordelte sig forskelligt mellem de tre regioner Jylland, Fyn og øst for Storebælt (figur 4.1B,C,D). De dårligste

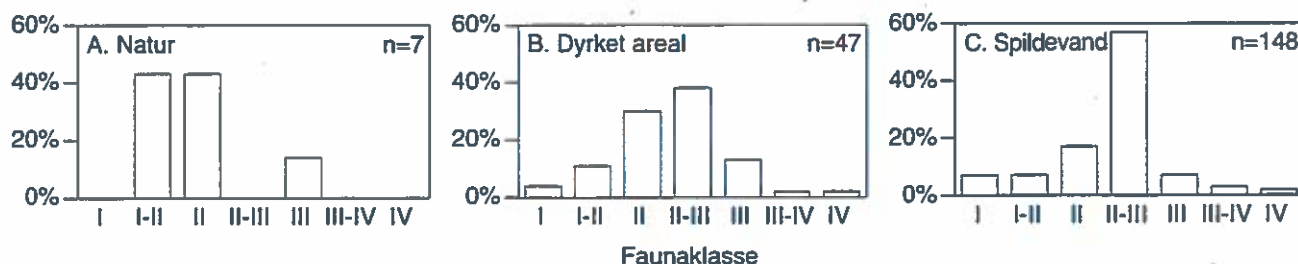
faunaklasser blev fundet øst for Storebælt, hvor 88% af overvågningsvandløbene havde faunaklasser på II-III eller værre, og samtidigt var det den eneste region, hvor faunaklasse IV blev fundet. På Fyn havde 52% af overvågningsstationerne faunaklasse II-III eller værre, medens 51% af stationerne i Jylland havde denne tilstand. Fyn har procentuelt flest helt rene stationer med faunaklasse I eller I-II (22%), medens ingen af overvågningsstationerne øst for Storebælt opnåede den uforurenede faunaklasse I. Højere befolkningstætheder øst for Storebælt, samt forskelle i vandløbenes fysiske karakter kan formentlig forklare nogle af de observerede forskelle mellem de tre regioner.

Figur 4.1. Den procentvise fordeling af faunaklasserne på alle overvågningsstationer i 1993 (A), samt separat fra Jylland (B), Fyn (C) og øst for Storebælt (D). N = antal vandløbsbedømmelser.



Typeoplände

Faunaklasserne fordelt på typeoplände er illustreret i figur 4.2. I de udyrkede reference-oplände havde seks ud af ialt syv stationer faunaklassen II eller bedre (figur 4.2A). Den dårlige faunaklasse, der blev opnået på den ene station, skyldes, at vandløbet er okkerpåvirket. I de dyrkede landbrugsarealer havde 55% af ialt 47 stationer en faunaklasse på II-III eller værre, medens 30% faldt i faunaklasse II og 15% i faunaklasse I eller I-II (figur 4.2B). I oplände med punktkilder havde 70% af ialt 148 stationer en faunaklasse på II-III eller værre, medens 17% faldt i faunaklasse II og 14% i faunaklasse I eller I-II (figur 4.2C).



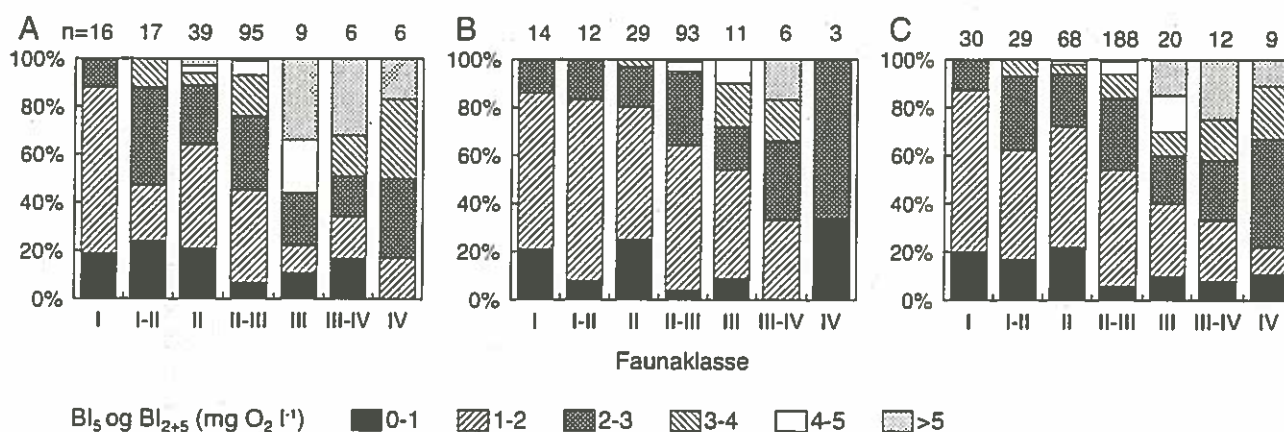
Figur 4.2. Den procentvise fordeling af faunaklasser i overvågningsvandløb med forskellige typeoplände: naturoplände (A), dyrkede oplände uden punktkilder (B), spildevandsbelastede oplände (C). N = antal vandløbsbedømmelser.

Biologisk iltforbrug og faunaklasser

De enkelte smådyr har forskellige krav til vandets iltindhold. Dette forhold udnyttes ved den biologiske vandløbsbedømmelse til at inddelle i faunaklasser. Efter en tilledning af f.eks. spildevand bruges en del af iltten i vandløbet til at nedbryde det organiske materiale, hvorved iltindholdet i vandet falder. Dette betyder igen, at der er en risiko for, at de smådyr, der kræver gode iltfor-

hold forsvinder. Det forventes derfor, at en sammenhæng mellem det biologiske iltforbrug i vandløbene og de fundne faunaklasser findes. Det biologiske iltforbrug (BOD) i overvågningsvandløbene er løbende målt igennem 1993 enten som BI_5 eller BI_{2+5} . Sammenhængen mellem BOD og faunaklasser er vist på figur 4.3. Det biologiske iltforbrug i figuren er et gennemsnit af de BOD-målinger, der er foretaget måneden før hver biologisk vandløbsbedømmelse.

Specielt om efteråret var der en sammenhæng mellem BOD og faunaklasserne (figur 4.3B). Jo højere faunaklasse der blev fundet, jo større procentdel af høje BOD-målinger forekom der. Faunaklasse IV var dog en undtagelse, der formodentlig skyldes det ringe antal stationer med denne faunaklasse. Sammenhængen mellem BOD og faunaklasser var ikke nær så tydelig om foråret (figur 4.3A) eller hvis foråret og efteråret behandles sammen (figur 4.3C), omend samme tendens forekommer.



Figur 4.3 Sammenhængen mellem BOD og faunaklasser i overvågningsvandløbene. Forår (A), efterår (B) og forår og efterår samlet (C). N = antal vandløbsbedømmelser.

Selv om der således er en vis sammenhæng mellem BOD og faunaklasserne, er den ikke fuldstændig éntydig. Dette skyldes at iltindholdet ikke er den eneste betydende faktor for sammensætningen af smådyr. Kemiske forhold såvel som vandløbenes fysiske forhold har indflydelse på den biologiske tilstand. F.eks. har Fyns amt påpeget, at udledning af sprøjtemidler kan være årsag til betydeligt forhøjede faunaklasser.

4.4 Konklusion

- Faunatilstanden i 1993 øst for Storebælt var tydeligt dårligere end på Fyn og i Jylland.
- Faunatilstanden er bedst i vandløb, der afvander naturoplande, sammenlignet med tilstanden i vandløb, der afvander landbrugsopplande, og oplande med spildevandsudledninger.

- Der synes at være en vis sammenhæng mellem det biologiske iltforbrug og faunaklasserne med de laveste faunaklasser i vandløb med lave BOD-værdier.

5 Trådalger i vandløb

5.1 Indledning

Baggrund

Trådformede grønalger kan i sommerhalvåret have en kraftig opblomstring i mange danske vandløb og kan i perioder blive totalt dominerende på nogle lokaliteter, hvilket kan påvirke den biologiske struktur negativt. Den væsentligste påvirkning er formentligt, at trådalgerne er voldsomt iltforbrugende om natten, samt at nedbrydningen af henfaldende trådalgemåtter ligeledes er iltforbrugende. Samtidig menes trådalgerne stort set ikke at have nogen fødebiologisk betydning for invertebratfaunaen og kan bortskytte den øvrige vandløbsvegetation.

På grund af trådalgerne negative indflydelse på vandmiljøet er der behov for viden om de faktorer, der er betydende for masseforekomster af trådalger i vandløb. Forekomsten af trådalger er ofte blevet koblet til forurenede vandløb, men udførte forsøg har ikke kunnet påvise nogle klare og entydige sammenhænge mellem trådalgevækst og diverse faktorer.

Formål

Formålet med trådalgeundersøgelsen i overvågningsvandløbene er derfor på et stort antal strækninger at følge trådalgerne forekomst samt undersøge sammenhængen mellem trådalger og de vandkemiske forhold under hensyntagen til, at også lysforhold, substratforhold og tilstedeværelse af makrofyter m.v. kan have betydning for forekomsten af trådalger.

5.2 Metode

Der er foretaget bestemmelse af trådalgers dækningsgrad på 101 vandløbsstrækninger fordelt i samtlige amter og Københavns Kommune. Generelt blev der foretaget dækningsgradsbestemmelse 1-2 gange om måneden fra april til november 1993. Dækningsgraden er bestemt som foreskrevet i *Friberg et al. (1992)*. Det skal pointeres, at der ikke er foretaget målinger af biomassen, og at der ikke nødvendigvis er en direkte sammenhæng mellem dækningsgraden og biomassen.

De udvalgte vandløbsstrækninger ligger alle i forbindelse med overvågningsstationer, og de vandkemiske parametre herfra indgår i undersøgelsen. Sammensætningen af substrat blev grundigt bestemt ved den første måling i foråret, mens beskygning, dækningsgrad af makrofyter og strækningens fysiske dimensioner blev vurderet ved hver enkelt måling.

5.3 Dækningsgrad

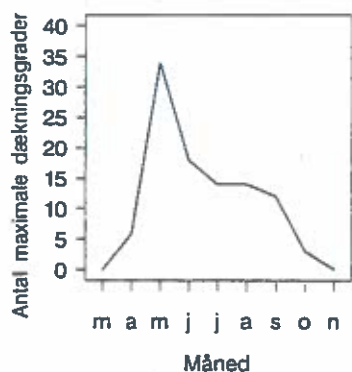
Maksimal dækningsgrad

Den maksimale dækningsgrad de 101 strækninger opnåede i løbet af vækstsæsonen, er vist i tabel 5.1. Der er tale om en meget jævn

fordeling. Således havde 14 strækninger overhovedet ingen trådalger, mens 10 strækninger opnåede en dækningsgrad over 80%. De resterende strækninger er helt jævnt fordelt fra 0% til 80% dækning.

Tabel 5.1 Den maksimale dækningsgrad på de 101 undersøgte vandløbsstrækninger

Max. dækningsgrad (%)	Antal strækninger
0	14
0-20	20
20-40	18
40-60	17
60-80	22
80-100	10
Total	101

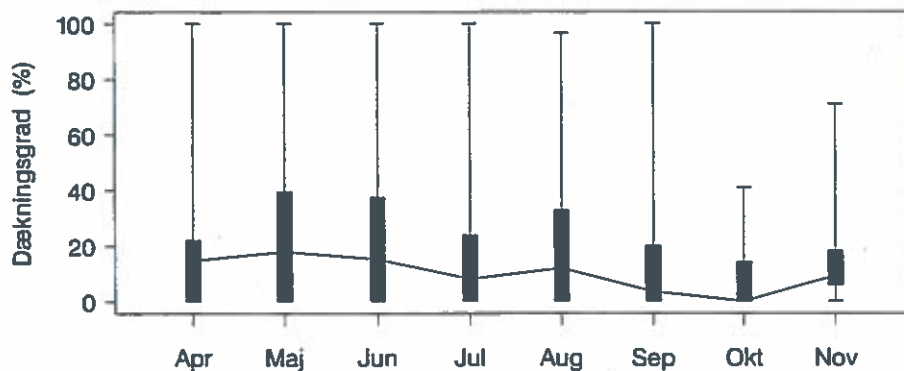
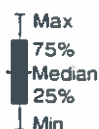


Figur 5.1 Forekomst af maksimale dækningsgrader i undersøgelsesperiode.

Tidspunktet for den maksimale dækning med trådalger indtrådte oftest i maj, hvor 30% af alle strækningerne opnåede en maksimal dækning. Desuden forekom maksimale dækningsgrader i hele perioden april-oktober (figur 5.1).

Ser man på den tidlige variation af dækningsgraden med trådalger, forekommer der trådalger i hele vækstperioden (april-november), dog med størst dækningsgrad i forsommeren (figur 5.2).

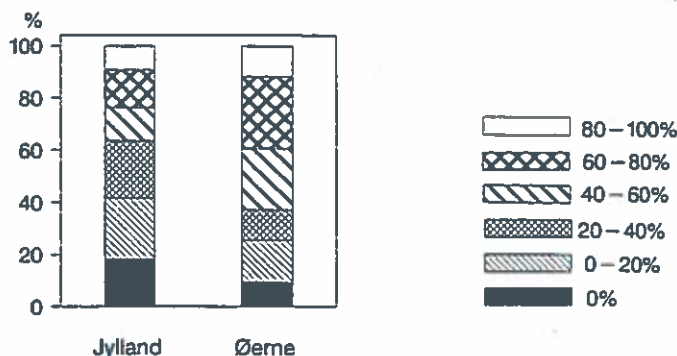
Figur 5.2 Gennemsnitlig dækningsgrad i løbet af undersøgelsesperioden.



Regional fordeling

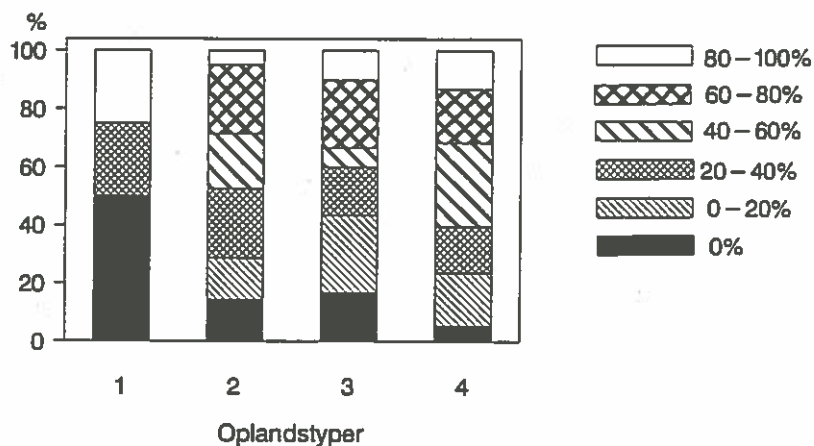
Generelt synes trådalgerne at være kraftigere repræsenteret på Øerne end i Jylland (figur 5.3). Specielt fandtes der i Jylland flere strækninger helt uden eller med meget ringe dækning ($\leq 20\%$) af trådalger, end det var tilfældet på Øerne. Dækningsgrader over 80% forekom lige tit begge steder.

Figur 5.3 Den procentvise fordeling af maksimale dækningsgrader af trådalger i Jylland og på Øerne. N = antal målinger.



Sammenholdes trådalgeforekomster på strækninger med oplandets belastningstype (nærmere beskrevet i kapitel 8), ses en tiltagende intensitet i trådalger fra naturoplande mod spildevandsbelastede oplande (figur 5.4). I de udyrkede naturoplande havde 50% af strækningerne en dækningsgrad under 20%. I dyrkede oplande havde 30% en dækning under 20%, og i de spildevandsbelastede oplande havde kun 20% en dækning under 20%.

Figur 5.4 Procentvis forekomst af maksimale dækningsgrader fordelt på typeoplande. Naturoplande (1), dyrkede oplande (2), dyrkede oplande med punktkilder $<0,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ (3) samt oplande med punktkilder $>0,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ (4).



Umiddelbart kan dette føre til en formodning om, at næringsstofbelastningen har en afgørende betydning for trådalgeforekomster, men mange andre faktorer gemmer sig i oplandstyperne. Således er ikke kun belastningen, men også oplandsareal, vandløbsdimensioner, afstrømning, hældning m.m. forskellige oplandstyperne imellem. Derfor kan der ikke heraf udledes nogen simpel sammenhæng.

5.4 Analyse af sammenhænge mellem trådalger og andre vandløbsvariable

Datamaterialet er analyseret for sammenhænge mellem trådalgerne dækningsgrad som den afhængige parameter og en række vandløbsparametre, der formodes at have indflydelse på forekomsten af trådalger.

I det følgende er de vigtigste analyser kommenteret og nogle vist ved et plot eller et histogram. De kemiske parametre er gennemsnitsværdier for den måned, hvor den maksimale dækningsgrad optræder samt de to foregående måneder. Tabel 5.2 viser i øvrigt alle de parametre, hvor vi har analyseret for sammenhænge med forekomsten af trådalger. Kemiske og fysiske vandløbsparametre er forsøgt relateret til dækningsgraden af trådalger enkeltvis.

Vandets fosfatindhold er én af de faktorer, der fra starten af undersøgelsen formodedes at have betydning for væksten af trådalger. Der er dette til trods ikke fundet nogen simpel sammenhæng mellem trådalgerne dækningsgrad og totalindholdet af fosfat eller ortho-fosfatindholdet (figur 5.5). Heller ikke for vandets indhold af kvælstof eller biokemisk iltforbrug (BOD) er der fundet nogen simpel sammenhæng (figur 5.5).

Tabel 5.2. Undersøgte parametre i forhold til dækningsgraden af trådalger.

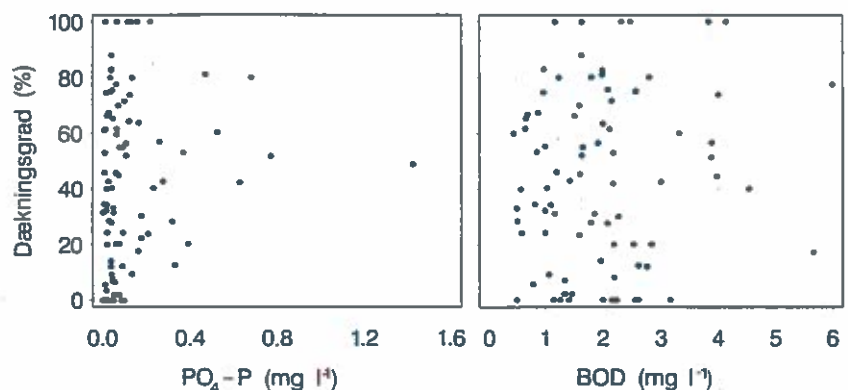
Undersøgt parameter	Alle strækninger og alle datoer	Ved max. dækningsgrad
Dybde	+	+
Dybde + Frisk/Henfaldet	+	-
Dybde + Beskygning + Frisk/Henfaldet	+	-
Makrofytdækningsgrad	+	+
Makrofytdækningsgrad + Frisk/Henfaldet	+	-
Beskygning	+	+
Beskygning + Frisk/Henfaldet	+	-
Substrat	-	+
Sand + Blød Bund	-	+
Sten + Grus	-	+
Vandføring	+	+
Oplandstyper	+	+
NO ₂ + NO ₃ -N	+	+
NH ₄ -N	+	+
PO ₄ -P	+	+
P-total	+	+
BOD	+	+

Fysiske forhold

Substratets sammensætning blev grundigt kortlagt ved undersøgelsens start. Når man ser på de enkelte substrattyper for sig eller kombinationer af disse, kan der ikke ses nogen klar sammenhæng med forekomsten af trådalger.

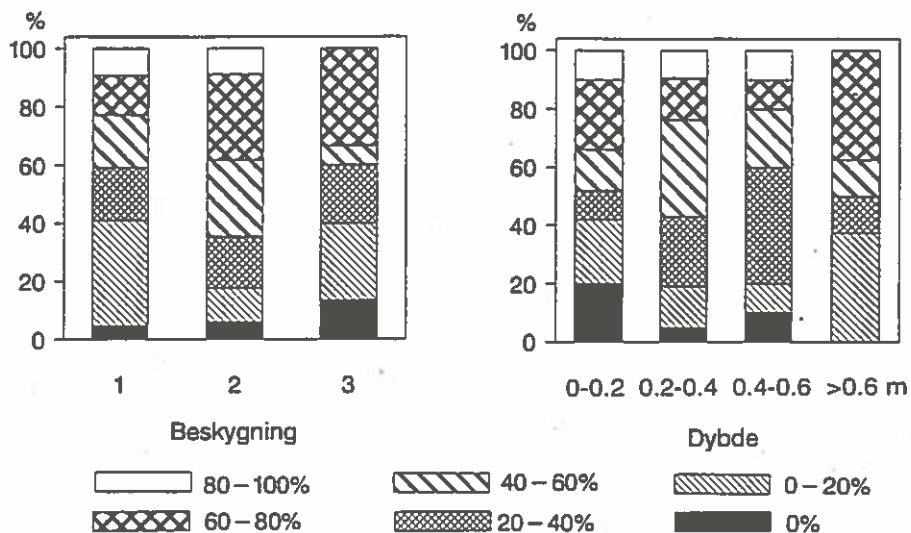
Parametrene vandføring, beskygning (figur 5.6), dybde (figur 5.6) og makrofytdækningsgrad viser heller ikke nogen klar sammenhæng med forekomsten af trådalger.

Figur 5.5 Den maksimale dækningsgrad af trådalger som funktion af vandets indhold af PO₄-P og af BOD.



I tabel 5.3 er strækninger med maksimal dækningsgrad større end 60% og strækninger med maksimal dækningsgrad mindre end 20% karakteriseret ved deres kemiske og fysiske vandløbsparametre. Heller ikke fra denne omvendte anskuelsesvinkel ser det ud til, at strækninger med store dækningsgrader adskiller sig væsentligt fra strækninger med små dækningsgrader.

Figur 5.6 Procentvis forekomst af maksimale dækningsgrader i forhold til strækningernes beskygning og deres dybder. N = antal målinger. Beskygning: (1) helt lysåben; (2) lidt skygget; (3) moderat skygget.



Tabel 5.3 Karakteristik af kemiske, fysiske og biologiske parametre for strækninger med maksimal dækningsgrad mindre end 20% og strækninger med maksimal dækningsgrad større end 60%.

Parametre	Maksimal dækningsgrad mindre end 20%	Maksimal dækningsgrad større end 60%
	Median	Median
Ortho-fosfat (mg l ⁻¹)	0,042	0,054
Ammonium (lg l ⁻¹)	0,071	0,076
Nitrat (mg l ⁻¹)	4,08	4,07
BOD (mg l ⁻¹)	1,97	1,98
Beskygning	lidt skygget	lidt skygget
Dybde (cm)	0-20	0-20
Dækningsgrad af		
Sten (%)	0-20	0-20
Grus (%)	0-20	0-20
Sand (%)	40-60	0-20
Blød bund (%)	0-20	0-20
Makrofyter (%)	40-60	20-40

5.5 Konklusion

- Undersøgelsen af trådalger har vist et meget broget udbredelsesmønster, hvor både dækningsgraden på alle strækninger og den maksimale dækningsgrad er spredt over hele vækstperioden.
- På baggrund af målingerne i 1993 er det ikke muligt at påvise klare sammenhænge mellem vandløbsparametre og trådalger.

- Det ser dog ud til, at trådalger til en vis grad følger oplandets belastning med næringsstoffer. Således er trådalgeforekomsten både hyppigere og større i spildevandspåvirkede og dyrkede oplande end i naturoplande. En direkte forbindelse mellem næringsstofkoncentrationerne og trådalgeforekomsten er det derimod ikke muligt at påvise.
- Den anvendte metode har vist sig god til at vise trådalgenes udbredelse og mængde på strækningerne. Ud fra de foreliggende målinger fra kun ét år har metoden til gengæld endnu ikke kunnet påvise hvilke parametre, der er betydende for forekomsten af trådalger.

6 Intensive målinger af fosfor i vandløb - betydning for transport og kildeopsplitning

6.1 Indledning

Oprettelse af intensive målestationer

I det reviderede overvågningsprogram for perioden 1993-97 indgår som noget nyt intensive målinger af fosfor og partikulært stof i vandløb ved anvendelse af automatiske prøvetagere. I de fleste amter er der oprettet mindst én målestation.

Formål at undersøge usikkerhed på måling og beregning af fosfortransporten i vandløb

Formålet er at undersøge usikkerheden på beregning af fosfortransporten i vandløb, der afvander forskellige typer af oplande. Specielt i små vandløb har tidligere undersøgelser vist, at der kan være stor usikkerhed (bias og varians) forbundet med beregning af fosfortransporten ved anvendelse af den normalt gennemførte prøvetagningsstrategi med udtag af tidsækvidistante enkeltprøver hver måned eller hver fjortende dag (*Kronvang og Bruhn, 1990*). Transporten af total fosfor underestimeres normalt ved anvendelse af enkeltprøver set i forhold til transporten beregnet på baggrund af intensive prøvetagninger med automatisk prøvetagningsudstyr.

Afgørende for kildeopsplitning af fosfor er, om transporten er nøjagtigt bestemt

I forbindelse med analyser på systemniveau (f.eks. et helt opland) af de enkelte punkt- og diffuse kilders betydning for tilførslen af fosfor til vandløb og søer er det nødvendigt at kunne gennemføre en kildeopsplitning. Først herigennem kan effekten af forskellige tiltag overfor de enkelte kilder på tilstanden i vandløb og søer belyses. Afgørende for pålideligheden af den gennemførte kildeopsplitning er kvaliteten af de data, der bruges, både hvad angår den målte transport i vandløb og udledningerne af fosfor fra de forskellige punktkilder og spredt bebyggelse.

Kildeopsplitning af fosfor har tidligere vist sig at være problematisk

I kildeopsplitninger, hvor mængden af fosfor fra forskellige større punktkilder (rensingsanlæg, dambrug og industri), spredt bebyggelse, baggrundsbidrag og landbrugsbidrag forsøges beregnet, har der tidligere vist sig at være problemer. Således har opgørelser af fosfortabet fra det åbne land i spildevandspåvirkede vandløb vist sig at blive negativt i mange tilfælde (*Svendsen et al., 1993*). Det samme gælder ved forsøg på kildeopsplitning af fosfortabet fra dyrkede oplande uden større punktkilder. I mange tilfælde har det vist sig, at alene den beregnede udledning af fosfor fra spredt bebyggelse og baggrundsbidraget kan udgøre hele den målte fosfortransport i vandløbet (se eksempelvis *Århus amt, 1994*).

Det er klart, at disse problemer kan skyldes flere forskellige forhold. Et af de vigtigste er usikkerheden på målingen af fosfortransporten i vandløb. Oprettelsen af de nye intensive målestationer skal netop være med til at belyse de ovenstående skitserede problemstillinger yderligere.

6.2 Beskrivelse af stationsnet, målestrategi og driftsforhold

De intensive stationer er fra 1993 oprettet i vandløb, der afvander landbrugsoplande uden større punktkilder

I 1993 er stationerne oprettet med det formål at måle den "sande" transport af fosfor i vandløb, der afvander dyrkede typeoplande uden udledninger af spildevand fra større punktkilder. Stationsnettet udgøres fuldt udbygget af 13 målestationer placeret forskellige steder i landet. De udvalgte målestationer repræsenterer vandløb, som afvander forskellige størrelser af oplande domineret af henholdsvis sandede og lerede jorder (tabel 6.1). Afstrømningen ved målestationerne er også forskellig, både hvad angår dens størrelse og hvor stor sæsonvariation, der er i afstrømning gennem året (tabel 6.1).

Tabel 6.1: Beskrivelse af vandløbsstationer under det intensive prøvetagningsprogram med angivelse af oplandsstørrelse, dominerende jordtype, variationskoefficient (= standardafvigelsen divideret med middelværdien) i afstrømning og driftsforhold i 1993.

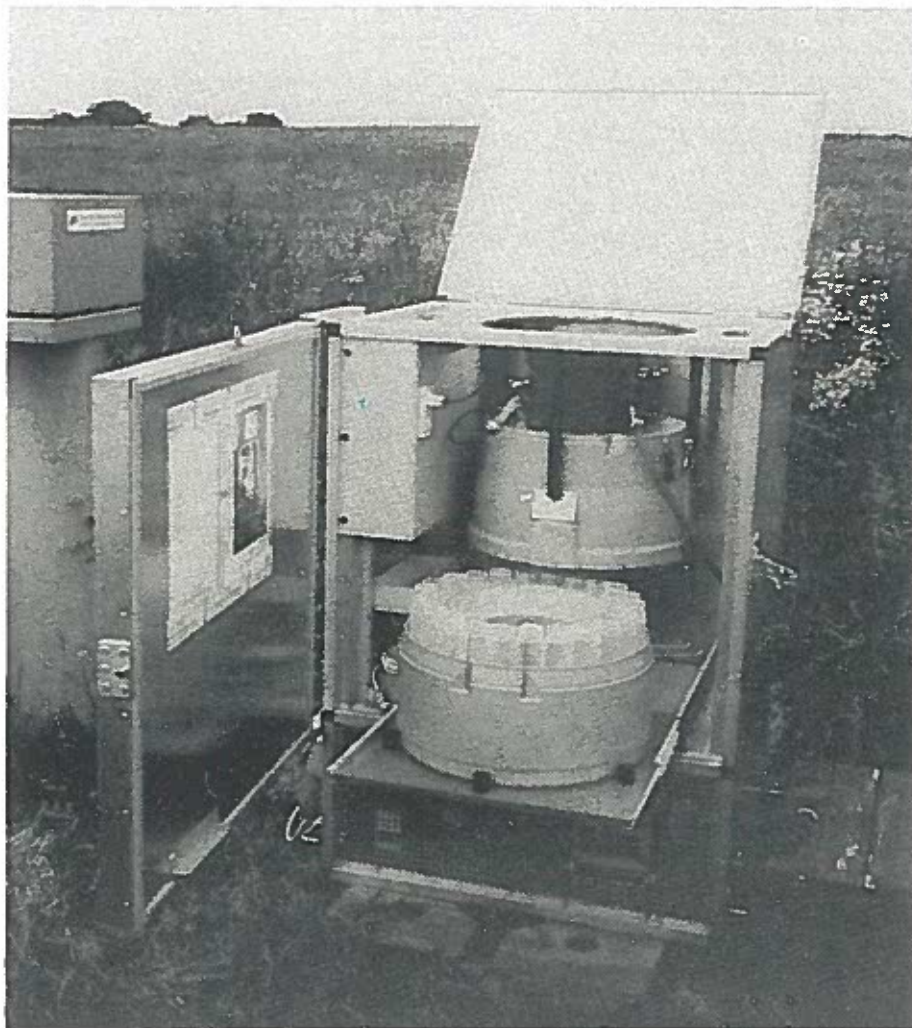
Intensiv-stationer	DMU-nummer	Opland (km ²)	Dominerende jordtype	Afstrømning (CV i %)	Driftsforhold i 1993
Odderbæk	130011	11,4	sand	53	Hele året
Skødbæk	160028	7,6	ler	126	Ikke i drift
Horndrup bæk	210752	4,8	ler	77	Hele året
Javngyde bæk	210759	10,5	sand/ler	117	Hele året
Skjellegrøften	210803	10,6	ler	99	Hele året
Solbjerg-Lunde bæk	350011	6,7	sand	47	Fra juni
Landeby bæk	400002	37,7	sand	78	Hele året
Lillebæk	470033	4,4	ler	117	Fra juli
Østerbæk	480011	8,9	sand	109	Hele året
Nybølle å	520020	29,1	ler	109	Periodevis
Haraldsted å	570063	12,8	ler	97	Hele året
Borup bæk	580019	4,2	ler	118	Fra marts
Højvads Rende	620014	9,7	ler	109	Hele året

Målemetoder

Ved målestationerne udtages vandprøver en gang i timen året rundt ved anvendelse af automatiske prøvetagere (figur 6.1). I den automatiske prøvetager puljes en times prøverne i en flaske til en 8 timers prøve. Prøvetagerne tilses og tømmes en gang om ugen, og der gennemføres normalt en analyse af en puljet ugeprøve, idet der efter homogenisering udtages et delvolumen af hver flaske. På grund af den lange henstandstid i prøvetageren (maksimalt en uge) opbevares prøverne termostateret ved en temperatur på omkring 5 grader året rundt. Ved de fleste af målestationerne sikres dette ved installering af prøvetager i et termostateret køle- og varmeskab. Af driftsmæssige årsager er muligheden for opvarmning i vinterperioden også nødvendig. Prøverne analyseres for total fosfor, opløst orthofosfat og suspenderet stof.

Ved siden af den automatiske prøvetagning udtages der enkeltprøver med den for stationen normalt anvendte prøvetagnings-

Figur 6.1: Intensiv målestation ved Gelbæk etableret med automatisk prøvetager i et termostateret køle/varmeskab.



strategi i overvågningsprogrammet, dvs. typisk hver fjortende dag. Analyseprogrammet er for disse prøver det normale program for vandløb i typeopland (se kapitel 2).

Driftsforhold i 1993

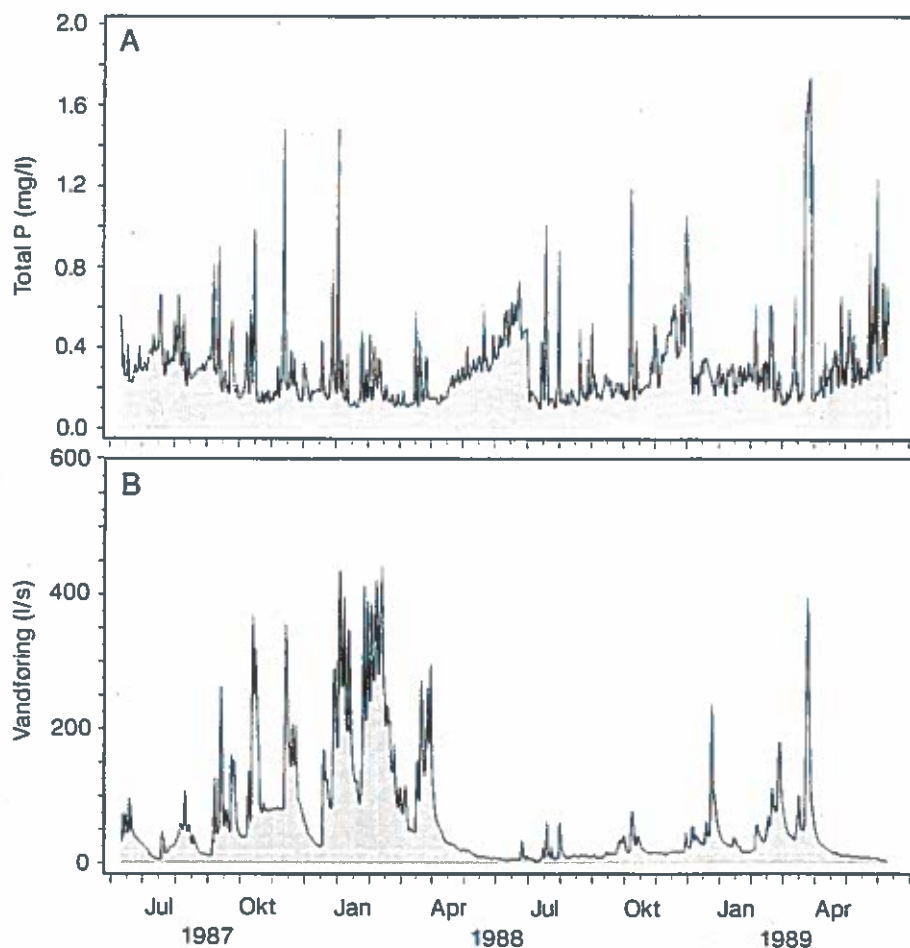
I 1993 har kun 8 stationer været i drift igennem hele året (tabel 6.1). Tre andre stationer er sat i drift i den sidste halvdel af 1993. De etablerede målestationer har efter indledende driftproblemer fungeret uden større problemer i den sidste del af 1993. Den nedenstående opsamling af resultater fra 1993 baserer sig hovedsageligt på de 8 stationer, som har fungeret i hovedparten af året. Hvor der har været udfald i stationsdriften, er der ved beregning af transport benyttet lineær interpolation mellem de nærmeste målinger.

6.3 Koncentration og transport af fosfor ved normal og intensiv prøvetagning

Store variationer i koncentrationen af total fosfor i vandløb, hovedsageligt pga. partikulært fosfor

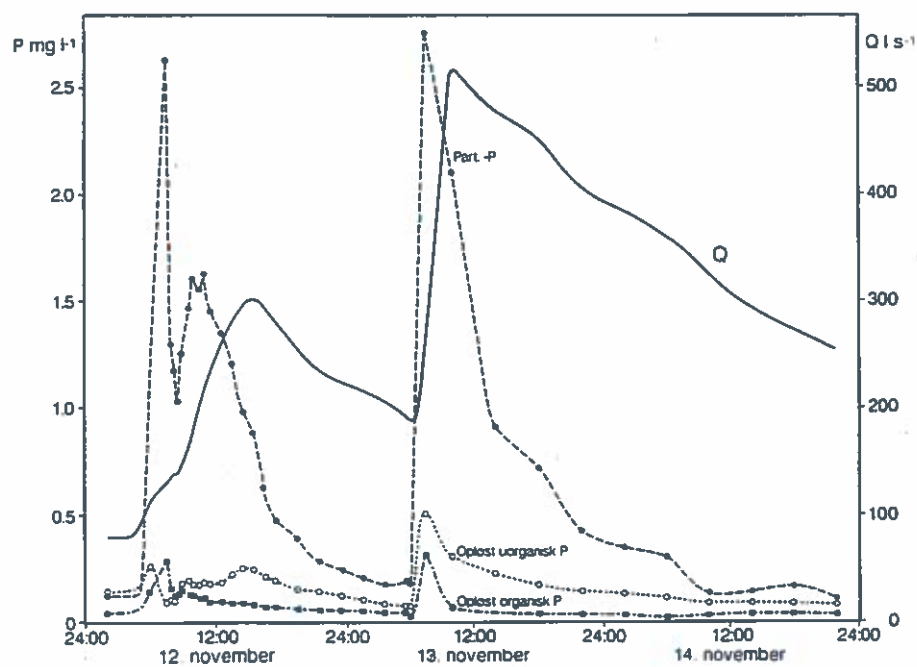
I et lille vandløb nordøst for Silkeborg uden større punktkilder blev der i 1987-89 gennemført meget intensive målinger af koncentrationen af fosfor ved anvendelse af to automatiske prøvetagere. Den ene udtog prøver med konstante tidsskridt, og den anden udtog 24 prøver på et døgn ved afstrømningshændelser. De ialt 2000 prøver, som blev analyseret for forskellige fosforfraktioner, udgør et unikt datasæt til illustrering af variationerne i fosforkoncentrationen under forskellige afstrømningsforhold i

Figur 6.2: Koncentrationen af total fosfor (A) og vandføringen (B) i Gelbæk i perioden juni 1987 til maj 1989, målt som basis hver tredje time og mere intensivt (24 prøver på et døgn) under afstrømningshændelser i vandløbet.



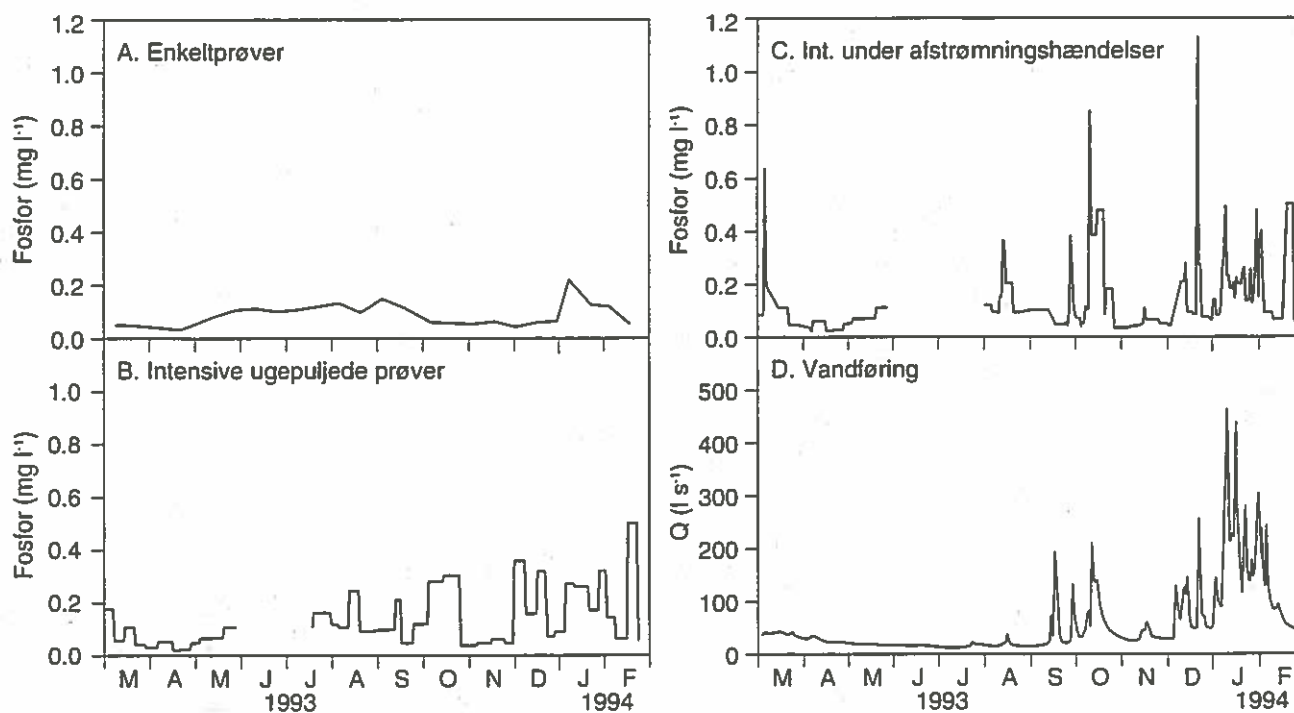
vandløbet (figur 6.2). Igennem året varierer koncentrationen af fosfor meget specielt med store toppe under afstrømningshændelser. Figur 6.3 illustrerer tydeligt, at det især er koncentrationen af partikulært fosfor, som stiger under en afstrømningshændelse. Derfor er problemet med måling af fosfor i vandløb specielt relateret hertil.

Figur 6.3: Ændringer i koncentrationen af partikulært fosfor, opløst uorganisk fosfor, opløst organisk fosfor og vandføringen under to afstrømningshændelser i Gelbæk i november 1987.



Forskelle i koncentration af total fosfor i 1993 målt intensivt og ved de sædvanlige enkeltprøver

Det samme detaljerede billede kan ikke opnås ved de intensive målestationer pga. den puljede strategi for analyserne. I figur 6.4 er vist et eksempel på forskellen imellem koncentrationen af total fosfor målt ved anvendelse af data fra den intensive prøvetagningstrategi og de normale enkeltprøver fra Horndrup bæk, Århus amt. Specielt i perioder med stor afstrømning i vandløbet er ugemiddelkoncentrationen af total fosfor højere end koncentrationen af total fosfor i enkeltprøven i den samme periode. Århus amt har, ved siden af den normale uge-puljede strategi, også gennemført analyser af prøver relateret til afstrømningshændelser (figur 6.4B). Af figuren fremgår det, at jo tættere der måles, des bedre kortlægges koncentrationsvariationerne, meget lig hvad der fremgår af figur 6.2.



Figur 6.4: Koncentration af total fosfor i Horndrup Bæk på basis af den normale enkeltprøvetagning (A), intensive ugepuljede prøver (B), intensive prøver puljet under afstrømningshændelser (C) og vandføringen (D) i perioden marts 1993 til februar 1994 (Efter: Århus amt, 1994).

Forskelle i transporten af total fosfor beregnet på baggrund af de intensive prøver og de normale enkeltprøver

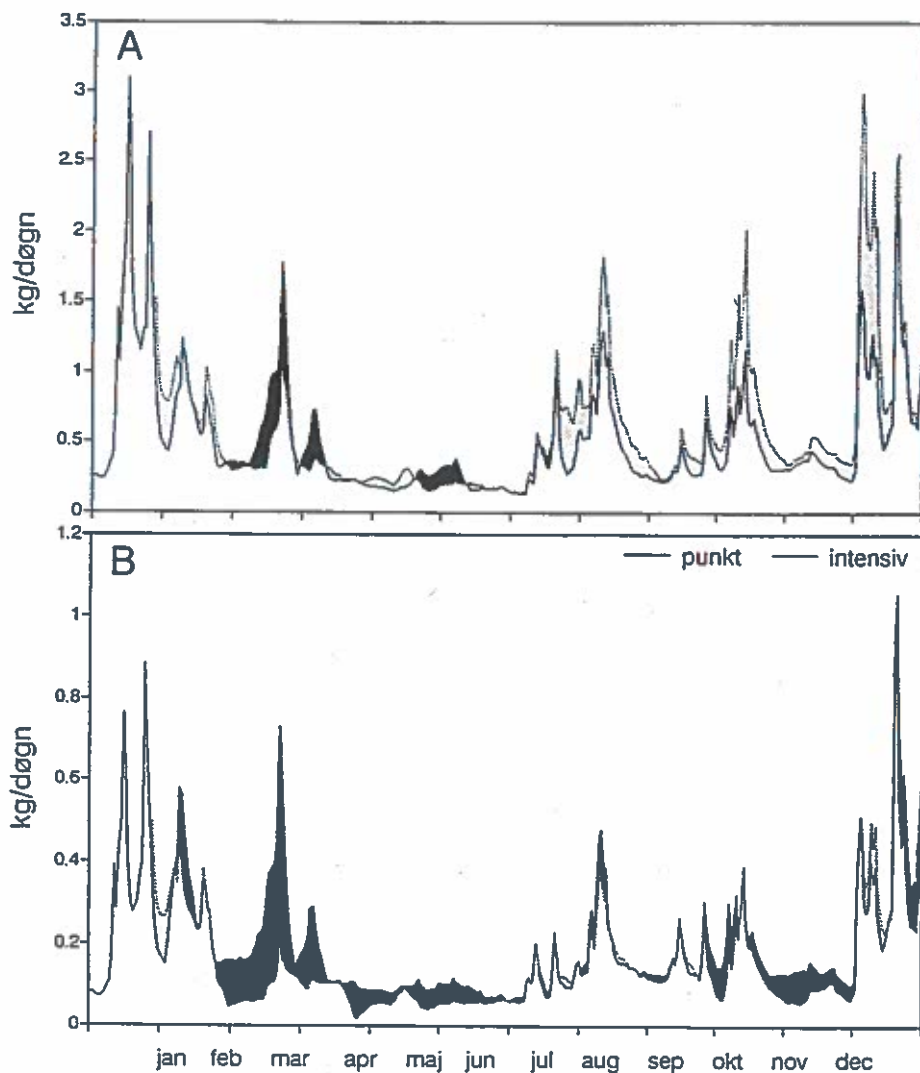
I figur 6.5 er der vist eksempler på forskellen i den beregnede døgntransport af total fosfor og opløst orthofosfat fra Odderbæk, Nordjyllands amt på baggrund af de intensive prøver og enkeltprøver. I store dele af året underestimeres transporten af total fosfor ved anvendelse af enkeltprøver og mest udpræget efterårs- og vintermånedene (figur 6.5A). Det omvendte er tilfældet for opløst orthofosfat, hvor der specielt i forårsperioden sker en overestimering af transporten ved anvendelse af enkeltprøver til transportberegningen (figur 6.5B).

6.4 Usikkerhed på måling af fosfortransporten

Metodebeskrivelse

Ud fra de intensive og de normale målinger af fosforkoncentrationen i vandløb kan fosfortransporten beregnes og sammenlignes. Idet det antages, at resultaterne fra den intensive målestations-

Figur 6.5: Beregnet daglig transport af total fosfor (A) og opløst orthofosfat (B) ved intensiv og normal enkeltprøvetagning (Efter: Nordjyllands amt, 1994). Mørk skravering viser, at intensiv prøvetagning giver mindre transport og lys skravering, at intensiv prøvetagning giver større transport end ved enkeltprøvetagningen.



tion er nærmere den "sande" transport end resultaterne fra den normale enkeltprøvetagning, kan den relative afvigelse mellem de to transportberegninger (T) udtrykkes ved:

$$\frac{T_{\text{enkelt}} - T_{\text{intensiv}}}{T_{\text{enkelt}}} \cdot 100\%$$

Ovenstående betyder, at der ved negative værdier er tale om en underestimering af transporten ved anvendelse af enkeltprøver set i forhold til de intensive prøver. Ved en afvigelse på f.eks. -50% skal T_{enkelt} altså multipliceres med 1,5 for at modsvare den målte T_{intensiv} .

Total fosfor

Resultaterne viser, at der på årsbasis generelt sker en underestimering af total fosfortransporten ved anvendelse af den normalt anvendte prøvetagningsstrategi i vandløb under overvågningsprogrammet (tabel 6.2). For de 8 intensive målestationer, som har været i drift i hovedparten af 1993, er der i mediantilfældet en underestimering på 37% og i gennemsnit en underestimering på 70%. Der er meget stor spredning på resultaterne, idet der ved en enkelt vandløbsstation (Østerbæk, Frederiksborg amt) blev konstateret en underestimering af total fosfor transporten på 322%, mens der ved en anden vandløbsstation (Haraldsted Å, Vestsjællands amt) blev konstateret en overestimering på 2%.

Transporten af total fosfor underestimeres normalt ved anvendelse af enkeltprøvetagninger til transportberegning

Tabel 6.2 Bias i beregning af årlig fosfortransport ved sammenligning af transportberegning baseret på punktprøver og intensive puljede prøver for 8 vandløbsstationer

Bias i fosfortransport	Antal	Gen-nemsnit	Median	25% kvartil	75% kvartil
Total fosfor	8	-70%	-37%	-55%	-27%
Opløst orthofosfat	8	6%	9%	-3%	16%

Ved en hyppig punktprøvetagning i forbindelse med afstrømningshændelser kan den beregnede totale fosfortransport blive større end beregnet intensiv, ugepuljet prøvetagning

Århus amt har ved siden af den uge-puljede prøvetagningsstrategi også udtaget prøver under enkelte afstrømningshændelser (Århus amt, 1994). Beregnes transporten af total fosfor på baggrund af disse data, og sammenlignes med transporten beregnet for enkeltprøvetagningen, er der i et af vandløbene, Javngyde bæk, fundet en større afvigelse (-55%), sammenlignet med den ugepuljede prøvetagning (-26%). I Horndrup Bæk gav de to forskellige intensive prøvetagningsstrategier næsten samme afvigelse, henholdsvis -97% og -92%. Idet koncentrationen af partikulært fosfor stiger drastisk ved stigende vandføring i vandløbet, vil der altid ved en tættere målestrategi omkring afstrømningshændelser opnås en højere transport. Underestimeringen er dog normalt ikke så stor, idet koncentrationen af partikulært fosfor topper før maximum i vandføring (se eksemplet i figur 6.3). DMU's analyser af pålideligheden af den ugepuljede prøvetagning på baggrund af de meget intensive prøver vist i figur 6.2 viste, at der i middel vil forekomme en underestimering på omkring 2%. Det må derfor stadig antages, at det er nok at gennemføre den ugepuljede strategi; specielt da afstrømningsrelateret prøvetagning kræver langt flere ressourcer, end den ugepuljede prøvetagningsstrategi.

Oplandstabet af total fosfor baseret på enkeltprøver og intensive prøver i de otte målte vandløb i 1993

Oplandstabet af total fosfor var i median for de 8 stationer i 1993 målt til at udgøre 0,22 kg P ha⁻¹ ved den normalt anvendte prøvetagningsstrategi, hvilket er tæt på den beregnede for 65 dyrkede typeoplande (0,23 kg P ha⁻¹). Mediantabet af total fosfor for de 8 oplande var 0,35 kg P ha⁻¹ i 1993 baseret på de intensive prøvetagninger.

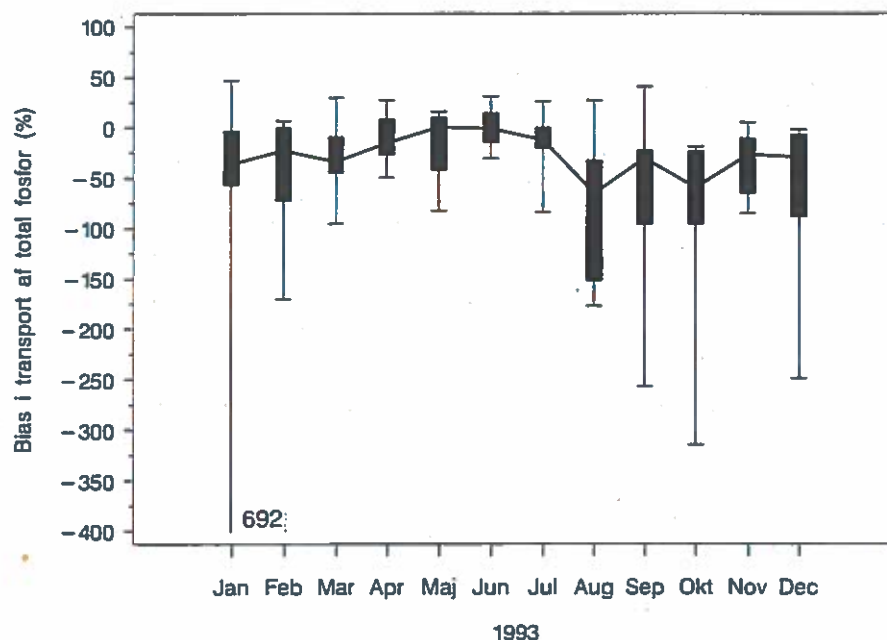
Stor usikkerhed på måneds-transport af total fosfor, størst i efterårs- og vintermånederne

På månedsbasis var der i 1993 for total fosfor en tydelig sæsonvariation i afvigelserne mellem transporten beregnet på baggrund af enkeltprøver og de intensive prøvetagninger (figur 6.6). Den relative afvigelse er i mediantilfældet størst i vinter- og efterårsmånederne, men igen er der en meget stor spredning i resultaterne. Sammenholdes median afstrømningen i de enkelte måneder med medianafvigelsen, kan der ikke konstateres nogen entydig sammenhæng. I måneder med lille afstrømning, som f.eks. i august 1993, kan fosfortransporten beregnet på baggrund af enkeltprøver være behæftet med ligeså stor en underestimering, som i måneder med stor afstrømning, som f.eks. i december 1993.

Udskyl af fosfor fra vandløbssystemet har betydning i efteråret

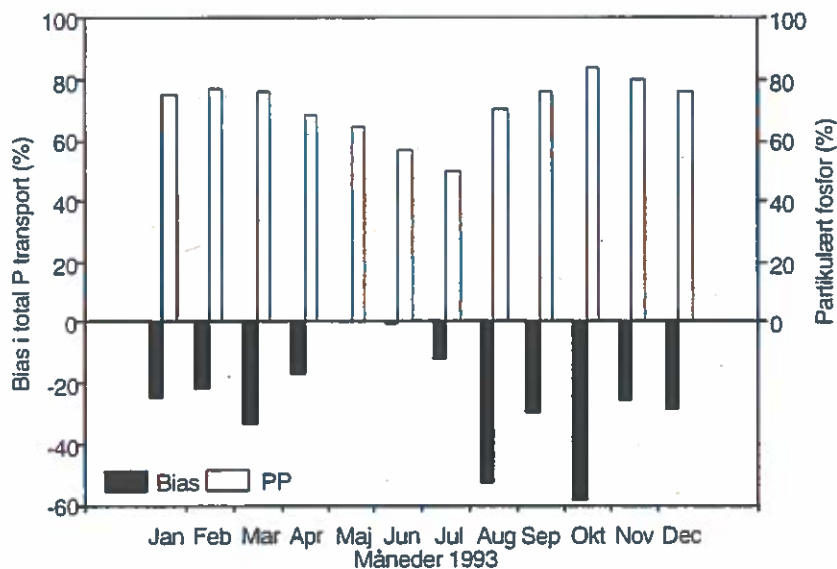
Årsagen hertil er, at der selv i forbindelse med relativt små afstrømningshændelser i sensommer og efterår kan forekomme høje koncentrationer af partikulært fosfor, pga. resuspension af partikulært stof fra vandløbsbunden, der er tilbageholdt igennem

Figur 6.6: Usikkerhed (bias) ved beregning af månedstransporten af total fosfor ved otte vandløbsstationer i 1993 baseret på de normale enkeltprøver, sammenholdt med de intensive og ugepuljede prøvetagninger.



koncentrationer af partikulært fosfor, pga. resuspension af partikulært stof fra vandløbsbunden, der er tilbageholdt igennem forårs- og sommermånederne. Andelen af partikulært fosfor i transport i de enkelte måneder beregnet ud fra de intensive målinger er da også faldende gennem forårs- og sommermånederne og stigende gennem efterårsmånederne (figur 6.7).

Figur 6.7: Andel partikulært fosfor af total fosfor i transport i de enkelte måneder af 1993 beregnet på baggrund af de intensive målinger i otte vandløb, sammenholdt med den månedlige bias i fosfortransporten.



En stationsspecifik korrektion af total fosfor transporten kan ikke benyttes

De store spredninger mellem resultaterne fra de intensive stationer i det første måleår viser, at der ikke umiddelbart kan opstilles en korrektionsfaktor, som kan benyttes til at beregne en "sand" transport af total fosfor ud fra den normalt anvendte enkeltprøvetagning i vandløb under overvågningsprogrammet. Tværtimod ser de fundne afvigelser ud til at være stationsspecifikke og endvidere at variere betydeligt, afhængigt af nedbørs- og afstrømningsforholdene i de enkelte måleperioder (måneder). Disse resultater er meget lig hvad der tidligere er beskrevet omkring usikkerheder ved måling og beregning af fosfortransport i vandløb (Bruhn og Kronvang, 1990).

Der er ikke fundet forskelle mellem sandede og lerede oplande mht. usikkerhed på fosfortransporten

Generelt overestimeres transporten af opløst orthofosfat ved anvendelse af de normale enkeltprøver, dog væsentligt mindre end for total fosfor

Oplandstabet af opløst orthofosfat for de otte vandløbsstationer målt i 1993

Også på månedsbasis er der typisk en overestimering af transporten af opløst orthofosfat ved anvendelse af enkeltprøver, mest udpræget i foråret, formentlig som følge af opbevaringsproblemer

En opdeling af stationerne i dem, der afvander henholdsvis oplande med dominerende sandjorder og lerjorder, viser ingen tydelige forskelle. Det er heller ikke muligt at finde tydelige forskelle imellem stationer med lille og stor afstrømningsvariation gennem året. Det var ellers ventet, at vandløb med mere konstant afstrømning gennem året ville udvise den mindste afvigelse mellem de to prøvetagningsmetoder. Grunden til, at denne forskel ikke slår igennem i det nuværende datamateriale er måske betydningen af okker i vandløb, der kan være med til at fælde fosfor på vandløbsbunden og dermed koncentrere fosfortransporten til at foregå i forbindelse med afstrømningshændelser.

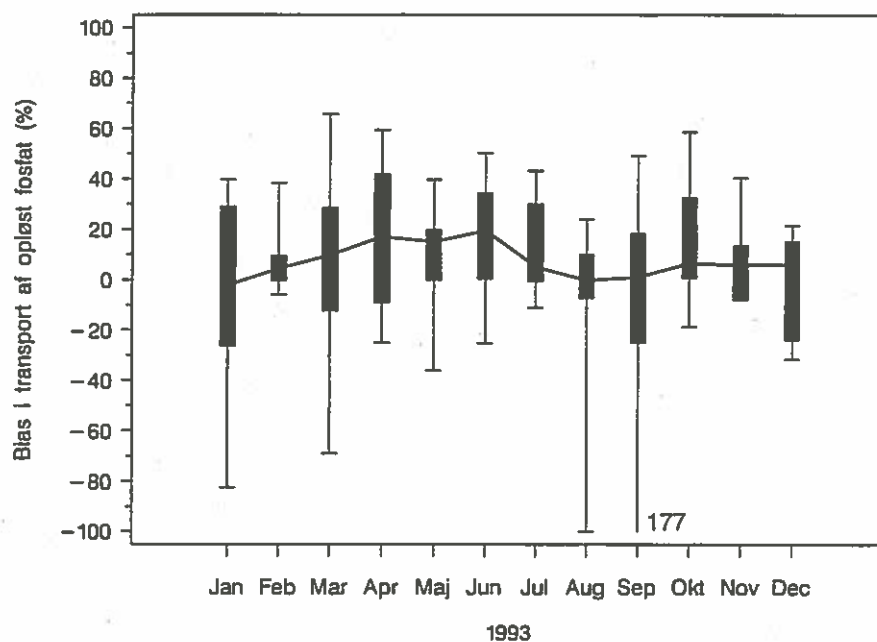
Opløst orthofosfat

For opløst orthofosfat sker der, modsat for total fosfor, typisk en overestimering af transporten ved anvendelse af de normale enkeltprøver sammenholdt med de intensive målinger (tabel 6.2). Usikkerheden ved måling af transporten af opløst orthofosfat er dog ikke nær så udpræget, som ved transporten af total fosfor. I median overestimeres årstransporten af opløst orthofosfat med 9% og i gennemsnit med 6%. For tre af de otte målestationer er der dog konstateret en underestimering af årstransporten af opløst orthofosfat ved anvendelse af den normale prøvetagningsstrategi.

Oplandstabet af opløst orthofosfat for de 8 intensive stationer, der var i drift igennem det meste af 1993, var i gennemsnit ved den normale prøvetagning på 0,088 kg P ha⁻¹, mod 0,083 kg P ha⁻¹ ved den intensive prøvetagning.

På månedsbasis i 1993 er der ligeledes typisk konstateret en overestimering af transporten af opløst orthofosfat (figur 6.8). Overestimeringen er i median tydeligt stigende gennem forårs månederne med den største afvigelse i juni. Denne tendens skyldes, at der i forbindelse med opstarten af de intensive stationer flere steder var problemer med at få kølingen af vandprøverne i den automatiske prøvetager til at fungere i forårsperioden. Dette kan resultere i et optag af opløst fosfat i alger i vandprøver.

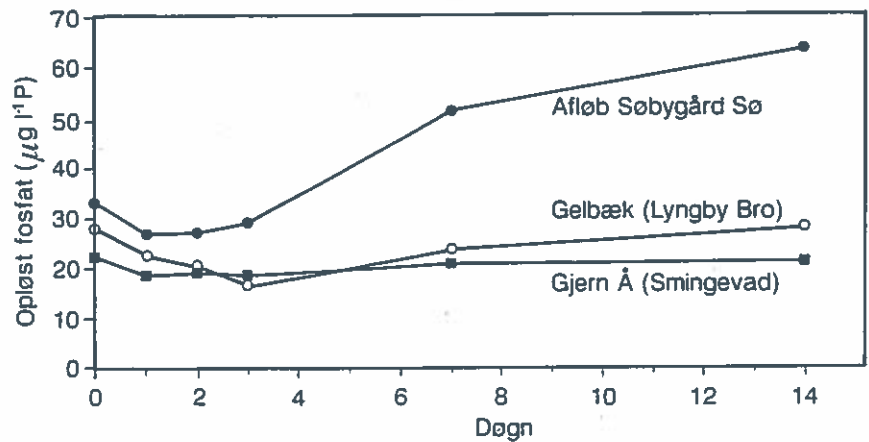
Figur 6.8: Usikkerhed (bias) ved beregning af månedstransporten af opløst orthofosfat ved otte vandløbsstationer i 1993 baseret på de normale enkeltprøver, sammenholdt med de intensive og ugepuljede prøvetagninger.



Selv på køl kan der ved opbevaring af vandprøver ske ændringer i koncentrationen af de enkelte fosforfraktioner

Figur 6.9: Holdbarhedsforsøg for opløst orthofosfat i vandløbsvand fra tre forskellige typer vandløb opbevaret på køl ved 4°C (Svendsen og Rebsdorf, 1994).

En anden betydende årsag kan være, at der ved opbevaringsforsøg af vandprøver på køl er konstateret et hurtigt fald i koncentrationen af opløst orthofosfat, der over lidt længere tid udligner sig lidt (figur 6.9). På baggrund af de foreliggende resultater er det umuligt at fastslå, hvilken af de to ovennævnte forhold der har haft mest betydning for resultaterne fra 1993. Den tydeligt stigende overestimering igennem forårsmånederne taler dog for, at startvanskelighederne ved etableringen af de intensive stationer har spillet en stor rolle. Analyser af det kommende års data fra de intensive stationer, samt af de gennemførte opbevaringsforsøg, som flere amter har gennemført, vil give bedre muligheder for at tolke på de fundne forskelle i transporten af opløst orthofosfat.



6.5 Betydning for kildeopsplitning

Kildeopsplitning af fosfortransporten kan give problemer, når transporten ikke er målt korrekt

Underestimering af transporten af total fosfor i vandløb har konsekvenser for beregningen af hvor stort et fosforbidrag der kommer fra det åbne land og fra landbrugsarealerne. Ved kildeopsplitning beregnes bidraget fra det åbne land ved fra den målte transport at fratække de opgjorte fosforudledninger fra punktkilder. Videre kan fosfortabet, som skyldes landbruget, beregnes ved ydermere at fratække fosforudledninger fra spredt bebyggelse, samt baggrundsbidraget af fosfor fra hele oplandet, som den er målt fra naturarealer.

Disse beregninger er gennemført for de 8 vandløbsoplande i tabel 6.3. Ved brug af fosfortransporten, beregnet på baggrund af den normale enkeltprøvetagning i vandløb, giver kildeopsplitningen for 7 af de 8 vandløb meget små fosfortab (tabel 6.3). For 3 af de 8 vandløb viser kildeopsplitningen sig endog at give negative værdier for fosfortabet fra landbruget.

Anvendelse af fosfortransporten baseret på de intensive prøver giver mere realistiske fosfortab fra landbruget

Ved anvendelse af de mere "sande" fosfortransporter opnået ved brug af de intensive prøvetagninger bliver de beregnede tabsrater selvfølgelig højere (tabel 6.3). I tilfældet med fosfortabet fra det åbne land er der nu kun en faktor 2 i forskel mellem det højeste og laveste tab (0,2-0,4 kg P ha⁻¹), imod tidligere en faktor 4,5 i forskel (0,08-0,35 kg P ha⁻¹). Hvad angår det ved kildeopsplitningen beregnede fosfortab fra landbruget, er der selv med anvendelse af de intensive målinger stor variation i resultaterne (0,01-0,31 kg P ha⁻¹).

Tabel 6.3 Kildeopsplitning ved anvendelse af normal punktprøver til beregning af fosfortransport og ved anvendelse af intensive puljede prøver.

Vandløbsstation	Åbne land (kg P ha ⁻¹)		Landbrugsarealer (kg P ha ⁻¹)	
	Enkeltprøver	Intensive prøver	Enkeltprøver	Intensive prøver
Odderbæk	0,16	0,21	0,05	0,10
Horndrup bæk	0,26	0,38	0,05	0,20
Javngyde bæk	0,14	0,20	-0,05	0,01
Skjellegråften	0,12	0,15	0,12	0,15
Landeby bæk	0,32	0,53	0,05	0,26
Østerbæk	0,08	0,40	-0,12	0,31
Haraldsted å	0,35	0,35	0,08	0,08
Højvads Rende	0,19	0,30	-0,06	0,09

Selv ved korrekt måling af fosfortransporten er der problemer med gennemførelse af en kildeopsplitning pga. usikkerheder forbundet med bidraget fra spredt bebyggelse

Selvom alle resultaterne viser et positivt fosfortab fra landbrug, er der dog stadig stor usikkerhed på denne beregning. Det skyldes især usikkerheden omkring hvor meget fosfor der aktuelt udledes til vandløb fra spredt bebyggelse. For bedre og mere pålideligt at kunne gennemføre kildeopsplitninger også til beregning af fosfortabet fra landbruget er det derfor ikke nok at måle den "sande" fosfortransport, men der må også gennemføres bedre opgørelser af hvor store fosformængder der reelt når frem til vandløb af potentialet i den spredte bebyggelse.

6.6 Sammenhænge mellem partikulært fosfor og partikulært stof

Partikulært fosfor er problemet ved måling af fosfortransporten i vandløb

Den store usikkerhed, der er forbundet med opgørelse af fosfortransporten i vandløb, stammer, som ovenfor vist, fra de store korttidsvariationer i koncentrationen af partikulært stof under nedbørs- og afstrømningshændelser i oplandet. Partikulært stof kan her tilføres vandløbet fra mange forskellige diffuse kilder (overfladisk afstrømning fra veje og marker kombineret med jorderosion, drænvand i forbindelse med nedadrettet erosion i jorden og brinkerosion). Desuden kan en del af kilden til det partikulære stof være tidligere aflejret materiale internt i vandløbet (Svendsen & Kronvang, 1993). Den fysiske/kemiske sammensætning af det finpartikulære stof, som tilføres og transporteres på et givet tidspunkt, vil være afgørende for dets indhold af f.eks. fosfor.

Mulighed for indirekte kontinuerte målinger af partikulært fosfor ved måling af partikulært stof i vandløb

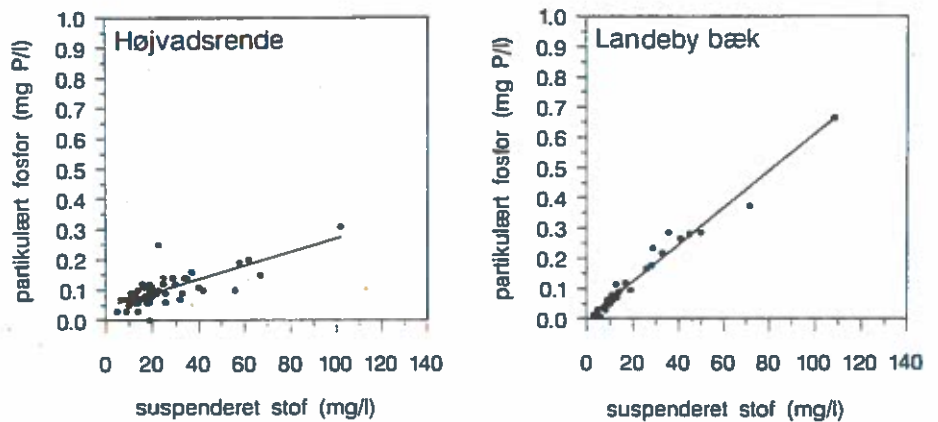
Det er tidligere påvist, at fosforindholdet i partikulært stof stiger med faldende kornstørrelse, og at f.eks. jernindholdet har stor betydning for bindingskapaciteten af fosfor (f.eks. Svendsen & Kronvang, 1991). Et af formålene med de intensive stationer har også været at undersøge muligheden for på sigt at indføre en

metode til indirekte måling af partikulært fosfor ved hjælp af sensorer, der kontinuerligt registrerer indholdet af partikulært stof i vandfasen. Tidligere erfaringer fra to vandløb har vist, at dette skulle være muligt ved opstilling af vandløbsspecifikke sammenhænge mellem koncentrationen af partikulært fosfor og koncentrationen af partikulært stof (Kronvang, 1992).

Ved ni af de intensive stationer er der fundet signifikante sammenhænge mellem partikulært fosfor og partikulært stof

Ved ni af de intensive stationer, hvor der foreligger et tilstrækkeligt datagrundlag fra 1993, er der forsøgt opstillet regressions-sammenhænge mellem samtidige målinger af koncentrationen af partikulært fosfor og koncentrationen af partikulært stof (figur 10). I alle vandløb er der fundet signifikante sammenhænge (tabel 6.4). Ved lave koncentrationer af partikulært stof (10 mg l^{-1}) er fosforindholdet typisk mellem 0.4 og 0.8% i de målte vandløb, mens fosforindholdet normalt falder med stigende koncentrationer af partikulært stof (tabel 6.4).

Figur 6.10: Eksempler på sammenhænge mellem koncentrationen af partikulært fosfor og partikulært stof målt ved de intensive prøvetagninger i Højvadsrende, Storstrøms amt og i Landeby bæk, Sønderjyllands amt.



Fosforindholdet i partikulært stof er højest i de jernbelastede vandløb

Selv ved stigende koncentrationer af partikulært stof er fosforindholdet fortsat højt i de jernbelastede vandløb (tabel 6.4). Dette forhold skyldes, at jern kan adsorbere opløst fosfat, indtil en ligevægt har indstillet sig mellem vand- og sedimentfase afhængig af de givne pH og temperaturforhold. Forholdet mellem koncentrationen af total jern og partikulært fosfor er i median for de enkelte vandløb på fra 5 til 43. De højeste forhold findes ikke overraskende i de jernbelastede vandløb, mens jern-fosfor forholdet i vandløb med en lav jernkoncentration ($< 1 \text{ mg l}^{-1}$) typisk ligger på under 15.

Anvendelse af turbidimetre til måling af partikulært stof og dermed indirekte partikulært fosfor i vandløb

De fundne resultater tegner lovende for indførelsen af indirekte målinger af partikulært fosfor ved hjælp af turbidimetre, der kalibreret mod koncentrationen af partikulært stof i de enkelte vandløb kan give en kontinuerlig måleserie specielt under nedbørs- og afstrømningshændelser i oplandet. I forskningsprojekter under Center for Ferskvand og Center for Rodzoneprocesser i Det Strategiske Miljøforskningsprogram, afprøves i disse år denne metodik. Et eksempel på kontinuerlig måling af turbiditeten, sammenholdt med koncentrationen af partikulært stof, er vist i figur 6.11. Resultaterne fra disse forskningsprojekter og fra det kommende års målinger ved de 13 intensive stationer vil senere kunne danne baggrund for indførelse af denne målemetodik ved overvågningsstationer.

Tabel 6.4: Sammenhæng mellem partikulært fosfor (Total P minus orthofosfat-P) og partikulært stof i 9 vandløb, samt fosforindhold i partikulært stof ved forskellige koncentrationsniveauer og gennemsnitskoncentration af total jern.

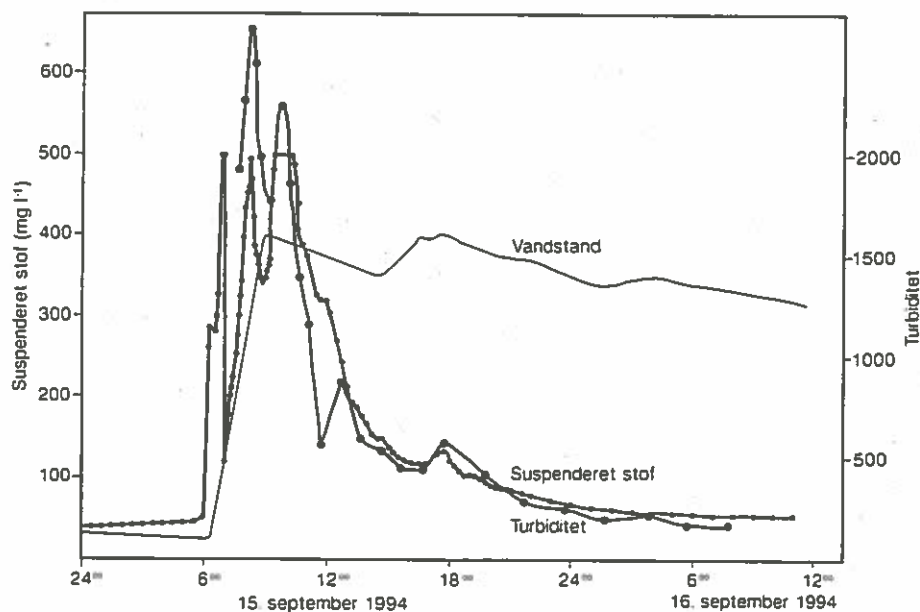
Vandløbsstation	Antal	Sammenhæng mellem koncentration (mg l^{-1}) af partikulært P (C_{PP}) og suspenderet stof (C_{SS})	Fosforindhold (%)		Antal	Total jern (mg l^{-1})
			10 mg l^{-1} SS	100 mg l^{-1} SS		
Odderbæk	43	$C_{\text{PP}} = 0,022 + 0,0054 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,80$	0,8	0,5	4	0,72
Horndrup bæk	62	$C_{\text{PP}} = 0,015 + 0,0024 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,95$	0,4	0,2	0	-
Javngyde bæk	79	$C_{\text{PP}} = 0,025 + 0,0029 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,84$	0,5	0,3	13	0,24
Skjellegrøften	39	$C_{\text{PP}} = 0,031 + 0,0034 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,39$	0,7	0,3	26	1,05
Solbjerg-Lunde bæk	22	$C_{\text{PP}} = 0,014 + 0,0038 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,73$	0,5	0,4	10	1,38
Landeby bæk	28	$C_{\text{PP}} = 0,0028 + 0,0061 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,97$	0,6	0,6	21	2,70
Østerbæk	49	$C_{\text{PP}} = 0,014 + 0,0030 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,94$	0,4	0,3	4	0,29
Borup bæk	38	$C_{\text{PP}} = 0,036 + 0,0020 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,66$	0,6	0,2	26	0,21
Højvadsrende	60	$C_{\text{PP}} = 0,046 + 0,0023 \cdot C_{\text{SS}}$; $R^2 = 0,55$	0,7	0,2	40	0,50

6.7 Kvaliteten af det partikulære fosfor

Kvaliteten af det partikulært bundne fosfor er forskellig fra vandløb til vandløb bedømt ud fra fraktioneringsforsøg

I forbindelse med tøbruddet i marts 1994 har Århus amt gennemført en fosforfraktionering af det partikulært bundne fosfor i transport i 5 vandløb (Århus amt, 1994). Koncentrationen af total fosfor var i alle 5 vandløb omkring $0,2 \text{ mg l}^{-1}$, mens der var større variationer i koncentrationen af total jern (tabel 6.5). Den relative fordeling af indholdet i de fire analyserede fosforfraktioner er vist i tabel 6.5. I to af de fem vandløb var langt hovedparten af fosforpuljen bundet til jern og aluminium. I de andre tre vandløb var hovedparten af fosfor organisk bundet. Kun en mindre del af fosforpuljen i det partikulære stof var let adsorberet og dermed umiddelbart bio-tilgængeligt.

Figur 6.11: Turbiditet målt hver 5 minut og intensive målinger af koncentrationen af partikulært stof under en afstrømningsbegivenhed i september 1994 i et lille vandløb, der afvander et drænet intensivt dyrket opland (Gelbæk).



Tabel 6.5: Den relative fordeling af forskellige fosforfraktioner fundet i den partikulære del af fosforafstrømningen den 16. marts 1994 i slutningen af tøbruddet i fem vandløb i Århus amt (Kilde: Århus amt, 1994).

Analysevariabel	Lyngbygårds Å	Javngyde bæk	Horndrup bæk	Knud Å	Århus Å
Let adsorberet P % af TS	5,3%	2,4%	3,0	7,7%	8,4%
Jern- og aluminiumsbundet P, % af TS	73%	79%	29%	44%	34%
Calcium- og magnesium- mbundet P, % af TS	2,1%	1,4%	16%	0,91%	0,96%
Organisk bundet P % af TS	20%	17%	52%	47%	57%
Total P (mg P l ⁻¹)	0,247	0,254	0,207	0,195	0,219
Total Fe (mg l ⁻¹)	1,4	0,65	2,1	0,06	0,36

Den største del af det partikulært bundne fosfor kan potentielt blive bio-tilgængeligt, men vurderinger er nødvendige for de enkelte slutmiljøer

En del af det organisk bundne fosfor kan frigives ved nedbrydning af det organiske stof og dermed blive bio-tilgængeligt. Desuden kan det jern- og aluminiumsbundne fosfor frigives under anerober forhold, f.eks. på søbunden (Kristensen et al., 1990). Ved jern-fosfor forhold over 10-15 er det tidligere fundet, at fosfatfrigivelsen fra søbunden under aerobe forhold er styret af Fe:P-forholdet (Kristensen et al., 1990). I afsnit 6.5 blev jern-fosfor forholdet fundet at være under 10 i vandløb uden stor jernbelastning, mens det var over 15 i de jernbelastede vandløb. Nærmere analyser af bio-tilgængeligheden af det partikulært bundne fosfor i vandløb kræver derfor både viden om kvaliteten i transport, samt om tilstanden i de søer eller fjorde, hvortil det transporteres og sedimenteres ud.

Tidligere målinger af bio-tilgængelighed af fosfor

Direkte målinger af bio-tilgængeligheden af partikulært fosfor er tidligere undersøgt, bl.a. ved anvendelse af algetest-forsøg. I partikulært fosfor fra landbrugsarealer er der således tidligere fundet en bio-tilgængelighed på fra 5% til 41% af det totale fosforindhold (Ekholm, 1991).

De fundne resultater fra de 5 vandløb i Århus amt viser, at en meget stor del af partikulært bundet fosfor, der er i transport under tøbrudsbegivenheder, potentielt kan blive bio-tilgængeligt. Analyser af fosforkvaliteten på andre tidspunkter og i flere vandløb er nødvendige, før vurderinger på årsbasis kan gennemføres. Desuden skal forholdene i de vandmiljøer, som modtager det partikulært bundne fosfor, også med ind i bedømmelserne af bio-tilgængeligheden af de enkelte fosforfraktioner.

6.8 Konklusion

De fleste amter har i 1993 oprettet en målestation i vandløb, der afvander små dyrkede oplande. Målestationen er instrumenteret med automatisk prøvetager og prøver udtages hver time året rundt. Formålet med de "intensive" stationer er at få bestemt den

"sande" transport af fosfor i vandløb for herigennem at kunne få forbedret grundlaget for opsplitning af fosforbidraget til vandløb på de enkelte belastningskilder. Da der samtidig er udtaget vandprøver med den normale prøvetagningsstrategi, som enkeltprøver hver måned eller fjortende dag (enkeltprøver), kan de normalt anvendte transportberegningen af fosfor i små vandløb også blive vurderet. Otte af de tretten intensive stationer har været i drift i hele 1993.

- Årstransporten af total fosfor blev i median underestimeret med 37% i 1993 ved anvendelse af enkeltprøver til transportberegningen.
- Der var stor spredning mellem resultaterne fra de enkelte stationer. Ved en enkelt station blev årstransporten af total fosfor underestimeret med 300% i 1993, mens der ved en anden station blev konstateret en overestimering på 2%.
- Årstransporten af opløst orthofosfat blev i median overestimeret med 9% ved anvendelse af enkeltprøver til transportberegningen, dog med en meget mindre variation mellem de otte stationer.
- Det er således transporten af partikulært fosfor, som bliver underestimeret i vandløb under overvågningsprogrammet med den hidtidigt anvendte prøvetagningsstrategi.
- Der er behov for flere måleår ved de nyoprettede stationer, før det er muligt at afklare hvorvidt og i hvilket omfang det er muligt at beskrive de konstaterede usikkerheder på transportberegningen ud fra oplandsspecifikke forhold og forskelle i nedbørs- og afstrømningsforhold i de enkelte år.
- Der kan opstilles signifikante, men vandløbsspecifikke sammenhænge mellem koncentrationen af partikulært fosfor og koncentrationen af partikulært stof, som på sigt vil kunne udnyttes til via kontinuerte målinger af turbiditet i vandløb at forbedre opgørelsen af fosfortransporten i vandløb.
- Enkelte analyser af kvaliteten af de partikulært bundne fosfor har vist, at den største andel findes på organisk og jern/aluminium bundet form, som potentielt kan blive biotilgængeligt i de åbne vandområder.
- Den konstaterede store underestimering af transporten af total fosfor gælder for små vandløb og kan ikke umiddelbart overføres til at gælde de store vandløb, som indgår i det monitoringsnet, der benyttes til at opgøre fosfortilførslen til kystvandene. Tidligere undersøgelser i sådanne vandløb har vist, at transporten af total fosfor i median underestimeres i mindre grad (<10%).



7 Vandkvalitet i kilder

7.1 Indledning

Formål

I Vandmiljøplanens Overvågningsprogram indgår overvågning af vandkvaliteten i 58 kilder fordelt over hele landet. Formålet med overvågningen er ifølge *Miljøstyrelsen (1993a)*:

- at følge langtidsudviklingen i vandkvaliteten i udvalgte kilder
- at få bedre viden om koncentrationsniveauet af især kvælstof og fosfor i kilder i forskellige landsdele under hensyntagen til forskelle i arealanvendelsen i oplandet
- at få bedre viden om det grundvand, der naturligt strømmer til vandløb og søer og dermed betinger dets forventede basistilstand.

Denne rapporters indhold

I denne rapport gives en beskrivelse af vandkvaliteten i overvågningsprogrammets kilder i 1993, og der er foretaget en sammenligning med de foregående års resultater siden 1989, da overvågningsprogrammet startede. Bilag I består af en tabellarisk oversigt over gennemsnitskoncentrationerne og standardafvigelse for de målte værdier i årene 1989-1993 af de vigtigste variable for hver enkelt af de 58 kilder, som er opført amtsvis.

For bedre at kunne vurdere årsagerne til den store spredning i de forskellige kilders nitratkoncentrationer blev det på et fagmøde besluttet i 1993 at gennemføre tritiummålinger i prøver af kildevandet for ad den vej at få et objektivi grundlag for at afgøre den enkelte kildes alder og se, om der var nogen sammenhæng med de kemiske variable, f.eks. nitratkoncentrationen. De enkelte tritiumværdier er inkluderet i bilag I.

Løvrigt behandles kildedataene som i de tidligere års rapporter i relation til arealanvendelsen og til den fremherskende jordtype. Der er især fokuseret på en mulig udvikling i koncentrationerne af nitrat og fosfor, men der er også undersøgt en mulig forsuringsudvikling.

7.2 Datagrundlag

Stationsnettet omfatter 58 kilder

Kildeovervågningsprogrammet omfatter i alt 58 kilder, hvorfra der udtages 4 prøver om året. Kilderne er fordelt over hele landet (figur 2.1) og inddelt efter arealanvendelse (natur/dyrkningspåvirket) og fremherskende jordtype (sand/ler):

- 46 kilder i "dyrkningspåvirkede oplande" (10-100 % af oplandsarealet skønnes at være dyrket)
- 12 kilder i "naturoplande" (mindre end 10 % af oplandsarealet er dyrket)

- 38 kilder i "sandjordsoplande" (mere end 50 % af oplandsarealet skønnes at høre til jordtyperne F1-F3), hovedsagelig jyske kilder
- 20 kilder i "lerjordsoplande" (mindst 50 % af oplandsarealet skønnes at høre til jordtyperne F4-F5), hovedsagelig kilder på Øerne.

7.3 Resultater

Temperatur og vandføring

Temperaturen og vandføringen er ret konstante i hver enkelt kilde (se bilag I). Vandføringen i kilderne i sandjordsområder er gennemgående større end i kilder i lerjordsområder (tabel 7.1).

Tabel 7.1 Gennemsnit og medianværdi for målt eller skønnet vandføring i kilder fra lerjords- og sandjordsoplande.

	Gennemsnit	Median
18 kilder i lerjordsoplande	3 l s ⁻¹	0,9 l s ⁻¹
21 kilder i sandjordsoplande	19 l s ⁻¹	4,5 l s ⁻¹

Tritiummålinger

I 1993 blev der foretaget tritiumbestemmelser i prøver fra overvågningsprogrammets kilder med det formål at vurdere kildevandets alder og dermed få mulighed for at relatere vandets alder med de kemiske variable, f.eks. nitratkoncentrationerne. Fordelingen af tritiumværdierne er vist i tabel 7.2.

Tabel 7.2 Fordelingen af tritiumkoncentrationerne (TU = tritium units) i de 58 kilder. n = antal kilder.

TU	<1,0	1,0-4,9	5,0-9,9	10,0-19,9	20,0-29,9	30,0-39,9
n	3	5	4	16	27	3

Ud fra disse tal kan man slutte, at kildevandet i kilder, hvor tritiumindholdet er mindre end 5-10 tritiumenheder, i hovedsagen må stamme fra tiden før 1953, dvs. før den periode, hvor der blev foretaget mange prøvesprængninger med brintbomber, og hvor atmosfærens tritiumindhold som følge deraf blev meget kraftigt forøget (Kristiansen et al., 1990). De øvrige vurderes at være af nyere dato.

På et fagmøde i januar 1994 i Silkeborg om Vandmiljøplanens overvågningsprogram vedrørende vandløb og kilder blev tritiummetodens anvendelighed diskuteret, og det blev anbefalet i 1994 at supplere tritiumanalyserne med måling af nogle kemiske variable, som sammen med tritiumanalyserne ville kunne forbedre vurderingsgrundlaget for en aldersbestemmelse. Det drejer sig foruden nitrat om alkalinitet, aggressiv kulsyre, calcium, magnesium, jern og sulfat (pers. medd. Henning Kristiansen, Danmarks geologiske Undersøgelse). Specielt i grundvand i lerjordsområder har sulfat vist sig at være en god aldersindikator (Thorling, 1994).

Nitrat og jordtype

Ser man på forskellen mellem nitratkoncentrationerne i lerjordsområder og i sandjordsområder, er det karakteristisk, at der er mange kilder med meget lave koncentrationer i lerjordsområder-

ne, men der er dog også mange med meget høje værdier. Det medfører, at medianværdien er lav, ca. 0,3 mg l⁻¹ nitrat-N, mens gennemsnitsværdien er næsten lige så høj som i kilderne i sandjordsområderne, nemlig 3,8 mg l⁻¹ i lerjorde og 5,2 mg l⁻¹ i sandjorde (tabel 7.3 og figur 7.1). I sandjordsområderne er der en mere jævn fordeling fra lave til høje værdier med større overensstemmelse mellem gennemsnits- og medianværdier (tabel 7.3 og figur 7.1). Årsagen til den skæve fordeling i kilderne i lerjordsområderne er bl.a., at der her ofte er tale om iltfattige til iltfrie forhold, hvor nitrat kan omdannes fuldstændigt til frit kvælstof ved denitrifikation. Endvidere er nitratkoncentrationen lav, hvis kildevandet har lavt tritiumindhold og derfor som tidligere nævnt er gammelt (se bilag I).

Tabel 7.3 Gennemsnits- og medianværdier af et udvalg af kemiske variable 1989-93 for kilder i lerjords- og sandjordsoplunde. n = antal kilder.

	Lerjordsoplunde			Sandjordsoplunde		
	n	Gns.	Median	n	Gns.	Median
<u>Nitrat-N mg l⁻¹</u>						
1989	19	3,7	0,31	37	5,0	3,5
1990	19	3,8	0,42	38	5,1	3,2
1991	19	3,7	0,32	38	5,1	3,4
1992	20	3,8	0,34	38	4,9	3,2
1993	20	3,8	0,24	38	5,2	3,4
<u>Opløst fosfat-P, mg l⁻¹</u>						
1989	18	0,032	0,018	34	0,045	0,033
1990	19	0,031	0,020	34	0,042	0,027
1991	19	0,027	0,014	33	0,045	0,027
1992	19	0,025	0,016	34	0,044	0,027
1993	20	0,020	0,012	34	0,043	0,023
<u>Total fosfor mg l⁻¹</u>						
1989	19	0,087	0,058	38	0,070	0,050
1990	19	0,094	0,059	38	0,069	0,049
1991	19	0,075	0,087	38	0,069	0,051
1992	20	0,087	0,051	38	0,073	0,060
1993	20	0,062	0,048	38	0,073	0,063
<u>Konduktivitet m S m⁻¹</u>						
1989	17	64	65	28	41	39
1990	19	66	66	28	42	40
1991	19	65	65	28	42	40
1992	20	71	68	28	41	40
1993	14	83	77	17	46	43
<u>Alkalinitet, mmol l⁻¹</u>						
1989	19	4,64	4,69	38	1,82	1,77
1990	19	4,58	4,73	31	1,78	1,65
1991	18	4,66	4,72	28	1,68	1,51
1992	20	4,67	4,77	31	1,81	1,68
1993	16	4,91	5,06	26	1,61	1,51
<u>pH</u>						
1989	19	7,45	7,45	38	7,34	7,49
1990	19	7,45	7,40	38	7,38	7,46
1991	19	7,51	7,48	38	7,23	7,42
1992	20	7,59	7,64	38	7,27	7,43
1993	20	7,58	7,57	38	7,30	7,49

Fosfor og jordtype

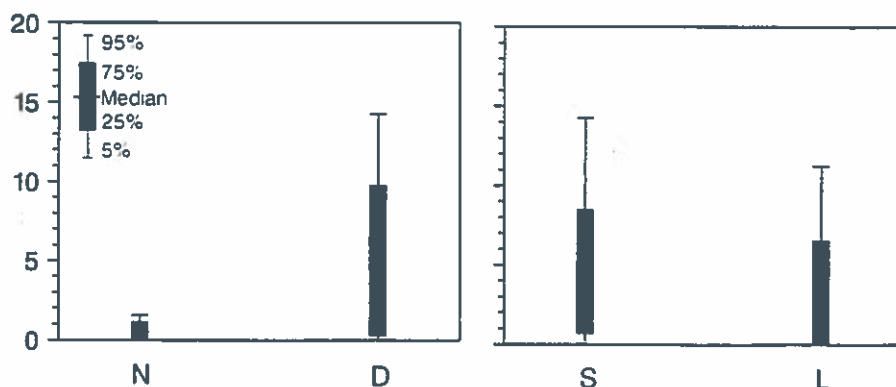
For opløst fosfat ses det (tabel 7.3), at koncentrationerne gennemgående er lidt højere i kilder i sandjordsoplande end i lerjordsoplande. Årsagen hertil er formentlig, at lerjorde via deres kolloider og det højere kalkindhold har en større fosfatbindingsevne end sandjorde.

Forsuring og jordtype

I tabel 7.3 er endvidere anført gennemsnits- og medianværdier for konduktiviteten, alkaliniteten og pH. Den højere konduktivitet (som er et mål for det totale indhold af salte) i kilder fra lerjordsoplande skyldes især et højt indhold af calciumhydrogenkarbonat, hvilket også viser sig ved en højere alkalinitet.

Der kan ikke konstateres nogen generel forsuringstendens. I Ribe amt er der imidlertid konstateret en forsøringsudvikling i nogle kilder med lav alkalinitet (*Ribe Amt, 1994*), og i Århus amt er der konstateret mindre pH-fald i alle seks kilder fra 1988 til 1993 (*Århus Amt, 1994*).

Figur 7.1 Fordelingen af nitrit- og nitrat-N i 1993 i kilder i (a) sandjordsoplande (S) og i lerjordsoplande (L) samt i (b) naturoplande (N) og dyrkningspåvirkede oplande (D)



Nitrat og arealanvendelse

Hovedparten af kilderne i naturoplande har lave koncentrationer med gennemsnits- og medianværdier på henholdsvis 0,6 og 0,4 mg l⁻¹, mens de dyrkningspåvirkede kilder gennemgående ligger omtrent en faktor 10 højere (tabel 7.4 og figur 7.1).

Hverken kilderne i naturarealer eller kilderne i de dyrkningspåvirkede oplande viser nogen generel udviklingstendens for nitratkoncentrationen i perioden fra 1989 til 1993. I nogle kilder har der dog været forholdsvis kraftige stigninger, som imidlertid delvist modsvares af fald i enkelte andre kilder. I modsætning til sidste år ser det imidlertid nu ud til, at der er flere kilder med stigningstendenser end tendenser til fald i nitratkoncentrationerne.

Fosfor og arealanvendelse

Total P-koncentrationen er gennemgående højere i kilder i dyrkningspåvirkede arealer end i naturarealer, mens opløst fosfat-P ligger på samme niveau (tabel 7.4). For total P og opløst fosfat-P i kilderne i naturarealer kan der ikke konstateres generelle ændringer i koncentrationsniveauerne fra 1989 til 1993. For de dyrkningspåvirkede kilder ser det ud, som om koncentrationen af opløst fosfat generelt er svagt faldende. Men da gennemsnits- og medianværdierne generelt er lave og endvidere dækker over fald i nogle og stigninger i andre kilder, er det vanskeligt at vurdere, om det er et reelt fald.

Tabel 7.4 Årsmiddelkoncentrationen (mg l⁻¹) af nitrat, total fosfor og opløst fosfat i kilder for henholdsvis naturoplande og dyrkningspåvirkede oplande i perioden 1989-93. n = antal kilder.

(mg l ⁻¹)	Naturoplande			Dyrkningspåvirkede oplande		
	n	Gns.	Median	n	Gns.	Median
<u>Nitrat-N</u>						
1989	12	0,51	0,35	44	5,7	3,7
1990	12	0,56	0,40	45	5,7	3,9
1991	12	0,64	0,50	45	5,7	4,1
1992	12	0,60	0,32	46	5,6	4,1
1993	12	0,64	0,43	46	5,8	4,0
<u>Total fosfor</u>						
1989	12	0,055	0,036	45	0,083	0,060
1990	12	0,055	0,039	45	0,083	0,059
1991	12	0,055	0,035	45	0,075	0,064
1992	12	0,061	0,046	46	0,082	0,058
1993	12	0,056	0,038	46	0,073	0,059
<u>Opløst fosfat-P</u>						
1989	11	0,035	0,026	41	0,042	0,024
1990	11	0,034	0,024	42	0,039	0,023
1991	10	0,037	0,024	42	0,039	0,020
1992	11	0,038	0,027	42	0,037	0,021
1993	11	0,035	0,023	43	0,034	0,016

N- og P-koncentrationer i kilder sammenlignet med vandløb

I tabel 7.5 og 7.6 er kilder og vandløb stillet sammen med hensyn til koncentrationen af N og P henholdsvis for naturoplande og dyrkningspåvirkede oplande. Nitratkoncentrationerne er som i de foregående år omtrent en faktor 10 højere i vandløb og kilder fra dyrkningspåvirkede oplande end fra naturoplande. Med hensyn til total P ses det, at koncentrationerne af total P i vandløb i dyrkede oplande er omtrent dobbelt så høje som i kilderne i de dyrkningspåvirkede oplande, mens total P i kilder og vandløb i naturoplande ikke adskiller sig væsentligt fra hinanden. Der er generelt ikke sket større ændringer i 1993-tallene i forhold til sidste år. Den største og mest tydelige ændring er, at gennemsnitskoncentrationen af både total P og opløst fosfat-P er faldet fra henholdsvis 0,155 og 0,084 mg l⁻¹ i 1992 til henholdsvis 0,131 og 0,066 mg l⁻¹ i 1993 i de dyrkningspåvirkede vandløb.

Tabel 7.5. Gennemsnitskoncentrationer (mg l⁻¹) af N og P i kilder og vandløb i 1993.

	Naturoplande		Dyrkningspåvirkede oplande	
	kilder	vandløb	kilder	vandløb
Antal stationer	12	9	46	66
Total N	ikke målt	1,00	ikke målt	6,62
Nitrat-N	0,64	0,70	5,80	5,98
Total P	0,056	0,048	0,073	0,131
Opløst fosfat-P	0,035	0,016	0,034	0,066

Tabel 7.6. Mediankoncentrationer (mg l⁻¹) af N og P i kilder og vandløb i 1993.

	Naturoplande		Dyrkningspåvirkede oplande	
	kilder	vandløb	kilder	vandløb
Antal stationer	12	9	46	66
Total N	ikke målt	1,17	ikke målt	6,50
Nitrat-N	0,43	0,65	3,99	5,94
Total P	0,038	0,044	0,059	0,118
Opløst fosfat-P	0,023	0,021	0,016	0,053

7.4 Konklusion

Kildernes vandkvalitet er vurderet på baggrund af den fremherskende jordtype og arealanvendelse i kildernes oplande. De vigtigste konklusioner er:

- Mange af kilderne i lerjordsområderne har meget lave nitratkoncentrationer, også i dyrkede områder. I nogle tilfælde kan det hænge sammen med, at vandet er så gammelt, at det stammer fra tiden før den intensive kvælstofgødskning begyndte. Den vigtigste forklaring er dog nok, at grundvandet i lerjordsområder ofte er iltfattigt, således at der her i modsætning til sandjordsområderne er gode betingelser for fjernelse af nitrat ved denitrifikation.
- Med hensyn til arealanvendelsen gælder det, at kilderne i de dyrkningspåvirkede oplande gennemgående har omtrent 10 gange højere nitratkoncentrationer end kilder i naturoplande.

- Der er ikke nogen generel udviklingstendens for nitratkoncentrationen, men i en del kilder er der dog sket betydelige stigninger, og i enkelte kilder kan der ses et fald.
- Koncentrationerne af opløst fosfat og total fosfor ligger generelt på et relativt lavt niveau. Der er heller ikke de store forskelle på gennemsnits- og mediankoncentrationerne af opløst fosfat, hverken når man ser på jordtypen eller arealanvendelsen. For total fosfor er koncentrationerne i gennemsnit noget højere i dyrkede oplande end i naturoplande.
- Der kan ikke spores nogen generelle udviklingstendenser for hverken opløst fosfat eller total fosfor i kilderne.
- Kilder i sandjordsoplande har lavere pH-værdier og lavere alkalinitet og konduktivitet (indhold af salte) end kilder i lerjordsoplande.
- Enkelte kilder i sandjordsoplande i Jylland viser fald i pH og/eller alkalinitet. Det er ikke godtgjort, om der er tale om en reel forsurende tendens. Kun en længere tidsserie vil kunne afsløre, om den er reel.



8 Vandkvalitet i vandløb

8.1 Indledning

Indhold

I dette kapitel gives en landsdækkende oversigt over vandkvaliteten i de danske vandløb i 1993. Tilstanden sammenlignes med tilstanden i 1989-92. Resultaterne bygger gennemgående på statistiske gennemsnitsværdier fra hele landet. De konkrete værdier fra de enkelte stationer kan ses i bilagene 2 til 5. Udviklingstendenser i kvælstof behandles uddybende i kapitel 9.

Stationsnettet

Vandløbene i overvågningsprogrammet benyttes overordnet i to net, dels et net af havbelastningsstationer, der primært har til formål at opgøre stoftransporten fra de ferske vande til havet, dels et net af regionale stationer, der blandt andet har til formål at overvåge de forskellige samfundssektorerers betydning for vandkvalitet og stoftransport i vandløbene og udviklingen heri.

8.2 Karakteristik af oplandstyper

Oplandstyper

Vandløbene i det regionale net er på den baggrund opdelt i tre typer efter arealanvendelsen i oplandet og den dominerende belastningskilde. Opdeling ajourføres hvert år på baggrund af oplandets aktuelle belastningsforhold. Der kan derfor være en vis uoverensstemmelse i antallet af oprindeligt udmeldte oplandstyper og de aktuelt benyttede. For eksempel er 2 naturvandløb udgået, hvor der er usikkerhed vedrørende dyrkningsgraden, således at de udmeldte 11 nu er blevet til 9. Kriterierne for opdelingen er vist i tabel 8.1.

Tabel 8.1 Kriterier for opdeling af stationerne i det regionale net i typer efter oplandets dyrkningsgrad og belastningskilder.

1.	Naturoplande	Udyrkede oplande, som kun i ringe grad er påvirket af menneskelig aktivitet
2.	Dyrkede oplande	Dyrkede oplande uden N- eller P-udledninger fra punktkilder, ud over fra spredt bebyggelse
3.	Oplande med punktkilder	Dyrkede oplande, der er belastede med punktkilder.

Naturoplande

De 9 vandløb i udyrkede naturoplande dækker geografisk Øerne og Jylland med henholdsvis 3 og 6 stationer. 3 af oplandene er overvejende domineret af lerjorder, mens de resterende 6 er domineret af sandjord. Oplandene ligger i de øvre ender af vandløbssystemerne og har derfor et lille areal, der hovedsagelig består af skov- og hedearealer (tabel 8.2). Dyrkningsgraden og bebyggelsen er minimal, og der findes ingen punktkilder inden for oplandene. Vandkvaliteten og stoftransporten i disse oplande afspejler derfor baggrundstilstanden for danske vandløb.

Table 8.2 Karakteristik af typeoplandene.

	Naturoplande		Dyrkede oplande		Oplande med punktkilder	
	Gns.	Median	Gns.	Median	Gns.	Median
Antal stationer	9		66		182	
<u>Oplandsareal km²</u>	5,5	4,8	9,8	6,3	141,0	62,0
<u>Arealanvendelse</u>						
% dyrket	7,0	0	83,9	93,7	80,1	83,7
% skov og hede	92,6	99,9	15,0	4,9	13,7	12,0
% ferskvand	0,2	0	0,2	0	0,8	0,2
% by	0,2	0	0,2	0	5,4	5,3
<u>Afstrømning</u>						
Antal stationer	6		44		166	
1989	4,3	4,5	5,8	4,8	6,6	5,5
1990	5,1	4,7	8,5	7,6	8,8	8,0
1991	5,9	5,3	7,2	7,0	8,5	8,0
1992	5,4	5,7	7,1	6,4	8,1	7,0
1993	5,7	5,3	8,1	7,5	9,5	9,1

Dyrkede oplande

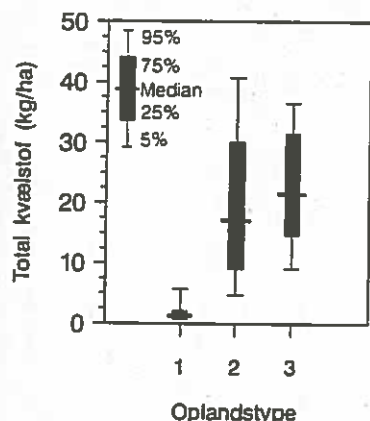
De 66 vandløb i dyrkede oplande er fordelt med 27 på Øerne og 39 i Jylland. 36 af oplandene er overvejende domineret af lerjorde, og 30 oplande er domineret af sandjorde. Da der ikke findes punktkildeudledninger indenfor oplandene, afspejler vandkvaliteten alene påvirkningerne fra det åbne land (landbrug og spredt bebyggelse). Vandløbene ligger typisk i de øvre ender af vandløbssystemerne og har derfor et lille oplandsareal. Dyrkningsgraden er stor, men også skov og hedearealer udgør en stor andel i disse oplande (tabel 8.2).

Oplande med punktkilder

De 182 vandløb i oplande med punktkilder er fordelt med 86 på Øerne og 98 i Jylland. 75 af oplandene er overvejende domineret af lerjorde, mens 107 er domineret af sandjorde. Alle oplandene er mere eller mindre belastet fra punktkilder. Vandløbene afvander generelt større oplande, hvor også landbruget indgår som belastningskilde. Dyrkningsgraden er således lige så stor som i de dyrkede oplande. En stor andel befæstet areal og et mindre skovareal adskiller arealanvendelsen i oplande med punktkilder fra arealanvendelsen i de dyrkede oplande (tabel 8.2).

Afstrømningen af ferskvand afspejler også typeoplandenes placering. Således ligger naturoplandene ofte højt placeret øverst i vandløbssystemerne, hvor grundvandtilførslen kan være forholdsvis lille. Den betydelige forskel i den årlige ferskvandsafstrømningen i perioden 1989-93 har stor betydning for koncentrationen af næringsstoffer i vandløbene, og understreger nødvendigheden af at vandføringskorrigerer koncentrationen.

8.3 Kvælstof

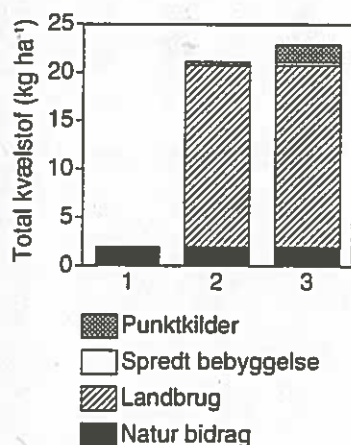


Figur 8.1 Arealafstrømningen af total kvælstof fra de tre oplandstyper i 1993 i udyrkede (1), dyrkede (2) og opløst med punktkilder (3).

Den gennemsnitlige kvælstofbelastning er mellem 7 og 10 gange så stor i vandløb, der afvander dyrkede opløst, som i vandløb, der afvander udyrkede naturopløst, afhængigt af om kvælstofbelastningen måles som koncentration eller som arealkoefficient (tabel 8.3 og figur 8.1). Opløst med punktkilder har derimod ikke væsentlig større kvælstofbelastning end de opløst der kun dyrkes.

Sagt på en anden måde viser dette, at i dyrkede opløst og i opløst med punktkilder er næsten hele belastningen diffus (dvs. fra natur, landbrug og spredt bebyggelse). Bidraget fra spredt bebyggelse er beregnet i amterne på baggrund af en antaget belastning på 4.4 kg N PE⁻¹ (Miljøstyrelsen, 1994). Dette giver en gennemsnitlig belastning på 0.3 kg N ha⁻¹ eller ca. 1.5 % af den totale kvælstoftilførsel i begge opløststyper. Sættes bidraget fra naturen til 2 kg ha⁻¹ i alle opløststyperne kan bidraget fra landbruget anslås at udgøre henholdsvis 89 % i de dyrkede opløst og 82 % af belastningen i dyrkede opløst med punktkilder (figur 8.2).

Tabel 8.3 Gennemsnitlig årsmiddelkoncentration, arealkoefficient og vandføringsvægtet koncentration af kvælstof fra typeopløstene i 1993.



Figur 8.2 Belastningen med total kvælstof i 1993 fra de tre opløststyper opdelt efter forureningskilde.

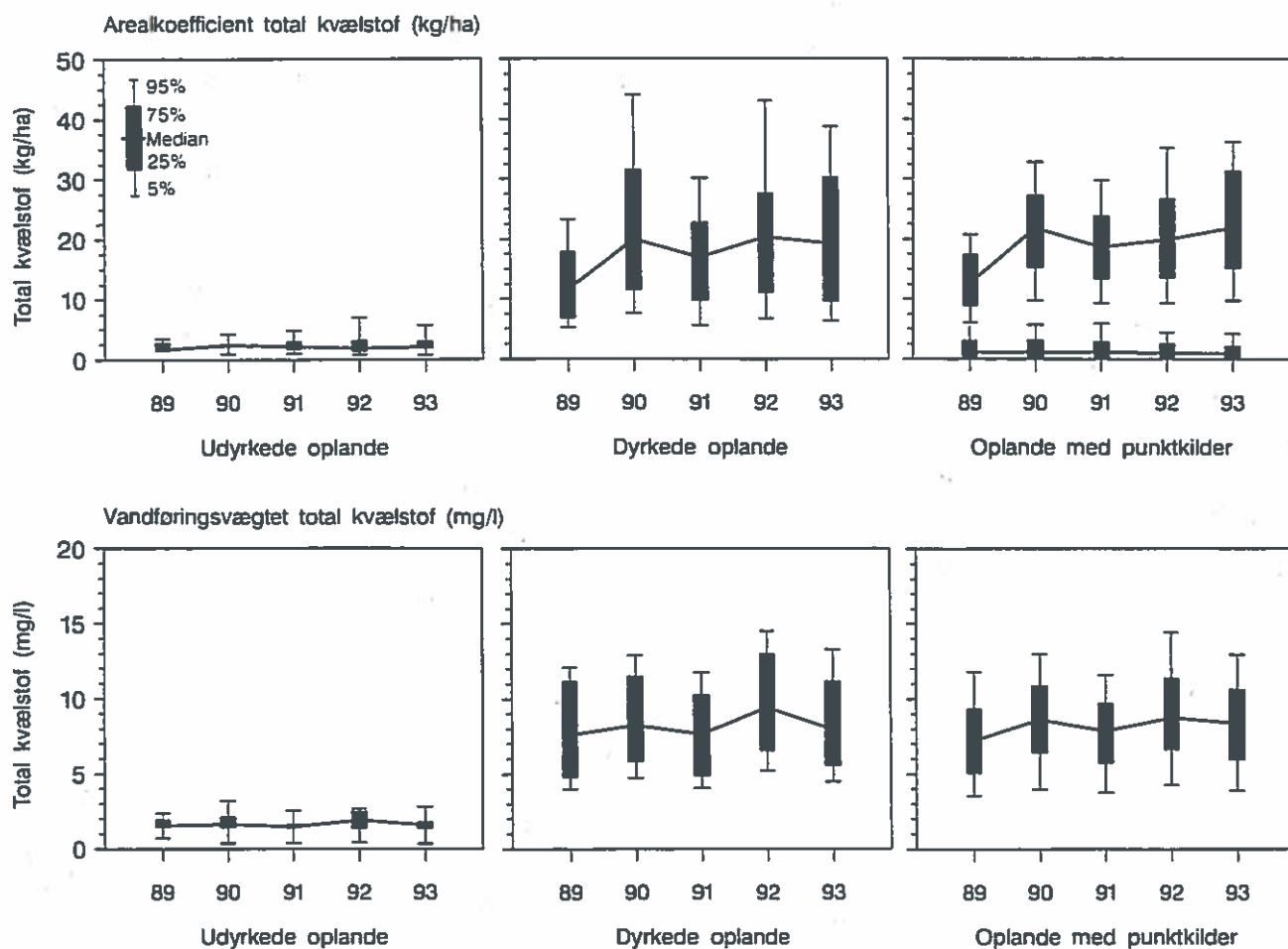
	Naturopløst		Dyrkede opløst		Opløst med punktkilder	
	Gns.	Median	Gns.	Median	Gns.	Median
<u>Antal stationer</u>	9		66		182	
<u>Årsmiddelkoncentration (mg l⁻¹)</u>						
Total N	1,0	1,2	6,6	6,5	6,6	6,7
NO ₃ -N	0,7	0,6	6,0	5,9	5,8	6,0
NH ₄ -N	0,04	0,03	0,11	0,10	0,19	0,13
<u>Arealkoefficient (kg ha⁻¹)</u>						
Total N	2,0	1,7	21,2	18,5	22,9	22,0
NO ₃ -N	1,3	1,1	21,6	19,6	20,4	19,8
NH ₄ -N	0,06	0,03	0,37	0,24	0,54	0,39
<u>Vandføringsvægtet koncentration (mg l⁻¹)</u>						
Total N	1,4	1,6	8,4	7,9	8,1	8,2
NO ₃ -N	1,0	1,1	8,2	8,1	7,3	7,3
NH ₄ -N	0,04	0,03	0,13	0,12	0,19	0,14

Udvikling i kvælstofbelastningen 1989-93

Udviklingen i kvælstofbelastningen 1989-93 (figur 8.3 og tabel 8.4) viser store variationer årene imellem, stadig med en svagt stigende tendens. I 1990, 1992 og 1993 var udvaskningen større end i 1989 og 1991. I 1990 og 1993 er den store udvaskning korreleret med en for perioden relativ stor afstrømning, hvilket giver sig udslag i store arealkoefficienter. Den høje kvælstofkoncentration

Tabel 8.4 Kvælstofbelastningen i de tre oplandstyper i perioden 1989-93.

	Naturoplande		Dyrkede oplande		Oplande med punktkilder	
	Gns.	Median	Gns.	Median	Gns.	Median
<u>Antal stationer</u>	5		43		160	
<u>Arealkoefficient (kg N ha⁻¹)</u>						
1989	2,2	1,6	13,4	12,4	13,4	12,8
1990	2,4	2,4	23,4	20,2	21,8	21,8
1991	2,5	2,2	17,3	17,0	19,1	18,7
1992	2,8	1,9	21,6	20,9	21,1	20,0
1993	2,6	2,1	21,4	19,4	23,3	22,0
<u>Vandføringsvægtet koncentration (mg N l⁻¹)</u>						
1989	1,6	1,6	7,9	7,6	7,3	7,2
1990	1,7	1,6	8,8	8,2	8,7	8,6
1991	1,5	1,5	7,9	7,7	7,8	7,9
1992	1,8	1,9	9,8	9,4	9,1	8,8
1993	1,6	1,6	8,5	7,9	8,4	8,4



Figur 8.3 Udviklingen i arealafstrømningen og den vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof i perioden 1989-93 for de tre oplandstyper: udyrkede, dyrkede og oplande med punktkilder. Fra oplande med punktkilder vises også belastningen kun fra punktkilder.

i 1992, var ikke direkte afstrømningsbetinget, og viste derfor en stor vandføringsvægtet koncentration. Sandsynligvis skyldtes den høje kvælstofkoncentration i 1992, at kvælstofoptaget i planterne var meget lavt på grund af den meget tørre sommer (Pedersen, 1994). En mere gunstig nedbørsfordeling har i 1993 givet planterne bedre vækstbetingelser og dermed et mere normalt optag af kvælstof, hvilket giver en kvælstofbelastning i 1993, der ikke afviger meget fra gennemsnittet for perioden 1989-93.

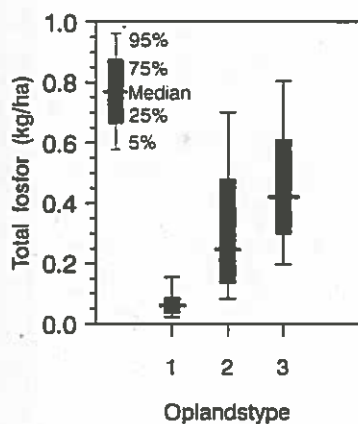
Der kan ikke i 5-års perioden erkendes nogen tendens til, at kvælstofbelastningen falder, tvært imod er der tale om en lille stigning. Øverst til højre på figur 8.3 kan det ses, at bidraget fra punktkilder har været konstant i hele perioden, så stigningen må alene skyldes et større diffust bidrag. Udviklingen i kvælstoftransporten er iverigt beskrevet mere detaljeret i kapitel 9.

8.4 Fosfor

Fosfor i 1993

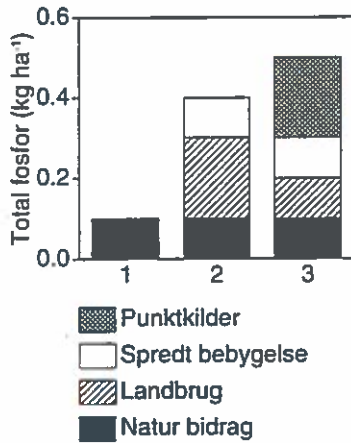
Den gennemsnitlige koncentration og arealkoefficient af fosfor i vandløbene inden for de tre oplandsstyper er vist i tabel 8.5 og figur 8.4. Fosforbelastningen er knap 3 gange så høj i vandløb, der afvander dyrkede oplande, som i vandløb, der afvander udyrkede naturoplande. Oplande med punktkilder har igen dobbelt så høj en fosforbelastning som de oplande der kun dyrkes.

Tabel 8.5 Gennemsnitlig årsmiddelkoncentration, arealkoefficient og vandføringsvægtet koncentration af fosfor fra oplandene i 1993.



Figur 8.4 Arealafstrømningen af total fosfor fra de tre oplandsstyper i 1993 i udyrkede (1), dyrkede (2) og oplande med punktkilder (3).

Afstrømning	Naturoplande		Dyrkede oplande		Oplande med punktkilder	
	gns.	median	gns.	median	gns.	median
Antal stationer	9		66		182	
Årsmiddelkoncentration (mg l⁻¹)						
Total P	0,048	0,044	0,13	0,12	0,22	0,14
Opløst PO ₄ -P	0,016	0,021	0,07	0,05	0,14	0,07
Arealkoefficient (kg ha⁻¹)						
Total P	0,069	0,054	0,32	0,23	0,49	0,45
Opløst PO ₄ -P	0,024	0,019	0,15	0,11	0,24	0,19
Vandføringsvægtet koncentration (mg l⁻¹)						
Total P	0,051	0,046	0,12	0,11	0,18	0,15
Opløst PO ₄ -P	0,023	0,021	0,06	0,05	0,10	0,07



Figur 8.5 Belastningen med total fosfor i 1993 fra de tre oplandstyper opsplittet efter forureningskilde.

Udvikling i fosforbelastningen 1989-1993

Fosforkoncentrationen i vandløb i punktkildebelastede oplande fordeler sig stadig noget skævt oplandene imellem. Dette giver sig udtryk i, at medianen er lavere end gennemsnittet (tabel 8.5) og viser, at der stadig findes et mindre antal oplande med en forholdsvis høj belastning. I forhold til tidligere år er denne gruppe dog blevet væsentlig mindre.

I de punktkildebelastede oplande bidrager punktkilderne stadig med den væsentligste andel af fosforbelastningen ca. 46 % af totaltransporten (figur 8.5). Bidraget fra spredt bebyggelse er beregnet på baggrund af en antaget belastning med 1.5 kg P PE⁻¹ og udgør ca. 30 % og ca. 20 % i henholdsvis de dyrkede oplande og i de punktkildebelastede oplande. Nyere beregninger viser at 1 kg P PE⁻¹ er mere realistisk (Miljøstyrelsen, 1994). Bidraget fra landbruget, der beregnes som den totale fosfortransport fratrukket bidragene fra naturen, spredt bebyggelse og punktkilder, anslås til ca. 0.15 og 0.09 kg P ha⁻¹ i henholdsvis dyrkede og punktkildebelastede oplande. Bidraget er sandsynligvis underestimeret som følge af usikkerheden på beregningen af fosfortransporten (se kapitel 6).

Fosforkoncentrationen, der i hele overvågningsperioden fra 1989 til 92 har vist en markant faldende tendens, synes nu at stabilisere sig. For oplande med punktkilder fra 0.5 mg P l⁻¹ i 1989 til et niveau omkring 0.2 mg P l⁻¹ i 1993, og for dyrkede oplande fra 0.18 mg P l⁻¹ i 1989 til et niveau på 0.12 mg P l⁻¹ (tabel 8.6 og figur 8.6).

Arealkoefficienterne i disse to oplandstyper er faktisk steget betydeligt fra 1992 til 1993, hvilket dog kan tilskrives den større ferskvandafstrømning i 1993, der har givet et større arealbidrag af fosfor fra det åbne land. Punktkildebelastningen i de 160 punktkildebelastede oplande (vist i figur 8.6 øverst til højre) viser en klar uafbrudt faldende tendens gennem hele perioden fra 0.64 til 0.2 kg P ha⁻¹. Den diffuse belastning med fosfor er derimod ikke faldet, hverken i de dyrkede oplande, hvor hele belastningen er diffus (figur 8.6), eller i de punktkildebelastede oplande, hvor den diffuse del af belastning udgjorde henholdsvis 0.09 og 0.29 kg P ha⁻¹ i 1989 og 1993.

Fosfortransport

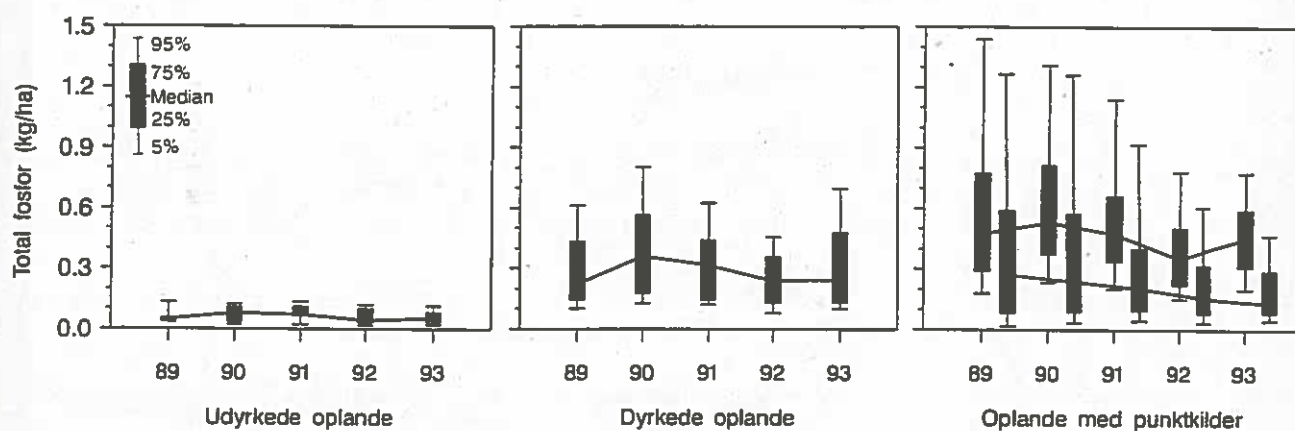
I vurderingen af fosfortransporten er der med vilje valgt en forsigtig relativ beskrivelse, idet det har vist sig, at den benyttede metode tilsyneladende er behæftet med en betydelig metodisk usikkerhed. Intensive målinger i 8 vandløb i mindre dyrkede oplande i 1993 har vist, at fosforbelastningen i median i disse vandløb er underestimeret med 37% (se kapitel 6).

Der er kun belæg for at justere de beregnede fosfortransporter i 1993 med denne faktor, og reelt kun i de mindre dyrkede oplande. De fundne værdier kan heller ikke direkte relateres til de foregående år.

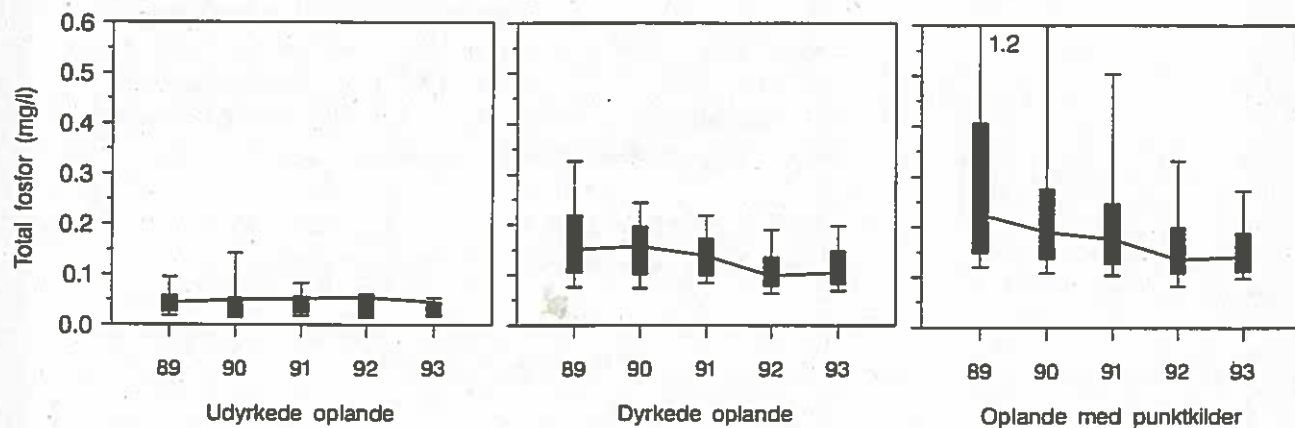
Tabel 8.6. Fosforbelastningen i de tre oplandstyper i perioden 1989-93.

	Naturoplande		Dyrkede oplande		Oplande med punktkilder	
	Gns.	Median	Gns.	Median	Gns.	Median
Antal stationer	5		44		160	
Arealkoefficient (kg P ha⁻¹)						
1989	0,062	0,049	0,30	0,22	0,76	0,48
1990	0,073	0,077	0,43	0,36	0,80	0,53
1991	0,081	0,071	0,34	0,32	0,70	0,47
1992	0,063	0,044	0,25	0,24	0,45	0,35
1993	0,060	0,054	0,31	0,24	0,49	0,45
Vandføringsvægtet konc. (mg P l⁻¹)						
1989	0,048	0,044	0,18	0,15	0,49	0,23
1990	0,055	0,049	0,16	0,16	0,36	0,19
1991	0,046	0,052	0,15	0,14	0,30	0,18
1992	0,041	0,054	0,11	0,10	0,20	0,14
1993	0,035	0,044	0,12	0,11	0,18	0,14

Arealkoefficient total fosfor (kg/ha)



Vandføringsvægtet total fosfor (mg/l)



Figur 8.6 Udviklingen i arealafstrømningen og den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor i perioden 1989-93 for de tre oplandstyper: udyrkede, dyrkede og oplande med punktkilder. Fra oplande med punktkilder vises også belastningen kun fra punktkilder.

8.5 Biokemisk iltforbrug

I 1993 er der for første gang i forbindelse med overvågningsprogrammet målt biokemisk iltforbrug (BOD). Det gennemsnitlige iltforbrug er mindst i vandet i naturoplande, større i dyrkede og størst i oplande med punktkilder (tabel 8.7).

Tabel 8.7 Gennemsnitlig årsmiddelkoncentration, arealkoefficient og vandføringsvægtet koncentration i biokemisk iltforbrug (BOD) fra oplandene i 1993.

	Naturoplande		Dyrkede oplande		Oplande med punktkilder	
	Gns.	Median	Gns.	Median	Gns.	Median
Antal stationer	8		45		146	
Årsmiddelkoncentration (mg l^{-1})	1,17	1,05	1,54	1,35	2,35	2,37
Arealkoefficient (kg ha^{-1})	1,85	1,62	3,89	3,24	6,00	5,52
Vandføringsvægtet konc. (mg l^{-1})	<u>1,17</u>	1,20	1,47	1,35	2,15	2,01

Denne afhængighed i forhold til oplandets belastningstype minder meget om den, der findes for fosfor, idet den primære kilde til BOD er punktkilder og spredt bebyggelse.

8.6 Konklusion

Næringsstofbelastningen i 1993 vurderes på baggrund af vandløbsoplandenes arelanvendelse; henholdsvis udyrket, dyrket og punktkildebelastet. Tilstanden i 1993 sammenlignes med 1989-93.

- Kvælstofbelastningen er 7-10 gange større i dyrkede oplande end i udyrkede naturoplande.
- Kvælstofbelastningen kun fra punktkilder er faldet fra 2,7 kg P ha^{-1} i 1989 til 1,6 kg P ha^{-1} i 1993.
- Årsmiddelkoncentrationen af kvælstof har varieret i både de dyrkede oplande og i oplande med punktkilder på grund af klimatiske forhold. Den vandføringsvægtede koncentration var ca. 8.5 mg N l^{-1} i 1993, hvilket stort set svarer til gennemsnittet for perioden 1989-93.
- Høje kvælstofkoncentrationer i 1992 kan skyldes et lavt planteoptag af kvælstof i den tørre sommer.
- Fosforbelastningen kun fra punktkilder er faldet hvert år siden 1989, fra 0.64 til 0.2 kg P ha^{-1} .
- Den diffuse fosforbelastning er derimod ikke faldet i perioden 1989-93.

- Den forbedrede spildevandsrensning har betydet et markant fald i fosforkoncentrationen i vandløb i oplande med punktkilder i perioden 1989-93 fra 0.49 til 0.18 mg P l⁻¹.
- I de dyrkede oplande skyldes det registrerede fald i fosforkoncentrationen fra 0.18 til 0.12 mg P l⁻¹ primært, at ferskvandsafstrømningen har været stigende gennem perioden.



9 Udviklingstendenser i transport af kvælstof i danske vandløb

9.1 Indledning

Kilder til N i vandløb

Hovedkilden til kvælstof i danske vandløb er udvaskning fra landbrugsarealer, som i årene 1989-93 udgjorde ca. 80% af den samlede tilførsel (jvf. kapitel 10). De resterende ca. 20% deles ligeligt mellem afstrømning fra naturarealer og udledninger fra punktkilder samt spredt bebyggelse.

De klimatiske forhold har betydning for N i vandløb

Klimatiske årsforskelle, specielt i nedbør og fordampning, medfører store variationer i kvælstofudvaskningen fra rodzonen og i kvælstoftransporten i vandløb (*Kronvang et al., 1994*).

N har betydning for miljøtilstanden i vandområderne

Kvælstof fra det åbne land og punktkilder transporteres med vandløbene til søer, fjorde, bugter og videre ud i de åbne farvande, hvor det indgår som næringsstof i primærproduktionen. Kvælstoftilførslen til de kystnære vandområder og til de åbne farvande har stor betydning for miljøtilstanden, da kvælstof i disse områder er det vigtigste begrænsende næringsstof for algeproduktionen (*Borum et al., 1990*).

Krav til reduktion af N i Vandmiljøplanen

I Vandmiljøplanen indgår et krav om en reduktion af den samlede kvælstofudledning til omgivelserne på 50% inden for en årrække (*Miljøministeriet, 1987*). Reduceres kvælstofudvaskningen fra landbrugsarealerne vil det over en kortere eller længere årrække få betydning for koncentrations- og transportniveauet i vandløbene og dermed også for tilførslen til de åbne marine områder. Som nævnt er mængden af kvælstof i vandløb underlagt klimatisk betingede årsvariationer, og det er derfor nødvendigt at anvende længere tidsserier ved en analyse af udviklingsforløbet. Desuden er det nødvendigt med en korrektion for den klimatiske betydning, når resultaterne af Vandmiljøplanens tiltag mod kvælstofudledningen skal vurderes.

Kapitlets indhold

I dette kapitel gennemgås udviklingen i kvælstofbelastningen på baggrund af målinger i et stort antal danske vandløb før og efter Vandmiljøplanens ikrafttrædelse.

9.2 Datagrundlag og metode

Kvælstoftransporten analyseret i 55 vandløb

Amtskommunale målinger i 55 vandløb anvendes i analysen af udviklingstendenser i transporten af kvælstof (Bilag VII). Analysen baseres på målinger af nitrat-N, som udgør langt den største del af total-N. For de 6 vandløb på Sjælland analyseres transporten af total-N. Selvom der i den resterende del af dette kapitel udelukkende omtales nitrat-N, så drejer det sig om total-N for sjællandske vandløb. Samlet afvander de vandløb, der indgår i analysen, 17% af Danmarks areal, men med stor forskel i andel målt areal imellem regionerne (tabel 9.1). Længden af de forskellige tidsserier fremgår af Bilag VII. De fleste tidsserier har en varighed på 10 år eller mere. I alle analyserede vandløb stammer

hovedparten af det transporterede kvælstof fra udvaskningen på landbrugsarealerne, medens spildevandsbidraget er ubetydeligt. Den gennemsnitlige dyrkningsgrad er for alle vandløbsoplandene beregnet til 65%, hvilket er det samme som landsgennemsnittet. Dyrkningsgraden i de analyserede vandløbsoplande er givet i Bilag VII.

De 55 analyserede vandløb anses for at være repræsentative til at give et generelt bud på udviklingstendenser i kvælstoftransporten.

Tabel 9.1 Antallet af vandløb indenfor hver af de fire regioner og det målte areals andel af totalarealet

Region	Antal vandløb	Regionens areal	Oplandsareal til vandløb	Andel målt areal
Jylland	23	29.767 km ²	4.466 km ²	15%
Fyn	23	3.486 km ²	1.741 km ²	50%
Sjælland	6	9.142 km ²	1.098 km ²	12%
Bornholm	3	588 km ²	112 km ²	19%

Den anvendte statistiske metode

Analysen er gennemført for hydrologiske år (juni-maj) i perioden 1978/79 til 1993/94. Der er anvendt en kovariansanalysemodel udviklet på baggrund af analyser af kvælstoftransporten i ca. 60 danske vandløb (Bruhn & Kronvang, 1991):

Modellen

$$\log T_{ij} = a_i + b_i \cdot \log Q_{ij} + d_j + U_{ij}$$

hvor T_{ij} er oplandstabet (kg N ha⁻¹) af nitrat-N indenfor det hydrologiske år og Q_{ij} er vandafstrømningen i vinterperioden (oktober-april). a_i , b_i og d_j er parametre som estimeres i modellen, og U_{ij} er støj, der hovedsageligt hidrører fra beregningsusikkerhed, i og j er indeks, der refererer til det enkelte vandløb (i) og det enkelte år (j).

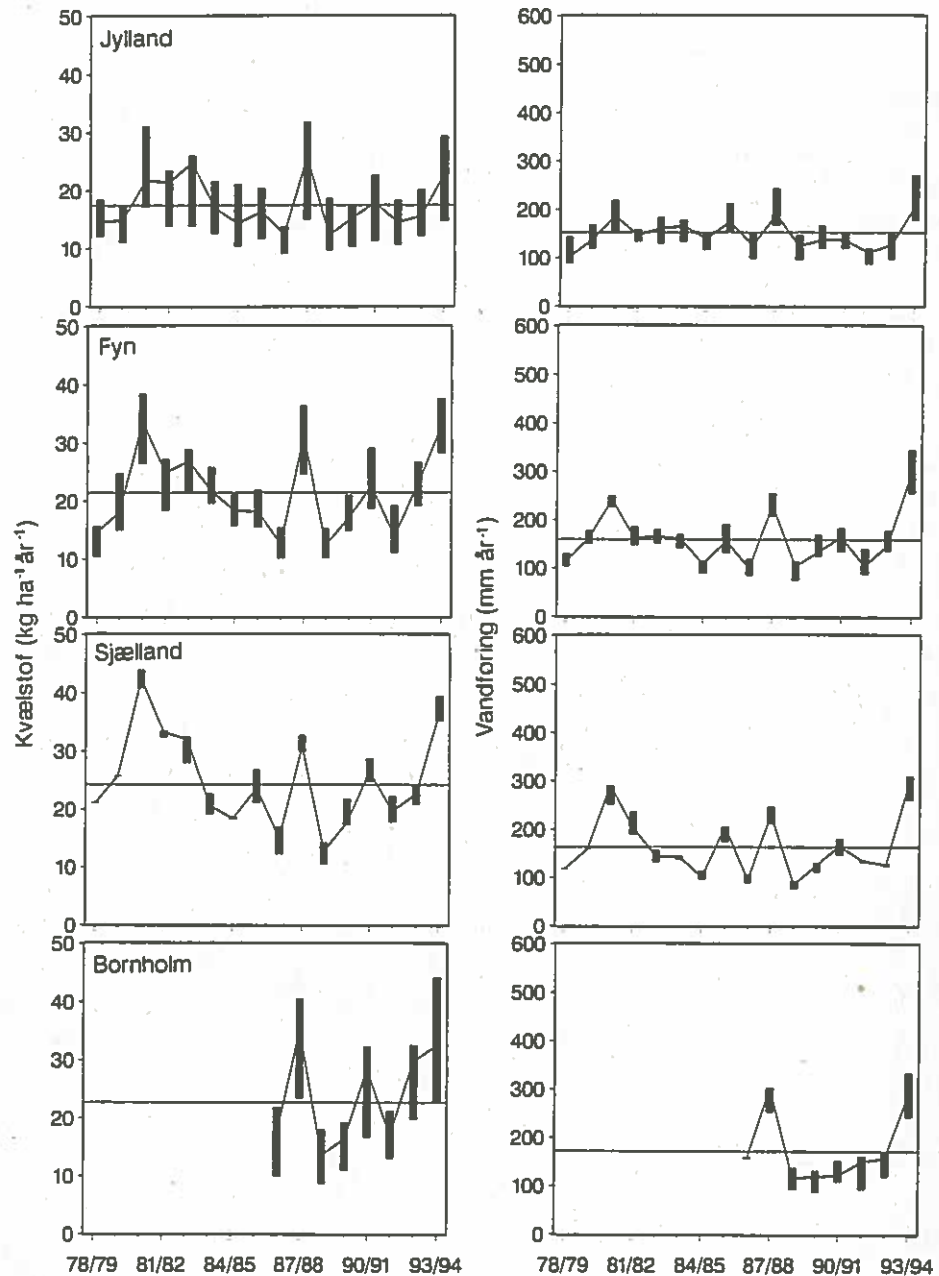
Ved hjælp af modellen er det således muligt at korrigere de målte oplandstab af nitrat-N med vandafstrømningen og gennemføre analysen samtidig for flere vandløb. For hver region er det testet og accepteret, at der kan anvendes samme model i perioden før og efter det hydrologiske år 1986/87, som er året før Vandmiljøplanens vedtagelse.

9.3 Analyse af udviklingen

Store år til år variationer i vandafstrømning og N-transport

De målte oplandstab af nitrat-N inden for hydrologiske år i perioden 1978/79 til 1993/94 og den tilhørende vandafstrømning i vinterperioden er i figur 9.1 vist for de fire analyserede regioner. I alle regioner er der store år til år variationer i oplandstabet af nitrat-N, der ser ud til at følge variationerne i vandafstrømningen. År til år variationerne er størst fra de lerede og drænede regioner i Østdanmark (figur 9.1). Den gennemsnitlige arealafstrømning af

Figur 9.1 Oplandstab af nitrat-N indenfor hydrologiske år og vandafstrømningen i vinterperioden i de fire regioner i perioden 1978/79 til 1993/94, set i forhold til gennemsnittet for hele perioden. Angivet er median, 25% og 75% fraktiler.



nitrat-N i perioden 1978/79 til 1993/94 er større på Fyn ($21.4 \text{ kg N ha}^{-1}$) end i Jylland ($17.4 \text{ kg N ha}^{-1}$), hvorimod den gennemsnitlige vandafstrømning i vinterperioden er større i vandløbene i Jylland (236 mm), end på Fyn (225 mm). I Vestjylland er afstrømningen i vinterperioden ofte over 300 mm, på Sjælland som oftes under 200 mm.

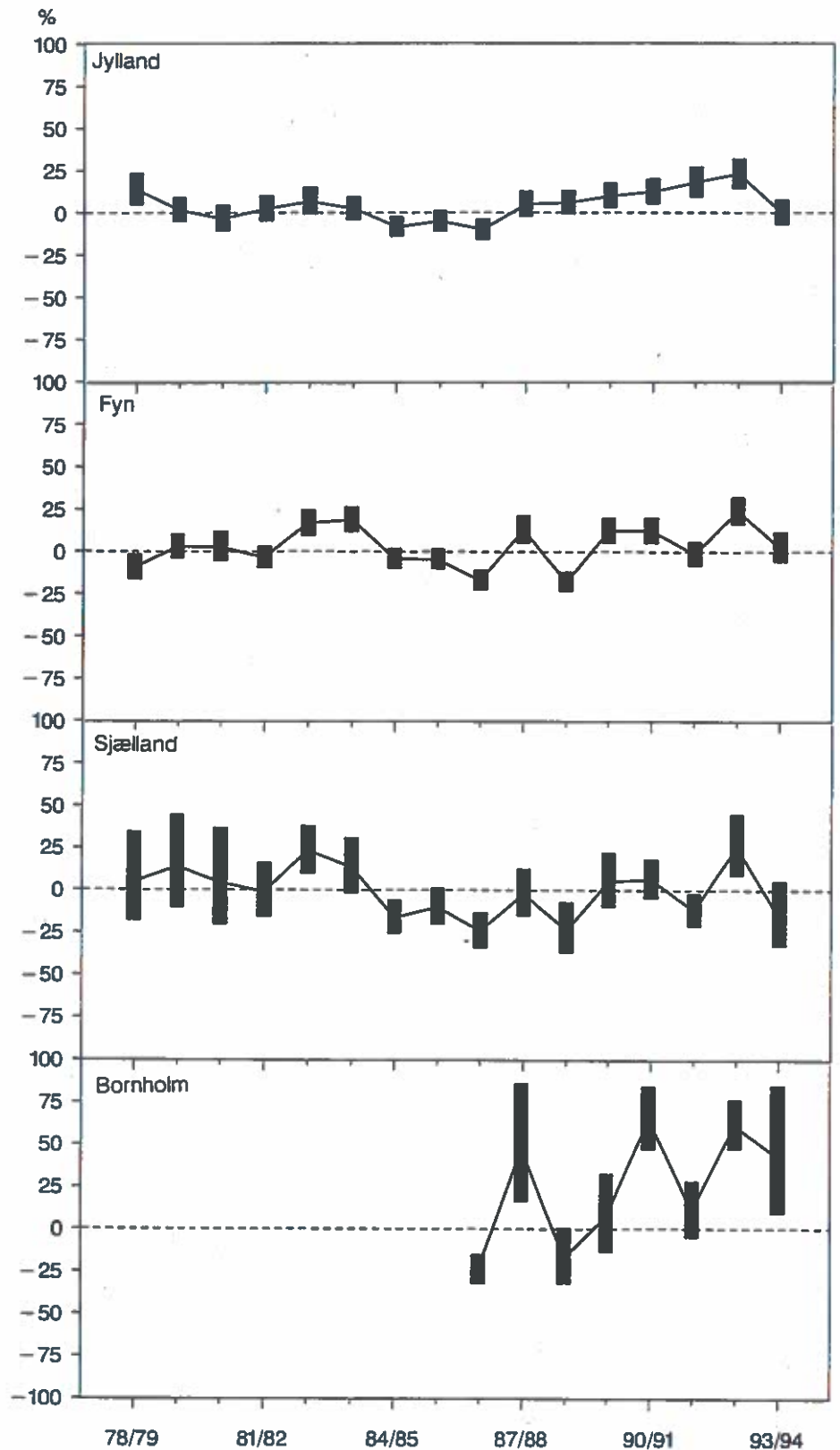
Mindst vandafstrømning og størst N-transport på Øerne

På trods af faldende vandafstrømning fra det vestlige til det østlige Danmark er oplandstabet af kvælstof til vandløb større i Østdanmark. Større andele af det udvaskede kvælstof fra rodzonen på landbrugsarealer når således frem til vandløb fra de lerede jorder i Østdanmark, end fra de sandede arealer i Jylland (Andersen et al., 1994).

Stort oplandstab og stor vandafstrømning i 1993/94

Vandafstrømningen i det hydrologiske år 1993/94 er den største, der er målt i hele perioden 1978/79 - 1993/94 (figur 9.1). Ligeledes er oplandstabet af kvælstof for det seneste hydrologiske år blandt de største, der er målt i hele analyseperioden.

Figur 9.2 Vandafstrømningskorrigeret transportniveau af nitrat-N i hydrologiske år indenfor fire regioner i perioden 1978/79 til 1993/94, set i forhold til gennemsnittet for 9-års perioden før Vandmiljøplanen (1978/79 til 1986/87). Angivet er modelestimat med sikkerhedsbånd ($\pm 2SE$).



N-transporten i de fire regioner

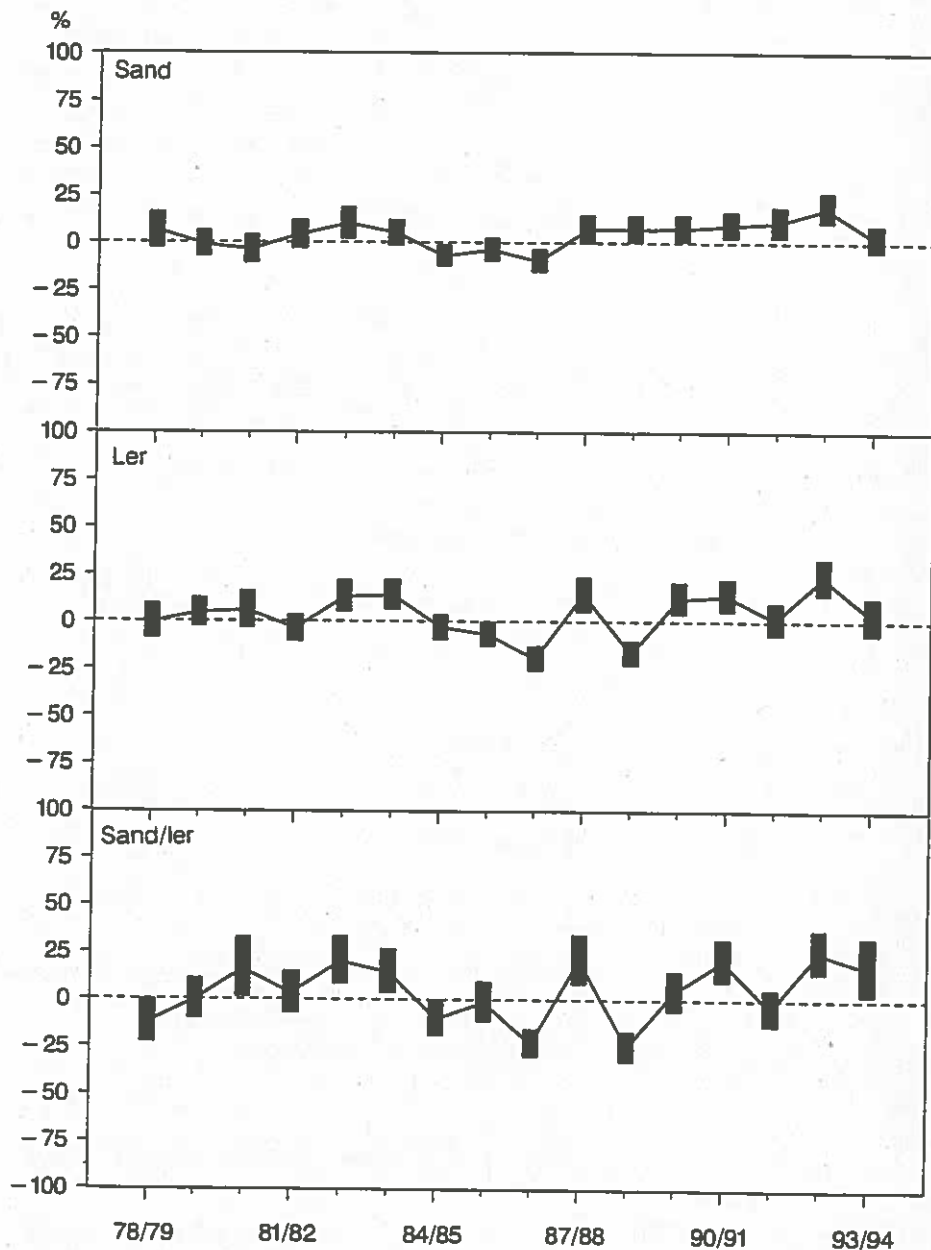
Ved anvendelse af kovariansanalysemodellen på vandløbene i de enkelte regioner er det vandafstrømningskorrigerede oplandstab af nitrat-N beregnet for hvert hydrologiske år (figur 9.2). For regionerne Jylland, Fyn og Sjælland er det gennemsnitlige, korrigerede oplandstab af nitrat-N beregnet for de 9 år inden Vandmiljøplanens vedtagelse (1978/79 til 1986/87) og indlagt som referenceniveau i figur 9.2. For Bornholm eksisterer der først data fra det hydrologiske år 1986/87. Det er derfor valgt at placere referen-

ceniveauet således, at det vandafstrømningskorrigerede oplands-
tab for 1986/87 ligger 24% under referenceniveauet, som det er
tilfældet for regionen Sjælland.

*N-transporten i de tre
jordtypegrupper*

Som det før er blevet nævnt, udvaskes der til vandløb stigende
mængder kvælstof med stigende andel lerjorde i oplandet. De 55
vandløb er derfor klassificeret i 3 jordtyper: sandjord (n=21),
sandblandet lerjord (n=16) og lerjord (n=18). Se i Bilag VII for
klassifikationen af de enkelte 55 vandløb. For at vurdere om
udviklingstendenser er til stede for de tre typer vandløb er ko-
variansanalysemodellen anvendt på de tre grupper og resultater-
ne kan ses i figur 9.3. De seks sjællandske vandløb er udeladt i
analysen af vandløb, der afvander lerjorde, fordi der i de sjællan-
ske vandløb kun er målt total-N.

*Figur 9.3 Vandafstrøm-
ningskorrigeret transport-
niveau af nitrat-N indenfor
tre jordtypegrupper. Re-
ferenceniveauet er gennem-
snittet for 9-års perioden
før Vandmiljøplanen
(1978/79 til 1987/87). An-
givet er modelestimat med
sikkerhedsbånd ($\pm 2SE$).*



*Ingen samlet reduktion i
N-transporten efter Vand-
miljøplanen*

I de syv hydrologiske år efter Vandmiljøplanen vedtagelse (i
perioden 1987/88 til 1993/94 samlet) kan der ikke konstateres en
reduktion i det korrigerede oplandstab af nitrat-N inden for
nogen af de fire regioner eller inden for nogen af de tre jordtyper

(figur 9.2 og 9.3). Niveaumæssigt ligger det korrigerede oplandstab således tæt på det beregnede gennemsnit for årene forud for Vandmiljøplanen, dog med en tendens til et højere niveau (tabel 9.2). Det afstrømningskorrigerede oplandstab for 1993/94 ligger lavere end det tilsvarende for 1992/93 (figur 9.2 og 9.3). For region Sjælland ligger det afstrømningskorrigerede oplandstab for 1993/94 under referenceniveauet, hvorimod det for de andre regioner og jordtypegrupper ligger lidt over referenceniveauet. Som årsag til faldet i korrigerede oplandstab, som ses i 1993/94, kan nævnes stor overfladeafstrømning i forbindelse med tøbruddet i marts 1994, som resulterede i en fortyndelseeffekt på nitrat-N i vandløbene.

Stigning i N-transport i 1960'erne og 1970'erne

I perioden fra sidst i 1960'erne til sidst i 1970'erne steg det vandafstrømningskorrigerede oplandstab af nitrat-N signifikant (Kristensen et al., 1990). Niveaueet igennem 1980'erne og starten af 1990'erne har tilnærmelsesvis været konstant. Der kan således til og med 1993/94 ikke påvises nogen effekt af de gennemførte tiltag i landbruget på kvælstoftransporten i vandløb. Dette gælder især for de østlige regioner, hvor en stor del af N-udvaskningen fra rodzonen når frem til vandløb indenfor samme år (Andersen et al., 1994).

Tabel 9.2 Gennemsnitlig vandafstrømningskorrigerede oplandstab af nitrat-N i hydrologiske år for de fire regioner samt for tre jordtypegrupper i årene forud for Vandmiljøplanens vedtagelse og de 7 år derefter. Usikkerheden (2SE) er 1.0-1.2 kg ha⁻¹ for alle viste gennemsnit.

Region/ jordtypegruppe	kg NO ₃ -N ha ⁻¹ år ⁻¹	
	1978/79-1986/87	1987/88-1993/94
Jylland	15,1	16,7
Fyn	19,2	20,3
Sjælland	24,1 ¹	23,4 ¹
Bornholm	17,9 ²	22,0
Sandjord	14,7	16,1
Sandblandet lerjord	18,8	22,0
Lerjord	21,3	22,2

¹ Total-N

² Estimeret niveau (se tekst)

Temperaturens betydning for udvaskning og transport af kvælstof i vandløb

9.4 Temperaturens indflydelse på N-transporten

Temperaturen har betydning for mineraliseringen af organisk stof og dermed for den udvaskbare pulje af kvælstof i jorden. Man kan derfor forvente at se en effekt af temperaturforholdene i vinterperioden på udvaskningen af kvælstof fra landbrugsarealer, således at højere middeltemperatur resulterer i en større tilførsel til og dermed transport af kvælstof i vandløb, hvis nedbørsforholdene er ens.

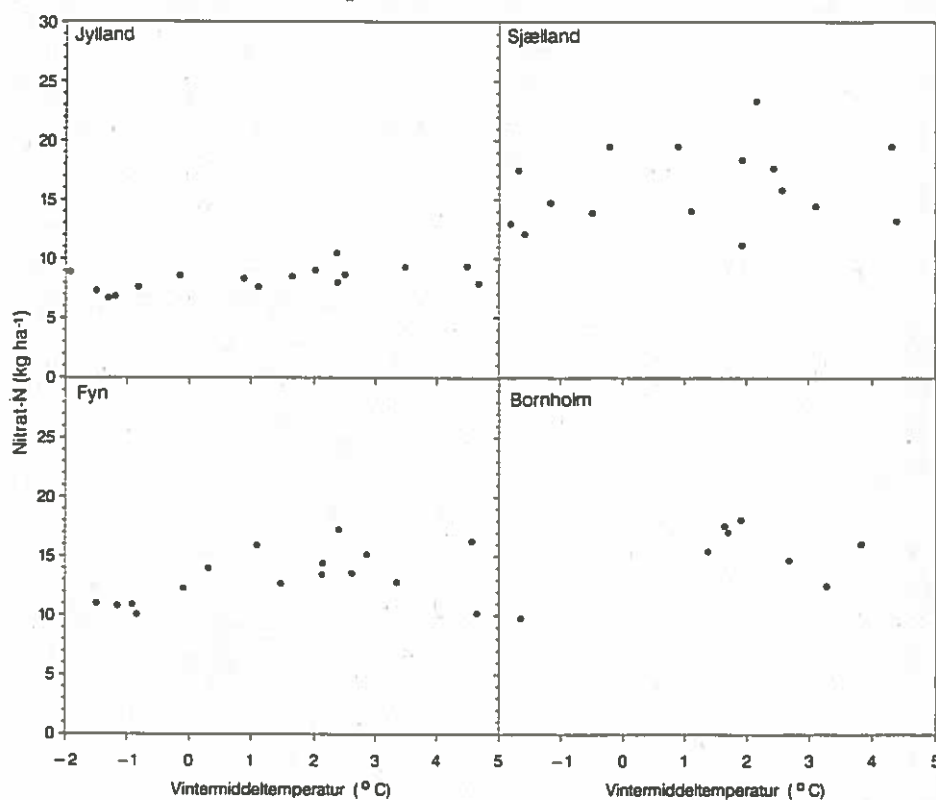
Det er tidligere påvist i dette kapitel, at set over hele perioden er de afstrømningskorrigerede oplandstab i hydrologiske år efter Vandmiljøplanens vedtagelse er ikke faldet. Det har været nævnt, at de generelt milde vintre de seneste år kan være en medvirkende årsag til de høje afstrømningskorrigerede oplandstab.

For nærmere at belyse temperaturforholdenes effekt på N-udvaskningen er det i første omgang undersøgt, hvordan de afstrømningskorrigerede oplandstab for perioden december til marts i de enkelte hydrologiske år afhænger af middeltemperaturen for tilsvarende periode. Oplandstabet i perioden december-marts udgør størstedelen (70-95%) af det totale oplandstab per hydrologisk år.

Analysens resultater

Analysen af temperaturens effekt på N-udvaskningen viser flere ting (figur 9.4). For det første resulterer lave vintertemperaturer også i lave korrigerede oplandstab, hvilket tyder på lav mineralisering og/eller lave nitratkoncentrationer ved frossen jord og tøbrud. For det andet kan middeltemperaturer fra 1-3 grader resultere i høj N-udvaskning, men specielt på de lerede jorde i Østdanmark er variationen i korrigerede oplandstab stor. Den tredje ting, som skal nævnes, er, at N-udvaskningen for middeltemperaturer større end 3 grader ikke yderligere øges. For fynske vandløb er der en klar tendens til mindre udvaskning ved høje temperaturer, som kan hænge sammen med et større planteoptag. De korrigerede oplandstab kan således ikke forklares lineært og præcist ved middeltemperaturen.

Figur 9.4 Vandafstrømningskorrigeret transport af nitrat-N i perioden december-marts plottet mod middeltemperatur i tilsvarende periode.



Temperaturens effekt i perioden oktober til april er også analyseret, hvilket giver tilsvarende resultater som de ovenfor nævnte. Samtidigt er det også forsøgt at medtage måneden før de to perioder (december-marts og oktober-april) i beregningen af middeltemperaturer, men dette gav igen samme resultat.

Man skal være yderst forsigtig med at tolke år-til-år variationerne i det korrigerede oplandstab som en ren temperatureffekt. Andre forklarende variable, såsom høstudbytte, nedbørsfordeling over hydrologiske år, ændret dyrkningspraksis, ændret husdyrhold, gødningstilførsel osv., kan også være med til at forklare den høje, afstrømningskorrigerede N-transport, som ses i de senere år.

Vandafstrømningen er i sagens natur klart den vigtigste forklarende parameter til beskrivelse af kvælstoftransporten. Yderligere parameter vil kun være i stand til at beskrive en lille del af årsvariationen i N-udvaskningen. En reduktion af kvælstofudledningen med 50% vil derfor klart kunne ses i det vandafstrømningskorrigerede oplandstab.

Flere analyser af ovenstående problemstillinger omkring temperatureffekten og effekter af andre forklarende variabler samt deres kobling til vandafstrømningen, bør gennemføres, således at man får større viden om, hvad der formindsker og øger N-transporten.

9.5 Konklusion

Udviklingen i kvælstoftransporten i perioden 1978/79 til 1993/94 er analyseret på baggrund af data fra 55 vandløb i de fire regioner Jylland, Fyn, Sjælland og Bornholm, samt i de 3 jordtypegrupper sandjord, sandblandet lerjord og lerjord. I alle vandløb stammer hovedparten af kvælstoftransporten i vandløb fra udvaskningen på landbrugsarealer. I analysen er der anvendt en model, som inddrager år til år variationer i vandafstrømningen i vinterperioden (oktober til april), for herigennem bedst muligt at justere for den klimatiske effekt.

- Kvælstoftransporten i de jyske, fynske og bornholmske vandløb i de 7 år efter Vandmiljøplanen ligger på et lidt højere niveau, end i 9 års perioden forud herfor.
- I vandløb på Sjælland er der konstateret det samme niveau i de to perioder, men her er analysen baseret på total kvælstof.
- For de tre jordtypegrupper er kvælstoftransporten også større i de 7 år efter Vandmiljøplanen end i de 9 år før.
- Vandafstrømningskorrigeret transportniveau øges ikke lineært med øgede middeltemperaturer.
- For kolde vintre (middeltemperatur mindre end 1 grad) er det korrigerede oplandstab lille.
- Vintre med høje middeltemperaturer (større end 3 grader) har ikke tilsvarende høje korrigerede oplandstab.

10 Tilførsel af kvælstof og fosfor til marine kystafsnit via vandløb og fra direkte udledninger

10.1 Indledning

Kvælstof- og fosfortilførsel til havet

De danske havområder tilføres kvælstof (N) og fosfor (P) ved atmosfærisk deposition, udveksling med tilgrænsende havområder og ved tilførsel til de marine kystafsnit (fjorde, bugter og kyststrækninger) fra landjorden via vandløb og direkte punktkildeudledninger. Kendskab til den årlige landbaserede tilførsel af kvælstof og fosfor og sæsonvariationer heri er nødvendigt for en vurdering af årsagerne til miljøtilstanden i kystnære og mere åbne havområder. Den atmosfæriske deposition behandles i DMU's overvågningsrapport om atmosfæren og miljøtilstande i de kystnære og åbne farvande i overvågningsrapporten om havmiljøet.

Emnet behandles også under fællestemaet i kapitel 11

Fællestemaet for årets rapportering omhandler effekten af den reducerede punktkildebelastning til vandmiljøet. I forbindelse med behandlingen af dette emne er der i afsnit 11.7 foretaget en opgørelse af belastningen til de marine kystafsnit for de 5 overvågningsår samt en basisperiode 1981-88. I dette kapitel fokuseres på tilstanden i 1993, og der inddrages flere emner end i kapitel 11.

Bilag VIII

Værdi for månedstransporter af kvælstof og fosfor samt af de månedlige vandføringsvægtede koncentrationer for de ni 1. ordens kystafsnit fremgår af bilag VIII.

Anvendte termer

Der er i bilag IX givet en gennemgang af de termer, der anvendes i dette kapitel. Med belastning fra punktkilder menes spildevandsudledningen fra renseanlæg, industri, regnvandsbetingede anlæg samt dambrug. Den diffuse belastning består med mindre andet udtrykkeligt er angivet af bidrag fra dyrkede arealer (landbrug), baggrundsbidrag (det tab der ville være i "ren" naturtilstand) samt bidrag fra spredt bebyggelse. Anvendes termen spildevandsbelastning menes bidrag fra de fire punktkilder plus fra spredt bebyggelse. Ved direkte punktkilder til havet er spredt bebyggelse medregnet som en punktkilde.

10.2 Opgørelsesmetode

Basis for opgørelse af kvælstof- og fosfortilførsel til havet

I dette kapitel foretages en opgørelse af tilførslen af kvælstof og fosfor til havet i 1993 fra landjorden via vandløb og fra direkte punktkildeudledninger. Opgørelsen er baseret på amtskommunale indberetninger af transportmålinger i vandløb, opgørelse af punktkildeudledninger i målte og umålte oplande og direkte spildevandsudledninger samt estimering af den diffuse belastning fra umålte oplande. Punktkildedata er indberettet til Miljøstyrelsen, der efterfølgende har valideret data og overført dem til DMU.

Brug vandføringsvægtede koncentrationer ved estimering af umålt diffus belastning

De fleste amter har anvendt arealkoefficienter

Justering af tidligere års opgørelser, da 1 fosfor PE i 1993 er 1 kg P PE år⁻¹

Belastning fra spredt bebyggelse og den diffuse afstrømning af fosfor er usikkert opgjort

Ingen opgørelse af BI₅ i 1993 grundet manglende datagrundlag

Ni 1. ordens farvandsområder

De målte vandløb afvander tilsammen 61% af Danmarks areal. Den diffuse afstrømning fra de resterende 39% af arealet er beregnet på baggrund af opgørelserne fra de målte oplande. En arbejdsgruppe anbefalede i foråret 1993 at anvende vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof og fosfor for den diffuse afstrømning fra områder, der ligner det umålte opland med hensyn til jordtype, arealudnyttelse, nedbør og afstrømning. Dette vil typisk være oplande opstrøms i det vandløbssystem, der har umålt opland eller i tilgrænsende oplande. Til den beregnede diffuse belastning lægges den kendte punktkildebelastning fra de umålte oplande. Kun nogle få amter har valgt at anvende vandføringsvægtede koncentrationer. Amterne har i stedet brugt arealkoefficienter for målte oplande i samme vandløbssystem, som det umålte opland befinder sig i, eller anvendt gennemsnitsarealkoefficienter for amtet eller fra oplande med samme jordtype og arealudnyttelse.

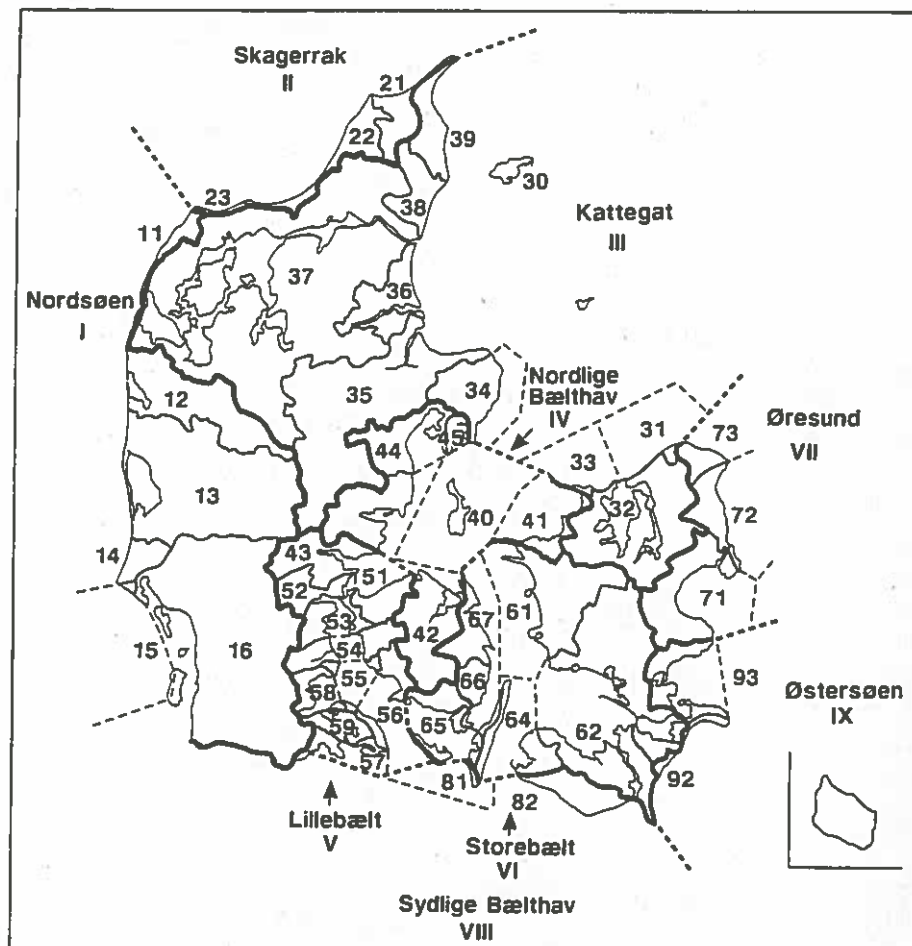
Det er fra flere sider blevet påvist, at fosformængden i spildevandet fra en person (1 fosfor PE) er reduceret (*Fyns Amt, (1994a), Miljøstyrelsen, (1994); Wiggers & Moldt, (1994) og Århus Amt, (1994)*). *Miljøstyrelsen (1994)* angiver, at der er sket et fald fra 1,5 kg P PE år⁻¹ i 1989-90 til cirka 1,0 kg P PE år⁻¹ i 1992-93. Allerede i 1991 var værdien faldet til 1,1-1,2. Der er i dette kapitel og i kapitel 11 taget højde for denne ændring, hvorfor belastningen fra spredt bebyggelse i perioden 1991-93 er reduceret i overensstemmelse med ovennævnte værdier.

Der er i flere tilfælde i dette kapitel foretaget en kildeopsplitning, hvor spredt bebyggelse er trukket ud af den diffuse belastning for at vise betydningen af spredt bebyggelse for den samlede belastning med især fosfor. Det skal understreges, at belastningen fra spredt bebyggelse er usikkert opgjort og at tolkninger skal foretages med varsomhed, da man reelt ikke ved hvor stor en del af den potentielle belastning, der når frem til vandmiljøet. De angivne værdier er Miljøstyrelsens validerede værdier opgjort efter Miljøstyrelsens forskrifter. Den diffuse fosforbelastning er også usikkert opgjort, specielt i mindre dyrkede vandløbsoplande, hvor der generelt sker en underestimering af den diffuse belastning, jvf. kapitel 6. Fosfortransportunderestimeringen fra større oplande er formodentlig ret beskeden.

Det har ikke været muligt at opgøre tilførslen af organisk stof bestemt som BI₅ til samtlige de marine kystafsnit i 1993, da der i mange tilfælde ikke er blevet indberettet BI₅-transporter for enten målte eller umålte oplande. Opgørelsen er derfor helt udeladt i denne rapport.

De danske havområder er inddelt i ni farvandsområder med tilhørende 1. ordens kystafsnit i den Hydrologiske Reference, som igen er inddelt i delområder med 49 2. ordens kystafsnit (figur 10.1). Belastningen er opgjort til alle 2. ordens marine kystafsnit.

Figur 10.1 De ni danske 1. ordens og 49 2. ordens kystafsnit med tilhørende oplande. Farvandsområderne 1, 2 og 3 kaldes for de ydre farvande, medens farvandsområderne 4-9 kaldes de indre farvande.



10.3 Kvælstof- og fosfortilførslen til marine kystafsnit i 1993

Kvælstof- og fosfortilførslen til de danske marine kystafsnit i 1993

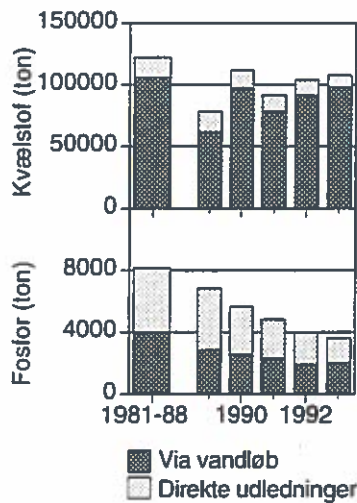
I 1993 var tilførslen via vandløb og fra direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit på 107.800 ton kvælstof og 3.620 ton fosfor (tabel 10.1). Hovedparten (85%) af den totale kvælstoftilførsel stammer fra diffus afstrømning (der i dette tilfælde kun omfatter afstrømning fra naturarealer og fra landbrug). Tilførslen via vandløb udgør 91 % af den samlede tilførsel til de marine kystafsnit. Den samlede spildevandsbelastning udgjorde i 1993 15% af den samlede kvælstofbelastning. Fosforbelastningen er mere jævnt fordelt på kilder. Den diffuse fosforafstrømning udgjorde 25% og tilførslen via vandløb i alt 56% af den samlede belastning til marine kystafsnit. Den samlede spildevandsbelastning (det vil sige medregnet spredt bebyggelse) udgjorde 75% af den samlede fosforbelastning af de marine kystafsnit.

Udvikling i belastningen med fosfor de seneste 5 år

Der er sket en markant reduktion i den samlede tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit (figur 10.2 og tabel 10.2) fra 6830 ton P i 1989 til 3620 ton i 1993. I denne periode er punktkildeudledningerne til ferskvand reduceret med 62% til 825 ton P og de direkte spildevandsudledninger med 60% til 1580 ton P. Den diffuse fosforbelastning har været konstant eller stigende i perioden (se figur 11.21), men den er afhængig af de klimatiske forhold og alle usikkerhederne i opgørelsen ligger på dette led, således at der ikke kan udledes nogen tendens for denne størrelse. Belastningen

fra spredt bebyggelse (til ferskvand) er faldet fra cirka 460 ton P i 1989 til cirka 300 ton i 1992 og 1993.

Tabel 10.1 Tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb opdelt i diffus belastning uden spredt bebyggelse, spredt bebyggelse, punktkilder til vand og direkte punktkildeudledninger til havet i 1993. Punktkildeoplysninger er fra Miljøstyrelsen.



Figur 10.2 Tilførslen af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger (spildevand) til de danske marine kystafsnit som et gennemsnit for perioden 1981-88 (Miljøstyrelsen, 1988, 1990, 1992, 1993b og 1994) samt for hver af de fem overvågningsår 1989-93.

Udviklingen i belastningen med kvælstof de seneste 5 år

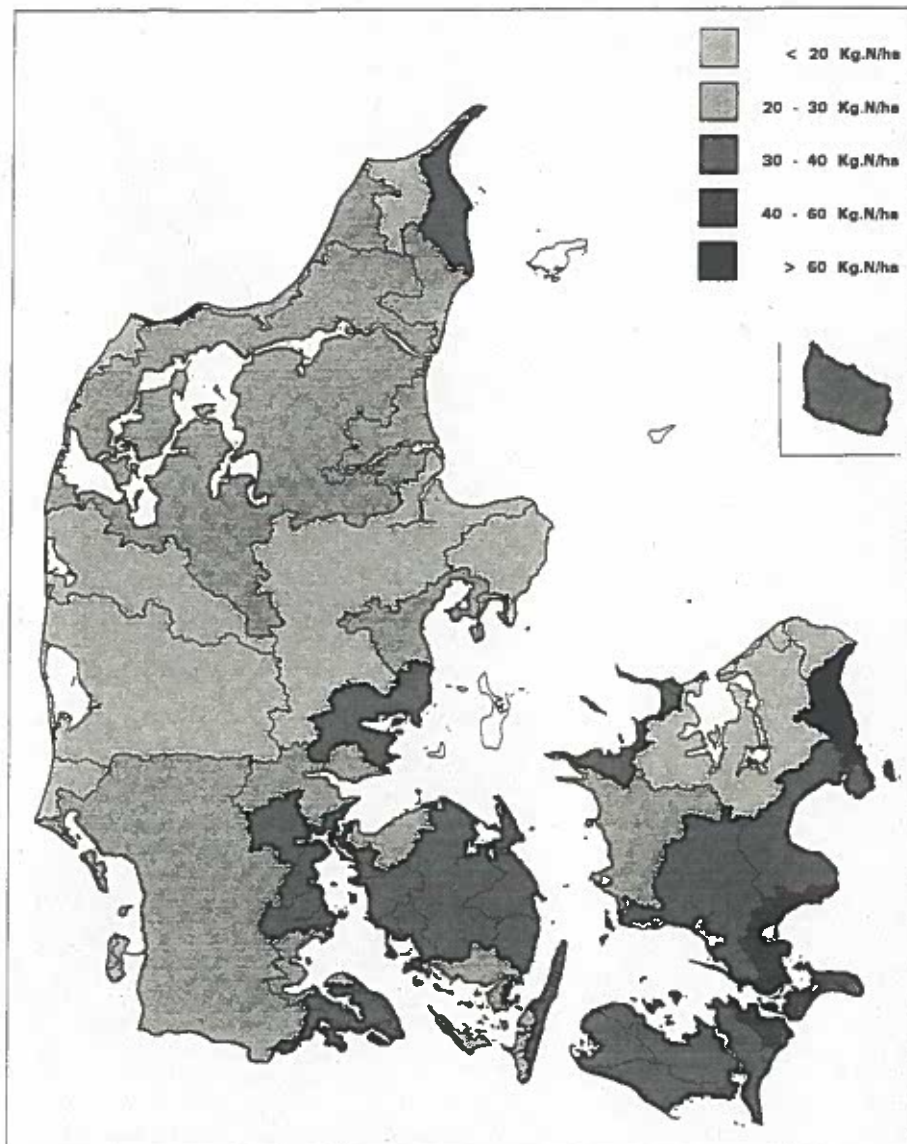
	Kvælstof		Fosfor	
	ton	(%)	ton	(%)
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. punktkilder	90560	85	920	25
Punktkilder til ferskvand	6300	5	830	23
Spredt bebyggelse	1300	1	300	8
Punktkilder ferskvand i alt	7600	6	1120	31
Afstrømning til havet via vandløb	98160	91	2040	56
Punktkilder direkte til havet	9700	9	1580	44
Total til havet	107800	100	3620	100

Tabel 10.2 Årlig tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit.

	Kvælstof			Fosfor		
	via vandløb	direkte udledn.	i alt	via vandløb	direkte udledn.	i alt
		ton			ton	
1981-88	106000	16000	122000	4000	4200	8200
1989	61900	16700	78600	2860	3970	6830
1990	97100	14900	112000	2570	3100	5670
1991	78500	13500	92000	2330	2500	4830
1992	91800	12500	104300	1960	2050	4010
1993	98200	9700	107900	2040	1580	3620

Der er ikke sket nogen reduktion i den samlede tilførsel af kvælstof til de danske kystafsnit siden 1989 (figur 10.2, tabel 10.2 og figur 11.21). Belastningen i 1993 har kun været højere i det våde år 1990, hvor den totale vandafstrømning var lig afstrømningen i 1993 (tabel 3.1). Kvælstofafstrømningen er tæt knyttet til den nedbørsmængde, der falder specielt i vinterhalvåret. Derfor er den generelle reduktion i belastningen fra punktkilder til ferskvand på 23% til 9.700 ton N og af spildevand direkte til marine kystafsnit på 42% til 7.000 ton sløret af de klimatiske betingede variationer i den diffuse afstrømning, som med 91.800 ton kvælstof var den højeste i de 5 overvågningsår.

Figur 10.3 Oplandstabet af kvælstof i 1993 for hver af de 49 2. ordens kystafsnit.



Diffuse fosforafstrømnings betydning steget meget de senere år

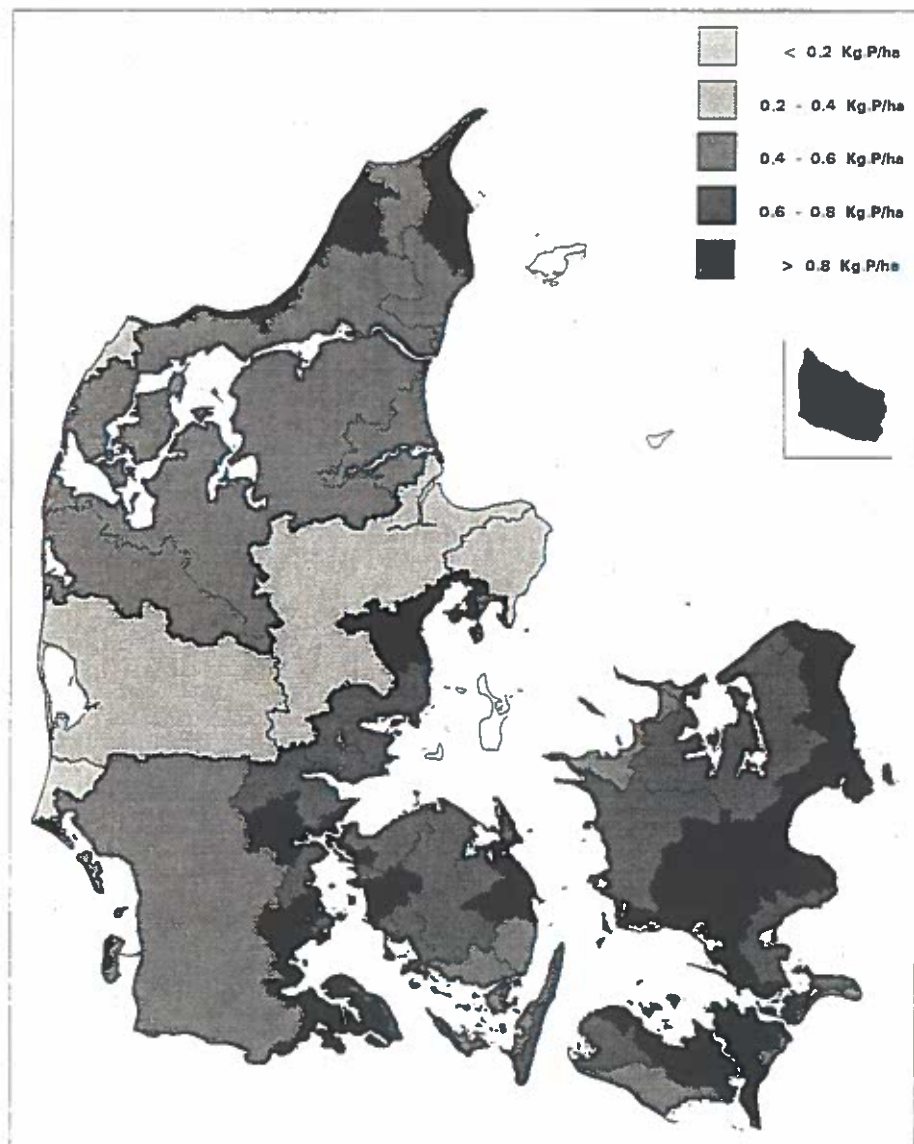
De diffuse kilder udgør med den forbedrede spildevandsrensning en stadig større andel af den samlede belastning med kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit (tabel 10.3). I de seneste 2-3 år er den diffuse fosforbelastning steget til at udgøre en tredjedel af den total belastning eller mere end en tre-dobling. Specielt er betydningen af direkte spildevandsudledninger af fosfor faldende. Spildevandsudledningerne udgør dog stadig 2/3 af fosforbelastningen i 1993 mod 90% i 1989. Den iagttagne udvikling må forventes at fortsætte de kommende år, når de samlede foranstaltninger overfor punktkilder er fuldt ud gennemført og slået igennem i vandmiljøet.

10.4 Tilførsel af kvælstof og fosfor til 1. ordens marine kystafsnit

Stigende arealafstrømning i farvandsområde 4-9 i perioden 1989 til 1993

Den totale tilførsel til de ni 1. ordens marine kystafsnit af kvælstof og fosfor viser, at den diffuse belastning udgør en stor andel af den samlede belastning i farvandsområde Nordsøen og Skagerrak, men at den er af mindre betydning i farvandsområde 7, Øresund (tabel 10.4). Til Nordsøen og Skagerrak er der en lavere tilførsel af kvælstof og fosfor end andelen af vandafstrømningen

Figur 10.4 Oplandstabet af fosfor i 1993 for hver af de 49 2. ordens kystafsnit.

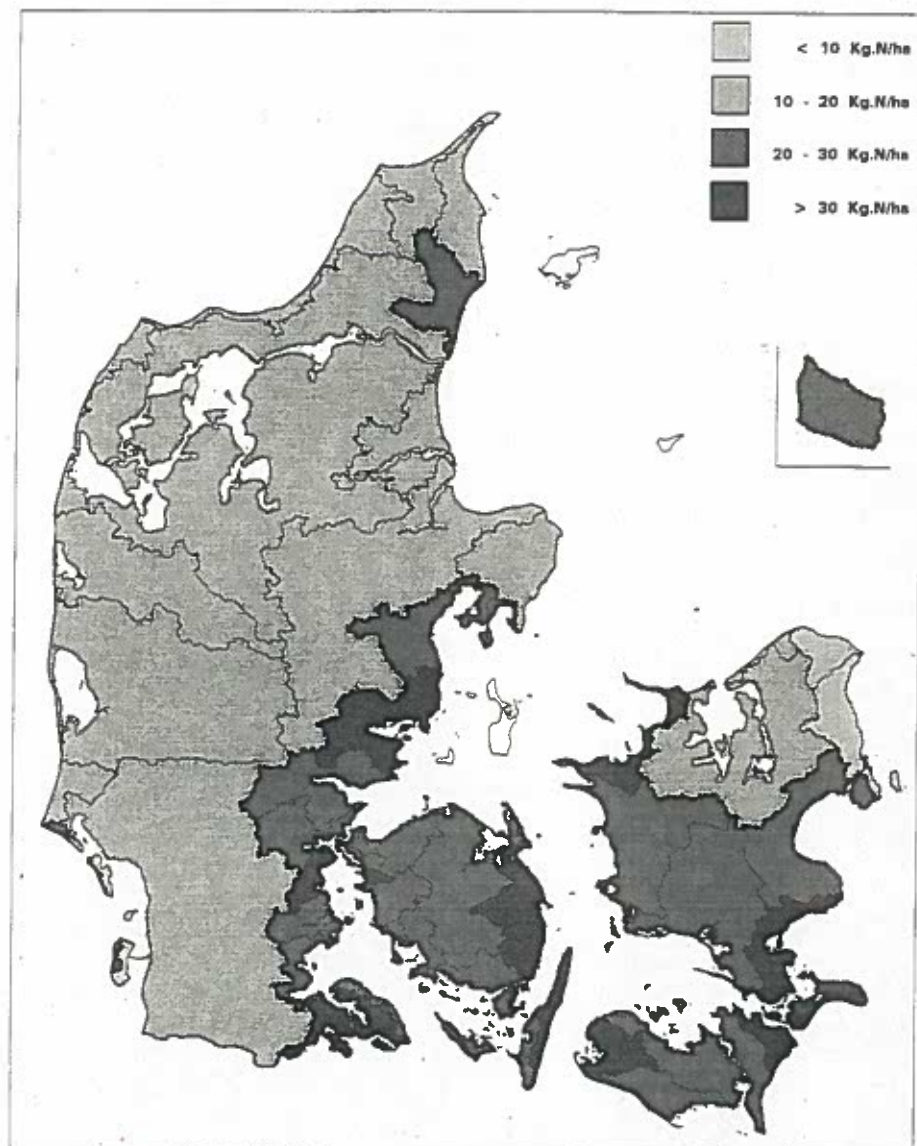


Tabel 10.3 Den procentvise fordeling af den totale belastning til marine kystafsnit for punktkilder til ferskvand, den diffuse afstrømning (inklusive spredt bebyggelse) og direkte spildevandsudledning til havet. De absolutte værdier fremgår af tabel 10.2 og figur 11.21

	Kvælstof			Fosfor		
	Punkt-kilder ferskvand	Spilde-vand direkte	Diffus afstrømning	Punkt-kilder ferskvand	Spilde-vand direkte	Diffus afstrømning
		%			%	
1989	12	21	66	32	58	10
1990	8	13	79	30	55	15
1991	8	15	77	26	52	22
1992	7	12	81	26	51	23
1993	6	9	85	23	44	34

dicerer, medens der modsat er høje arealafstrømninger af kvælstof og fosfor fra det sydlige Østjylland og Øerne (tabel 10.5). Der er et større tab af kvælstof og fosfor fra lerede jorde. Endvidere er der generelt en større befolkningstæthed på Øerne og dermed en

Figur 10.5 Åbent lands tab af kvælstof i 1993 for hver af de 49 2. ordens kystafsnit.



større potentiel spildevandsbelastning. Sammenlignet med perioden 1989 til 1993 har der været en stigende diffus afstrømning af kvælstof men også fosfor til farvandsområderne 4-9 (figur 11.22). Samtidig har nedbøren og dermed afstrømningen været stigende i den samme periode i oplandene til farvandsområde 4-9 (tabel 11.3). Derfor er de beregnede vandføringsvægtede koncentrationer til farvandsområde 4-9 heller ikke steget signifikant (figur 11.23).

Oplandstab af kvælstof og fosfor til de marine 49 2. ordens marine kystafsnit

Oplandstabet defineres som den målte transport via vandløb til et farvandsområde divideret med oplandsarealet, uden at tage højde for retention af kvælstof og fosfor i oplandet (figur 10.3 og 10.4). For Danmark var tabet $24,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ og $0,84 \text{ kg P ha}^{-1}$. Det største oplandstab af kvælstof og fosfor forekommer til farvandsområde 72 (Nordlige Øresund) med $91,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ og $17,2 \text{ kg P ha}^{-1}$ grundet en meget stor belastning med spildevand til ferskvand. De højeste oplandstab forekommer generelt til farvandsområde 7 (Øresund), men er generelt højest i farvandsområderne 4-9 (tabel 10.6). Farvandsområde 23 (Skagerrak, Vigsø Bugt) har dog også et meget højt oplandstab ($69,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ og $7,5 \text{ kg P ha}^{-1}$), der sandsynligvis kan tilskrives spildevand fra fiskeindustrier, der udledes i vandløb tæt ved kysten. De laveste tab findes i Vestjylland, hvor punktkildebelastningen pr. arealenhed generelt er lav.

Tabel 10.4 Total tilførsel af kvælstof og fosfor til de ni 1. ordens marine kystafsnit i 1993 opdelt i diffus afstrømning, punktkilder, der udleder til ferskvand og direkte spildevandsudledninger. Der er ikke taget højde for retentionen i søer.

Farvands- område	Kvælstof				Fosfor			
	Diffus afstr. ton	Punktkilder ferskvand ton	Spildevand direkte ton	Total marine kystafsnit ton	Diffus afstr. ton	Punktkilder ferskvand ton	Spildevand direkte ton	Total marine kystafsnit ton
Nordsøen	19600	1900	640	22100	270	200	44	510
Skagerrak	1900	90	440	2400	45	17	72	130
Kattegat	28100	1900	1820	31900	380	250	220	850
Nordlige Bælthav	8700	740	340	9700	110	83	35	230
Lillebælt	9500	520	580	10600	160	67	96	330
Storebælt	15800	720	980	17500	170	123	140	430
Øresund	3200	310	4470	8000	27	66	890	990
Sydlig Bælthav	1200	23	36	1270	12	6	6	24
Østersøen	3900	70	380	4350	33	15	82	130
Danmark	91800	6300	9700	107800	1210	830	1580	3620

Tabel 10.5 Tilførsel af vand, kvælstof og fosfor til de ni 1. ordens farvandsområder og i alt til de marine kystafsnit i 1993 via vandløb og direkte spildevandsudledninger fra Danmark (der er ikke medtaget vandafstrømninger fra direkte spildevandsudledninger). For hver parameter angives andelen af den totale afstrømning fra hvert enkelt farvandsområde.

Farvands- område	Antal vandløbs- stationer	Areal Målt ¹⁾				Vand		Kvælstof		Fosfor	
		Total				10 ⁶ m ³	%	tons	%	tons	%
		km ²	%	km ²	%						
Nordsøen	35	10809	25	8534	79	4600	33	22100	21	510	14
Skagerrak	3	1098	3	644	59	270	2	2400	2	130	4
Kattegat	67	15828	37	9582	61	4560	33	31900	30	850	23
Nordlige Bælthav	19	3130	7	1609	51	940	7	9700	9	230	6
Lillebælt	22	3385	8	1417	42	1170	8	10600	10	330	9
Storebælt	29	5425	13	2802	52	1590	11	17500	16	430	12
Øresund	15	1717	4	1115	65	380	3	8000	7	990	27
Sydlig Bælthav	1	418	1	205	49	110	1	1270	1	24	1
Østersøen	14	1207	3	336	28	340	2	4350	4	130	4
Ialt	205	43019	100	26246	61	13970	100	107800	100	3620	100

¹⁾ Det målte areal gælder opgørelserne for kvælstof og fosfor. Det målte opland for vandafstrømninger fremgår af tabel 3.1

Tab fra åbent land af
kvælstof og fosfor

Tab fra det åbne land defineres som den beregnede diffuse afstrømning fra et opland divideret med oplandsarealet, og er dermed er mål for belastningen fra natur- og landbrugsarealer og fra spredt bebyggelse. For Danmark som helhed har det åbne lands

tab været 21,2 kg N ha⁻¹ og 0,28 kg P ha⁻¹ (figur 10.5 og 10.6 samt tabel 10.6. Farvandsområde 72, som havde det højeste oplandstab, har det laveste åbne lands tab (5,1 kg N ha⁻¹ og 0,01 kg P ha⁻¹), idet en stor del af dette opland består af befæstede arealer. Generelt findes de højeste tab fra det åbne land i områder med lerede jorde (farvandsområde 4-9), ligesom tilfældet er for oplandstab. Befolkningstætheden er også større på lerede jorde, hvorfor relativ høje spildevandsmængder og store tab fra dyrkede arealer i de fleste tilfælde er tæt forbundet. De angivne værdier er minimumsværdier, idet der ikke er taget højde for retention i søerne i beregningerne.

Tabel 10.6 Tab fra åbent land, oplandstab og vandføringsvægtet årskoncentration af kvælstof og fosfor for de ni 1. ordens kystafsnit i 1993 samt for hele Danmark.

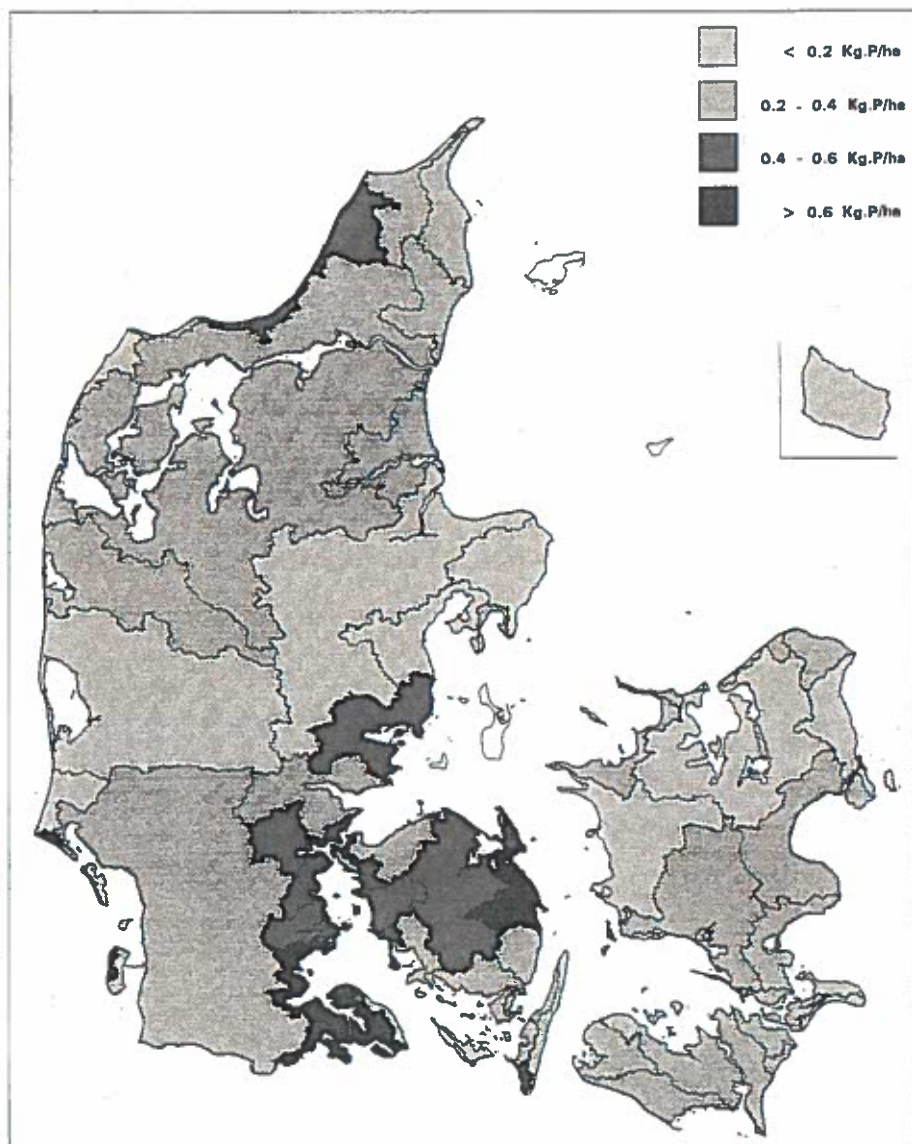
	Oplandsareal km ²	Total kvælstof			Total fosfor		
		Tab åbent land kg N ha ⁻¹	Tab ferskvand kg N ha ⁻¹	Vandføringsvægtet konc. mg N l ⁻¹	Tab åbent land kg P ha ⁻¹	Tab ferskvand kg P ha ⁻¹	Vandføringsvægtet konc. mg P l ⁻¹
Nordsøen	10809	17,7	20,0	4,8	0,24	0,46	0,112
Skagerrak	1098	17,1	21,9	9,1	0,40	1,20	0,496
Kattegat	15828	17,7	20,1	7,0	0,24	0,54	0,186
Nordlige Bælthav	3130	28,4	31,9	10,4	0,35	0,74	0,240
Lillebælt	3385	28,1	31,3	9,0	0,48	0,96	0,278
Storebælt	5428	28,9	32,0	11,0	0,32	0,79	0,271
Øresund	1717	19,3	48,1	20,8	0,16	5,93	2,569
Sydlig Bælthav	418	29,4	30,6	11,7	0,28	0,58	0,222
Østersøen	1207	32,4	36,1	12,7	0,28	1,08	0,384
Danmark	43020	21,2	24,9	7,7	0,28	0,84	0,259

10.5 Sæsonvariationer i tilførslen af kvælstof og fosfor

Opgørelsesmetode

For hvert af de ni farvandsområder er den månedlige tilførsel af kvælstof og fosfor beregnet. Det er antaget, at de direkte spildevandsudledninger kan fordeles ligeligt i løbet af året, og at 90% af de udledte spildevandsmængder udgøres af henholdsvis opløst kvælstof og fosfor. Det er endvidere antaget, at andelen af opløst kvælstof og fosfor af den totale kvælstof- og fosformængde er ens i målte og umålte oplande. I bilag VIII findes opgørelser af tilførte kvælstof og fosformængder til de ni 1. ordens marine kystafsnit opgjort på månedsbasis. Tilsvarende findes opgørelser af andelen af nitrat-nitrit kvælstof af total kvælstoftransporten og af opløst orthofosfat fosfor af total fosfortransporten samt af de vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof og total fosfor i bilag VIII.

Figur 10.6 Åbent lands tab af fosfor i 1993 for hver af de 49 2. ordens kystafsnit.



Generelt lille variation i koncentrationen af total kvælstof over året

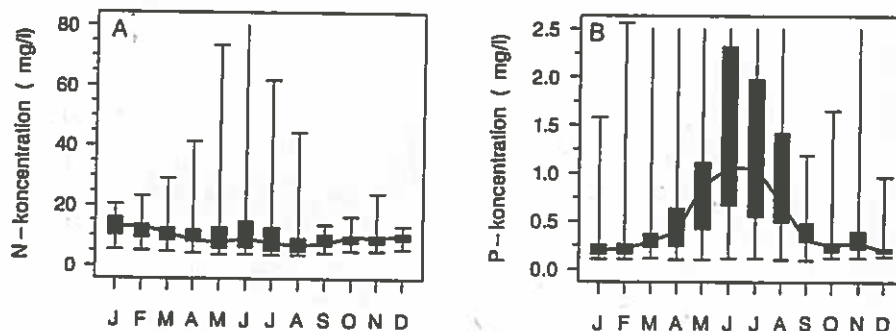
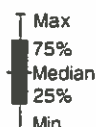
Koncentrationen i det vandløbsvand, der afstrømmer via vandløb til bugter, fjorde og andre kystnære arealer er højere end i havvandet, hvorved der sker en koncentrationsforøgelse i de kystnære vandområder. Gennem fortynding, omsætning og sedimentation vil der være et fald i koncentrationerne ud mod det åbne hav. De månedlige vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof viser generelt en positiv samvariation med den afstrømmende vandmængde (farvandsområde 1-5 og 8 i figur 10.7 A og bilag VIII, tabel 6). Denne overordnede tendens sløres for de farvandsområder, hvor spildevandsmængden er så høj, at der i sommerperioder ved lave vandføringer sker en forøgelse af koncentrationen af total kvælstof (f.eks farvandsområde 7 og 9). Total kvælstof koncentrationen er lavest i afstrømningen til Nordsøen (3,6-5,4 mg N l⁻¹) og når ekstreme værdier i afstrømningen til Øresund om sommeren (96,2 mg N l⁻¹). Der er ikke taget hensyn til vandafstrømning fra punktkilder, hvorfor koncentrationen reelt er lavere i områder med høj spildevandsbelastning.

Okker, kvælstofomsætning og nedbør spiller en væsentlig rolle ved tolkning

De lave koncentrationer i Vestjylland skyldes blandt andet, at en stor del af afstrømningen i vandløbene stammer fra grundvand. Endvidere er der i mange områder i Vestjylland grundet tilstedeværelse af jern under iltfrie forhold i de øvre grundvandsmagasi-

af kvælstofkoncentrationerne

De vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof er ikke faldet de seneste 5 år



Figur 10.7 Vandføringsvægtede total kvælstofkoncentration (A) og total fosforkoncentration (B) opgjort på månedsbasis for den totale afstrømning til de ni 1. ordens kystafsnit.

Vandføringsvægtet fosforkoncentration varierer i modfase med vandføringen

Den vandføringsvægtede koncentration af total fosforafstrømningen (figur 10.7 B og bilag VIII tabel 7) domineres stadig af spildevandstilførsler, som udgør 75% af den samlede fosforbelastning. Koncentrationerne vil derfor generelt være høje om sommeren og lave om vinteren, medens de i områder med lav spildevandspåvirkning (f.eks oplandet til Nordsøen) vil være afhængige af tilførslen fra åbent land og interne processer i vandløbet. Således vil retention om sommeren og udskylning af den ophobede sedimentpulje om efteråret og vinteren under flomepisoder spille en afgørende rolle for forfortransporten (Svendsen & Kronvang, 1994). Der er derfor meget høje total fosforkoncentrationer om sommeren i afstrømningen til farvandsområde 7. Renseanlægget Lyntetten udleder til farvandsområde 7 og tilfører godt 30% af den samlede direkte spildevandsudledning til de danske farvande (Miljøstyrelsen, 1994). Det skal igen understreges, at der ikke er taget højde for vandafstrømning fra renseanlæg i figur 10.7.

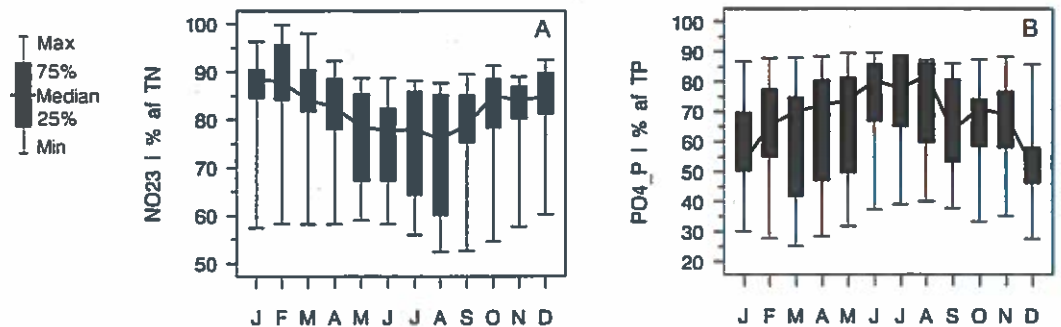
Vandføringsvægtede koncentration af fosfor faldet i takt med den forbedrede spildevandsrensning

Den vandføringsvægtede fosforkoncentration for den samlede afstrømning fra Danmark til marine kystafsnit var i 1993 0,146 mg P l⁻¹, hvilket svarer til knap en halvering i forhold til de 0,259 mg P l⁻¹ i 1989 (figur 11.23). Faldet skyldes den forbedrede spildevandsrensning, idet det diffuse fosfortab ikke er faldet - snarere tværtimod - i den samme periode.

Andelen af uorganisk opløst kvælstof og fosfor

De opløste uorganiske fraktioner af kvælstof og fosfor er umiddelbart biotilgængelige. Andelen af nitrat-nitrit kvælstof (NO₂₃-N) udtrykt som månedstilførslen af NO₂₃-N i forhold til månedstilførslen total kvælstof til de ni 1. ordens kystafsnit (figur 10.8 A og bilag VIII tabel 3). Nitrat-nitrit kvælstof udgør den laveste andel i

Vestjylland (55-60%) og den højeste på øerne, hvor den udgør 80-90% af den totale kvælstofafstrømning. Der er en tydelig sæsonvariation med de højeste procentuelle andele og dermed også mængder (jvf. figur 10.7 A) af nitrat i vinterhalvåret. Den lave andel af nitrat i afstrømningen fra Vestjylland skyldes tidligere omtalte forhold med lav nitratkoncentrationer i de Vestjydske vandløb, således at knap halvdelen af kvælstofafstrømningen er organisk kvælstof. I de spildevandsbelastede områder er der en høj andel af nitrat kvælstof, som stammer fra renseanlæg, hvor der sker en fjernelse af hovedparten af den organiske kvælstof. Det er endvidere ved beregningen antaget at 90% af spildevandet optræder på opløst uorganisk form, således at der i stærkt spildevandsbelastede farvandsområder vil være en høj andel af nitrat-nitrit kvælstof.



Figur 10.8 Andelen udtrykt i procent af nitrat-nitrit kvælstof af total kvælstof (A) og af opløst orthofosfat fosfor af total fosfor (B) opgjort på månedsbasis for den totale afstrømning til de ni 1. ordens kystafsnit.

Andelen af opløst-orthofosfat fosfor er nært tilknyttet vandafstrømningen

Den procentvise andel af opløst orthofosfat fosfor udviser en markant sæsonvariation, med høje procentuelle andele om sommeren, hvor vandføringen er lav, og der derfor forekommer en mindre fortynding af det tilledte spildevand. Tilførslen af partikulært materiale til vandløb er desuden beskeden og det tilbageholdes i et vist omfang i vandløbssystemet (figur 10.8 B og bilag VIII, tabel 4). I farvandsområder med høj spildevandsbelastning udgør opløst orthofosfat en høj andel af total fosfor belastningen.

Andelen af opløst-orthofosfat fosfor er specielt lav i afstrømningen til Nordsøen

Den laveste andel af opløst orthofosfat fosfor forekommer i Jylland og specielt i vandløb, der afstrømmer mod Nordsøen. Dette hænger sammen med en relativ lav spildevandsbelastning, og også forekomsten af okker, der binder den opløste fosfor til partikler. Fosfortransport vil derfor overvejende blive på partikulært bundet form.

10.6 Kilderne til kvælstof og fosfortilførslen

Kildeopsplitning af ferskvandsafstrømningen

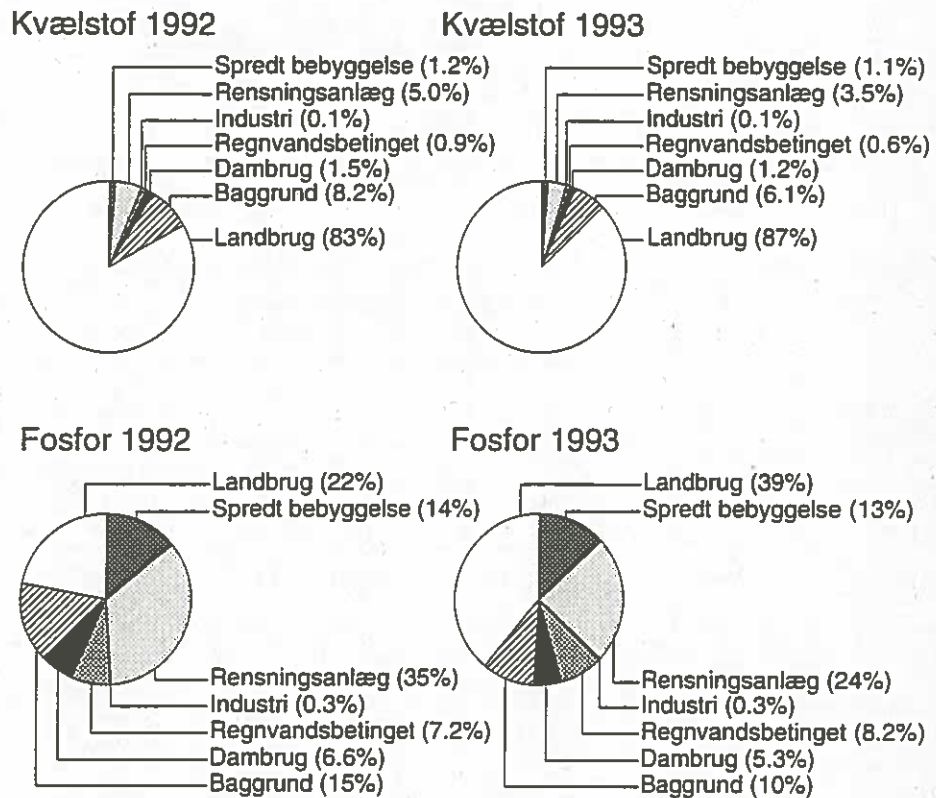
Ved en vurdering af betydningen af de enkelte kilder til belastning af ferskvand med kvælstof og fosfor bør der tages hensyn til baggrundsbelastningen og retentionen i søerne. Baggrundsbelastningen - der er en del af den diffuse belastning - kan beregnes ved anvendelse af de beregnede median arealkoefficienter af kvælstof og fosfor fra naturarealer ($2,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ og $0,054 \text{ kg P ha}^{-1}$ jvf. kapitel 8) for 94% af landets areal (resten er befæstet). Søre-

tention beregnes på baggrund af undersøgelser i et antal af overvågningsøerne. I disse er der bestemt en tilbageholdelsesrate på henholdsvis $106 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ og $0,9 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, som er median-tilbageholdelsesrater i søerne (Jensen *et al.*, 1994). Disse rater ganges med det samlede søareal på 434 km^2 . Den beregnede retention er forbundet med relativ store usikkerheder, hvorfor en kildeopsplitning, der tager hensyn til retention, kun er foretaget på landsplan.

Landbrugsbidraget hovedkilde til belastning af ferskvandsmiljøet med kvælstof

Belastningen fra dyrkede arealer udgjorde i 1993 87% mod 83% i 1992 af den samlede belastning med kvælstof af ferskvandsmiljøet, når der er taget højde for retentionen (figur 10.9). Det diffuse bidrag udgjorde i 1993 95% af den samlede belastning af ferskvand med kvælstof. En total fjernelse af punktkilder til ferskvand vil således ikke kunne give væsentlig nedsættelse i kvælstofbelastningen af ferskvand.

Figur 10.9 Kildeopsplitning af belastningen til ferskvand med kvælstof og fosfor i 1992 og 1993, hvor der er taget højde for retentionen i søer.



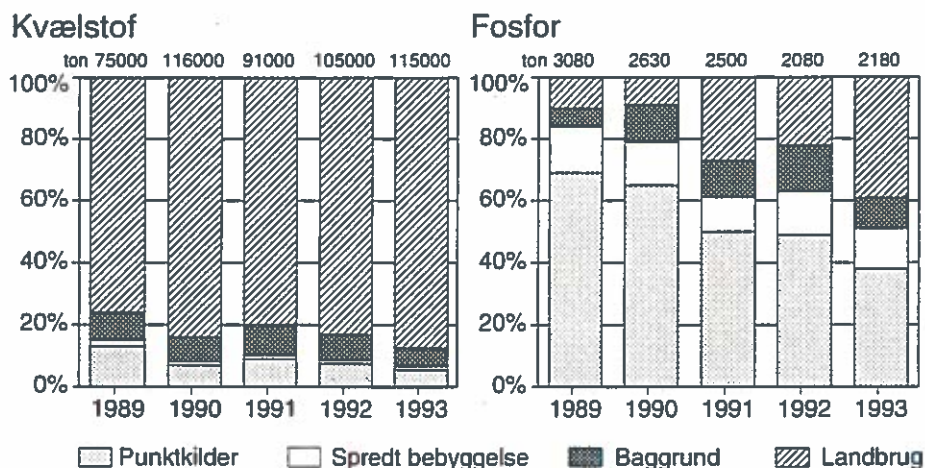
Spildevand og landbrug er hovedkilde til ferskvandsbelastningen

Punktkilder er ikke længere den dominerende kilde med fosfor til ferskvand. Punktkilder udgjorde 49% af belastningen i 1992 mod 38% i 1993 (figur 10.9). Belastningen fra landbrug udgjorde i 1992 22% og i 1993 39%, medens den diffuse belastning udgjorde 51% i 1992 og 62% i 1993. Der er naturligvis stor usikkerhed på opgørelsen af bidrag fra landbrug, der beregnes som et restled. Usikkerhederne ved opgørelse af belastning fra punktkilder, bidrag fra spredt bebyggelse, beregning af retention og måling af stoftransporten akkumuleres derfor i belastningen fra landbruget. Den kraftigt forbedrede spildevandsrensning vil automatisk øge landbrugets procentuelle andel af den samlede belastning, men det absolutte fosforbidrag fra landbruget er som tidligere omtalt i hvert fald ikke faldet.

Udviklingen i kildestyrken i de 5 overvågningsår

Der ændres ikke ved de overordnede resultater fra figur 10.2 og 11.21 vedrørende udviklingen i kildestyrken af punktkilder (faldende) og det diffuse bidrag (stigende), når der tages højde for retentionen (tabel 10.7 og figur 10.10). Punktildebidraget er for kvælstof faldet fra 13% i 1989 til 5,5% i 1993 og for fosfor fra 69% i 1989 til 38% i 1993. Det diffuse bidrag minus bidrag fra spredt bebyggelse er markant ændret for fosfor fra 19% i 1989 til 49% i 1993.

Figur 10.10 Kildeopsplitning af den totale belastning til marine kystafsnit inklusiv beregnet retention opgjort for de fem overvågningsår 1989-93.



Tabel 10.7 Den målte årlige tilførsel af kvælstof og fosfor til ferskvand, samt den beregnede retention i søer som tilsammen giver en årlig beregnet tilførsel til ferskvand af kvælstof og fosfor.

	Kvælstof			Fosfor		
	Målt til ferskvand	Retention	I alt til ferskvand	Målt til ferskvand	Retention	I alt til ferskvand
	N	N	N	P	P	P
1989	62000	13000	75000	2860	220	3080
1990	97000	19000	116000	2570	60	2630
1991	79000	12000	91000	2330	170	2500
1992	91800	13200	105000	1960	120	2080
1993	98200	16800	115000	2040	140	2180

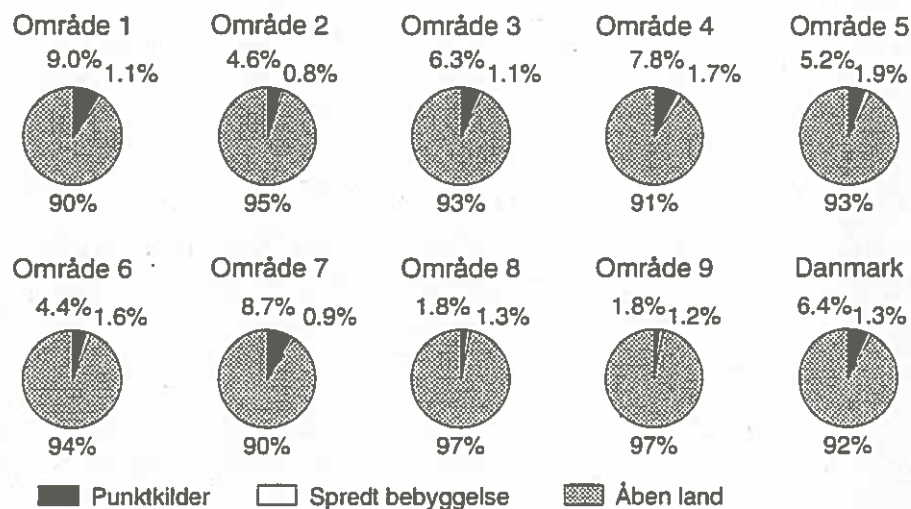
Kildefordeling til ferskvand i de ni farvandsområder: kvælstof

Kildefordelingen for belastningen af ferskvandsafstrømningen til ferskvand til de ni farvandsområder er gennemført, uden at der er taget højde for retention i søer (figur 10.11). For kvælstof udgør bidraget fra åbent land (i dette tilfælde beregnet som bidrag fra landbrug plus baggrundsbidraget) 90% til 97% af den samlede belastning og resten kommer stort set fra punktkilder. En fjernelse af alle punktkilder vil derfor kun give en begrænset effekt for kvælstoftilførslen til ferskvand.

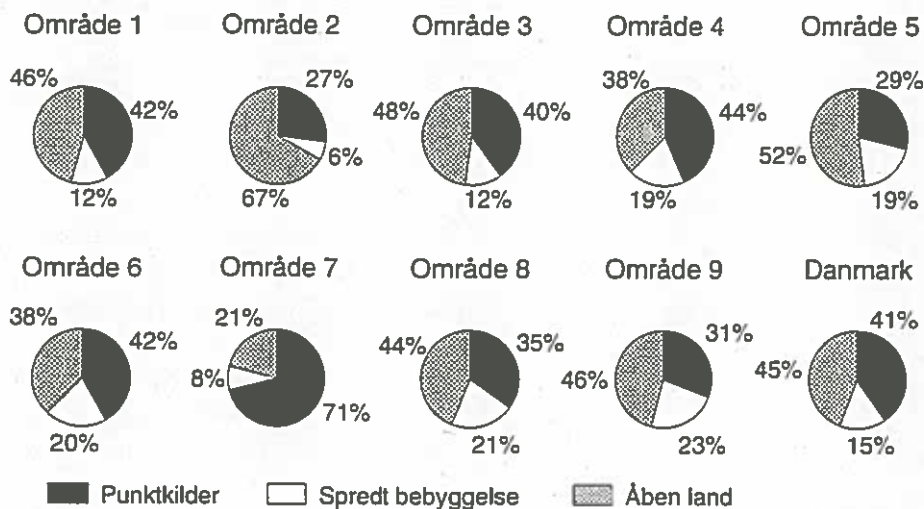
Kildefordeling til ferskvand i de ni farvandsområder: fosfor

Der er et mere uensartet billede vedrørende kildestyrken af fosforbelastningen til ferskvand, hvor punktkilderne udgør fra 29% i oplandet til Lillebælt (farvandsområde 5) til 71% i oplandet til Øresund (farvandsområde 7). Der vil således kunne opnås mærkbare reduktioner i de tilførte fosformængder til ferskvand ved implementering af planlagte tiltag overfor punktkilder til ferskvand til trods for, at belastningen fra disse allerede er reduceret med 60% fra 1989 til 1993. Der kan ligeledes opnås mærkbare reduktioner i belastningen ved at reducere spildevandsudledninger af fosfor fra spredt bebyggelse, der i visse oplande til farvandsområderne udgør over 20% af ferskvandsbelastningen med fosfor.

Kildeopsplitning kvælstof ferskvand



Kildeopsplitning fosfor ferskvand



Figur 10.11 Kildeopsplitning af belastningen til ferskvand med kvælstof (øverste halvdel) og fosfor (nederste halvdel) i 1993 i oplandene til de ni 1. ordens kystafsnit samt for hele landet. Der er ikke taget højde for retention i søer.

10.7 Konklusion

I dette kapitel opgøres belastningen af vandmiljøet med kvælstof og fosfor i 1993. Opgørelsen er foretaget for 1. og 2. ordens marine kystafsnit og til ferskvand og udviklingen for de fem overvågningsår 1989-93 beregnes. Størrelsen og betydningen af forskellige kilder til belastning med kvælstof og fosfor belyses.

- Tilførslen til de marine kystafsnit via vandløb og fra direkte punktkildeudledninger var i 1993 107.800 ton kvælstof og 3.620 ton fosfor. Udledninger via vandløb udgjorde 98.100 ton kvælstof og 2.040 ton fosfor.
- Der kan ikke måles et fald i kvælstoftilførslen til de marine kystafsnit selvom punktkildeudledninger til ferskvand er reduceret med 23% siden 1989 til 9.700 ton og de direkte spildevandsudledninger er reduceret med 42% til 7.000 ton.
- Den diffuse kvælstofafstrømning udgjorde 85% af den totale kvælstofafstrømning til de marine kystafsnit i 1993 og hele 95% af tilførslen til ferskvand (når der medregnes retention i søerne). Der kan ikke påvise noget fald i den diffuse kvælstofafstrømning i de 5 overvågningsår.
- Fosfortilførslen er faldet med 47% fra 6.830 ton i 1989 og i perioden 1989 til 1993 er spildevandsudledningerne blevet reduceret med godt 60% til såvel ferskvand (til 1.580 ton) som de direkte udledninger (til 825 ton).
- Spildevandsbelastningen med fosfor udgør stadig 75% af de samlede fosforudledninger til de marine kystafsnit. Tages der højde for retention i søer udgør den diffuse fosforbelastning af ferskvand 62% i 1993 en andel, der, alene fra 1992, er steget fra 51%.
- Den diffuse fosforafstrømning var med 1.260 ton den største, der er målt i et af de fem overvågningsår. Samtidig er betydningen af belastningen fra spredt bebyggelse faldet fra cirka 460 ton fosfor i 1989 til 300 ton i 1993, idet 1 fosfor PE er reduceret fra 1,5 kg P år⁻¹ i 1989 til 1,0 kg P PE år⁻¹ i 1992 og 1993 (*Miljøstyrelsen, 1994*).
- De vandføringsvægtede middelkoncentrationer i den totale tilførsel til marine kystafsnit af kvælstof og fosfor var henholdsvis 7,0 mg N l⁻¹ og 0,146 mg P l⁻¹. Dette dækker dog over store årstidvariationer (typisk høje kvælstofkoncentrationer om vinteren og høje fosforkoncentrationer om sommeren) og store geografiske forskelle. De største tab af næringsstoffer sker i oplande med lerede jorde og høj befolkningstæthed og relativ lav nedbør.
- Renseforanstaltninger overfor spildevandsudledninger af kvælstof kan ikke sikre en overholdelse af Vandmiljøplanens reduktionsmål. En total fjernelse af alt spildevand (17.300 ton i 1993), vil kun reducere kvælstofudledningerne med 16% af

1993-niveauet. Ønskes målsætningerne opfyldt, skal det diffuse bidrag nedbringes.

- Renseforanstaltninger overfor fosforudledninger har reduceret disse med godt 60% på 5 år, og der er stadig et stort spildevandspotentiale at forbedre renseindsatsen overfor, således at reduktionsmålene i Vandmiljøplanen vil kunne opfyldes gennem forbedret spildevandsrensning.



11 Fællestema: Tilstand, effekter og udvikling i punktkildebelastningen af de danske vandområder

11.1 Indledning

Fællestema, et redskab til at perspektivere overvågningsindsatsen

I forbindelse med revisionen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram ønskedes en styrkelse af de tematiserende dele af rapporteringen. Som en konsekvens heraf udmeldte Aftaleudvalget et fællestema for hver rapportering i perioden 1993-97. Årets tema blev:

"Tilstand, effekter og udvikling i belastningen med kvælstof og fosfor af de danske vandområder med hovedvægt på punktkilder", som er forkortet til dette kapitels overskrift.

Hvorfor er punktkilder valgt som fællestema?

Der er flere argumenter for netop at vælge at fokusere på punktkilder som fællestema:

- indsatsen overfor punktkilderne har været det dyreste tiltag i forbindelse med Vandmiljøplanen og i tidligere rapportering af overvågningsprogrammet er det påvist, at renseforanstaltningerne overfor disse har medført en mærkbar reduktion i udledningerne og en forbedring af miljøtilstanden i nogle større vandløb (f.eks. *Miljøstyrelsen, 1993b* og *Fyns Amt, 1993*).
- fosfor fra punktkilder har været og er stadig den primære kilde for fosfor i vandmiljøet (*Miljøstyrelsen, 1988* og *1993b* samt *Svendsen et al., 1993*).
- belastning fra spredt bebyggelse er meget usikkert opgjort.
- manglende kendskab til indholdet af fosfor i 1 PE, som er påvist at have ændret sig mærkbart over tid (*Fyns Amt, 1993*, *Århus Amt, 1994*, *Wiggers & Moldt, 1994* og *Tony Christensen, pers. med.*).

Fællestemaerne skal indarbejdes i de amtskommunale og fagdatacenter rapporter i det omfang, emnet er relevant for fagområdet. Det blev besluttet, at fællestemaet i de amtskommunale vandløbsrapporter belyses ved at udvælge et vandløb og et marint kystafsnit i hver amtskommune. Datagrundlaget skulle ikke rapporteres til Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), men fremgå af rapporterne. DMU har derfor udarbejdet kapitlet på ovennævnte baggrund, suppleret med andre overvågningsdata.

Opbygning af kapitlet

I dette kapitel behandles fællestemaet for vandløb og marine kystafsnit ved at indlede med nogle bemærkninger vedrørende Vandmiljøplanens tiltag overfor punktkilder. Der foretages en analyse på længere tidsserier fra 154 vandløb af udviklingen i fosforkoncentrationen relateret til udviklingen i punktkildebelastningen. Dette emne belyses endvidere ud fra udvalgte case-studies fra amtskommunerne. Endvidere vurderes udviklingen i koncentrationen af fri ammoniak og af total kvælstof i vandløb i relationen til den reducerede punktkildebelastning. Endelig opgøres udviklingen i belastningen af de 9 1. ordens kystafsnit i perioden 1989-

93 som følge af rensesforanstaltninger overfor punktkilder, og nogle få case studies vedrørende marine kystafsnit omtales.

11.2 Folketingets Vandmiljøplan

Vandmiljøplanens målsætning

Målsætningen for Vandmiljøplanen fra 1987 er på landsplan at reducere kvælstofudledningen til vandmiljøet med 50% (fra 290.000 ton til 145.000 ton) og fosforudledningen med 80% (fra 15.000 tons til 3.000 ton) i løbet af 5 år. Baggrunden herfor er et ønske om en generel forbedring af vandmiljøet, dvs. vandløb, søer, grundvandet og i havet.

Hvilke sektorer retter Vandmiljøplanen sig imod?

Planen retter sig imod såvel ulovlige udledninger fra landbrug, industri og renseanlæg som en egentlig reduktion af udledningerne fra bl.a disse kilder. Der er derfor blevet opstillet krav til såvel landbruget som kommunale og industrielle udledere. Investeringsbehovet i forbindelse med Vandmiljøplanen skønnes at være 12 mia. kr (1987 priser), hvoraf cirka 8 mia kr. anvendes på kommunale renseanlæg, cirka 1. mia til industrielle udledninger og godt 3 mia kr til forbedrede opbevaringsfaciliteter af husdyrgødning (Dubgaard, 1991 og Miljøstyrelsen, 1993 a). Herudover indebærer planen krav om forbedret gødningsanvendelse og strukturelle tiltag i landbruget.

Vandmiljøplanens tiltag overfor punktkilder

Tiltagene overfor punktkilderne kan kort sammenfattes på følgende vis:

- der indføres et udlederkrav på maksimalt 8 mg N l⁻¹, 1,5 mg P l⁻¹ og 15 mg BI₅ l⁻¹ for alle kommunale renseanlæg større end 15.000 PE og for alle nye anlæg større end 5.000 PE. Alle renseanlæg mellem 5.000 PE og 15.000 PE skal dog rense spildevandet ned til 1,5 mg P l⁻¹. Nye anlæg skulle være klar pr. 1. januar 1993, men der er givet mange dispensationer. Rent konkret skulle der indføres fosforfældning og på større anlæg kvælstoffjernelse (ved denitrifikation).
- for de industrielle spildevandsanlæg gælder de samme størrelseskriterier med hensyn til antal PE som for renseanlæg, uden at der stilles konkrete udlederkrav. Det foreskrives, at der skal anvendes den bedst tilgængelige teknologi.

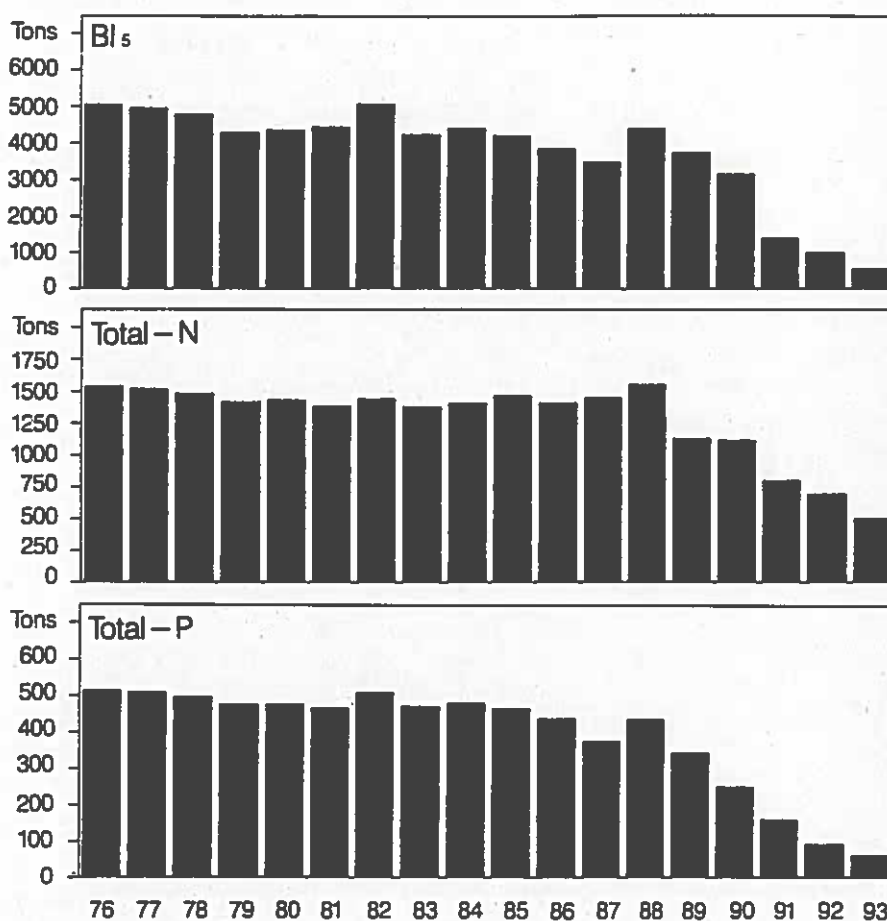
Mange amter har dog stillet skrapere krav for udledninger til ferskvand end foreskrevet i Vandmiljøplanen. I tabel 11.1 er der foretaget en sammenstilling af de målsatte reduktionsmål og en senere vurdering fra Miljøstyrelsen af de opnåelige reduktionsmål (Miljøstyrelsen, 1988 og Fyns Amt, 1990)

Der blev overfor de forskellige sektorer givet en række tidsfrister, hvoraf en del siden er blevet forlænget.

Tabel 11.1 Vandmiljøplanens forudsatte udledninger/udvaskninger for planens iværksættelse og de opstillede reduktionsmål for kvælstof (N) og fosfor (P) i Vandmiljøplanen samt en ny vurdering fra Miljøstyrelsen pr. 1. januar 1989 af de opnåelige reduktionsmål ud fra iværksatte tiltag (efter Fyns Amt, 1990)

	Forudsat udledn./udvaskn.		Forudsat reduktion før 1993				Ny vurdering af opnåelig reduktion			
	N ton/år	P ton/år	N ton/år	P ton/år	N %	P %	N ton/år	P ton/år	N %	P %
Kommunale spildevandsanlæg	25.000	7.200	15.000	5.200	60	72	12.500	5.000	50	69
Industrielle spildevandsanlæg	5.000	3.400	3.000	2.800	60	82	3.000	2.800	60	82
Jordbrug:	260.000	4.400	127.000	4.000	49	91	55.000	1.000	21	23
- Husdyrsgødningsbevaringskapacitet			60.000				40.000			
- Forbedret gødningsanvendelse m.v.			58.000				15.000			
- Strukturelle tiltag			9.000				0			
I alt	290.000	15.000	145.000	12.000	50	80	70.500	8.800	24	59

Figur 11.1 Samlet udledning af total kvælstof, total fosfor og Bl_5



Andre tiltag udover Vandmiljøplanen har bevirket en reduceret spildevandsbelastning før 1989

Ved vurdering af effekter for vandmiljøet af reducerede punktkildebelastninger skal der tages højde for, at der har været gennemført en række tiltag, før Vandmiljøplanen trådte i kraft, og der har været tiltag ud over Vandmiljøplanen (f.eks. over for dambrugene). En effektvurdering bør derfor baseres på så lange tidsserier som muligt, idet forbedringer i vandkvaliteten kan være opnået før 1989, og effekter registreret efter 1989 kan skyldes reduktioner i spildevandsbelastningen foretaget før Vandmiljøplanens iværksættelse. Som et eksempel herpå viser en opgørelse fra Fyns Amt, at spildevandsbelastningen fra kommunale renseanlæg siden 70'erne er blevet reduceret (figur 11.1) (Fyns Amt, 1994a).

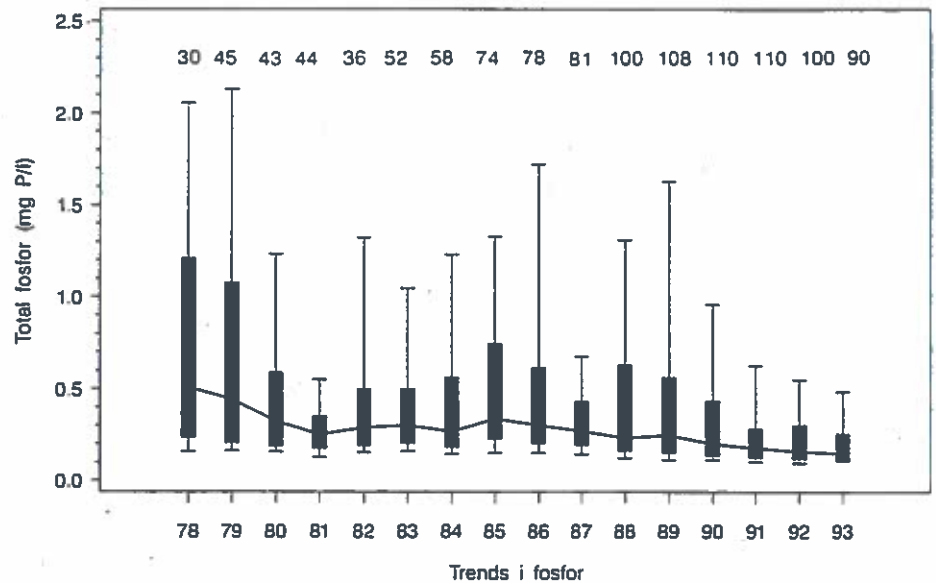
Der vil således i vandløbsoplande og oplande til marine kystafsnit med søer kunne forventes en forsinket respons af en reduceret spildevandsbelastning, idet en nedsættelse af fosforbelastningen af søer ofte efterfølges af en forforaflastning fra søen grundet fosforfrigivelse fra søsediment (Jensen et al., 1994). I Jensen et al. 1994, påvises det netop for en række søer, at en stor del af reduktionen af spildevand i såvel renseforanstaltninger som afskæringer er sket før 1989.

11.3 Udvikling og tilstand i fosforkoncentrationen i spildevandsbelastede danske vandløb

Analysegrundlaget

Udviklingen i koncentrationen af total fosfor i perioden 1978 til 1993 er vist i figur 11.2. Analysen baserer sig på et generelt stigende antal vandløb op gennem 1980'erne, som udtryk for den stigende overvågningsindsats, der blev iværksat som følge af især Vandmiljøplanen. I Svendsen et al. (1993) blev de vandløb, som er anvendt i ovenstående analyse, sammenholdt med det eksisterende landsdækkende datamateriale fra 177 punktkildebelastede vandløb i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Der blev fundet en god overensstemmelse mellem de to grupper af vandløb, hvorfor den viste udvikling i figur 11.2 må antages at være repræsentativ for udviklingen i fosforkoncentrationen i de punktkildebelastede danske vandløb.

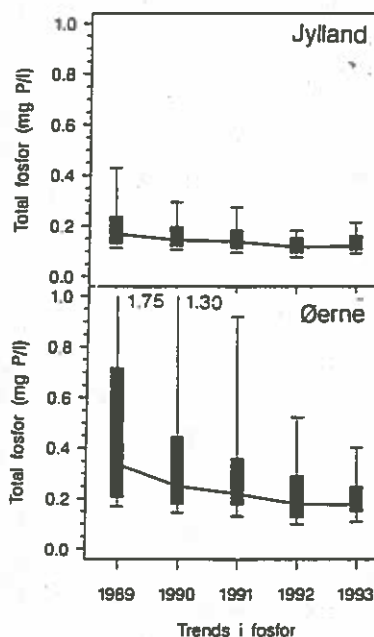
Figur 11.2 Udviklingen i årsmiddelkoncentrationen af total-P i et stigende antal vandløb i perioden 1978-93.



Fosforkoncentrationen i danske vandløb falder generelt med 67% fra slutningen af 1970'erne til 1993

Årsmiddelkoncentrationen af total fosfor i vandløbene falder i median væsentligt over hele den analyserede 16 års periode. I 1978-80 var koncentrationen af total fosfor i median for de omkring 40 vandløb på 0,51 mg P l⁻¹, mens koncentrationen i median for de 90 vandløb i 1993 var faldet til 0,14 mg P l⁻¹. Årsmiddelkoncentrationen af total fosfor i de danske vandløb er således over 16 år faldet med 73%. Fosforkoncentrationen har generelt været faldende siden midten af 1980'erne, fra et niveau på 0,34 mg P l⁻¹ i 74 vandløb i 1985, til de 0,14 mg P l⁻¹ i 90 vandløb i 1993.

En analyse af udviklingen i koncentrationen af total fosfor i



Figur 11.3 Udviklingen i årsmiddelkoncentrationen af total-P i perioden 1989-93.

Oplandstabet af fosfor fra vandløb falder ikke fra 1989 til 1993, hvilket kan tilskrives de store år til år variationer i bidrag fra det åbne land

vandløb i perioden 1989 til 1993 indenfor landsdelene Jylland og Øerne, er vist i figur 11.3. Især på Øerne er der i median for omkring 75 vandløb sket et stort fald i årsmiddelkoncentrationen af total fosfor, fra 0,34 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,18 mg P l⁻¹ i 1993 (tabel 11.2). I omkring 90 jyske vandløb er årsmiddelkoncentrationen af total fosfor i den samme periode ikke faldet tilsvarende, men her var udgangskoncentrationen i 1989 også meget mindre end i vandløbene på Øerne (tabel 11.2).

Den konstaterede udvikling i fosforkoncentrationen i vandløbene på Øerne og i Jylland kan forklares af en reduktion i fosforudledningen med spildevand (tabel 11.2). Ændringen i fosforbelastningen af vandløb fra 1989 til 1993 beregnet som en koncentrationseffekt af de udledte fosformængder til vandløb er i god overensstemmelse med den konstaterede ændring i den målte fosforkoncentration i vandløb. Den relative ændring fra 1989 til 1993 i mængden af fosfor udledt til vandløb fra punktkilder er næsten lige stor i Jylland og på Øerne (tabel 11.2). Absolut har faldet dog været større på Øerne end i Jylland. Fosforudledningerne fra punktkilder til vandløb var da også større på Øerne i 1989, end til vandløbene i Jylland.

Oplandstabet af total fosfor i perioden 1989 til 1993 viser, at der er store år til år forskelle betinget af nedbørs- og afstrømningsmængderne de enkelte år. På trods af en spildevandsudledning af fosfor på 0,32 kg P ha⁻¹ oplandsareal i 1989 i median for vandløbene på Øerne, blev der kun målt et oplandstab via vandløb på i median 0,07 kg P ha⁻¹. Det samme var, omend i mindre udpræget grad, tilfældet i de jyske vandløb (tabel 11.2). I et tørt år, som 1989, kan tilbageholdelsen af fosfor i vandløbssystemerne, og en manglende måling af fosfortransporten under afstrømningshændelser, hvor fosfor spules ud, således være af stor betydning (Svendsen et al., 1993; Svendsen og Kronvang, 1994; kapitel 6 i denne rapport). I et mere normalt år i nedbørs- og afstrømningsmæssig henseende udgør den tilbageværende spildevandsandel af fosfor halvdelen af den målte transport i vandløb på Øerne og en tredjedel i de jyske vandløb.

Tabel 11.2: Ændring i vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration af total fosfor i spildevandsbelastede jyske vandløb og vandløb på Øerne, beregnet påvirkning af fosforkoncentrationen i vandløb som effekt af spildevandsudledninger, oplandstabet af total fosfor via vandløb og udledning af total fosfor fra punktkilder til vandløb i perioden fra 1989 til 1993.

Landsdel	Antal vandløb	Vandløb (mg P l ⁻¹)		Punktkildekoncentration (mg P l ⁻¹)		Vandløb (kg P ha ⁻¹)		Punktkildebelastning (kg P ha ⁻¹ oplandsareal)		
		1989	1993	1989	1990	1989	1993	1989	1993	Ændring
Jylland	(N) 87	0,17	0,12	0,09	0,03	0,21	0,33	0,27	0,11	59%
Øerne	77	0,34	0,18	0,28	0,06	0,07	0,24	0,32	0,12	63%

Konsekvensen af totalfjernelse af spildevandspotential for fosforkoncentrationer i vandløb

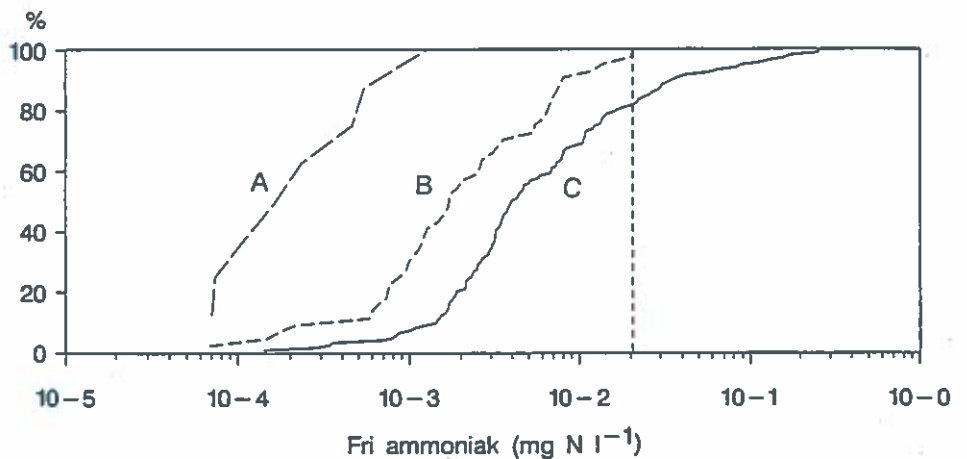
En yderligere reduktion i fosforudledningen med spildevand til vandløb på Øerne og i Jylland vil selvfølgelig betyde et yderligere fald i fosforkoncentrationen i vandløb. Ved en total fjernelse af fosfor i spildevand og med udgangspunkt i året 1993 vil fosfor-

koncentrationen i de jyske vandløb kunne reduceres til omkring $0,09 \text{ mg P l}^{-1}$ og i vandløb på Øerne til $0,12 \text{ mg P l}^{-1}$.

11.4 Udviklingen i koncentrationen af fri ammoniak i danske vandløb

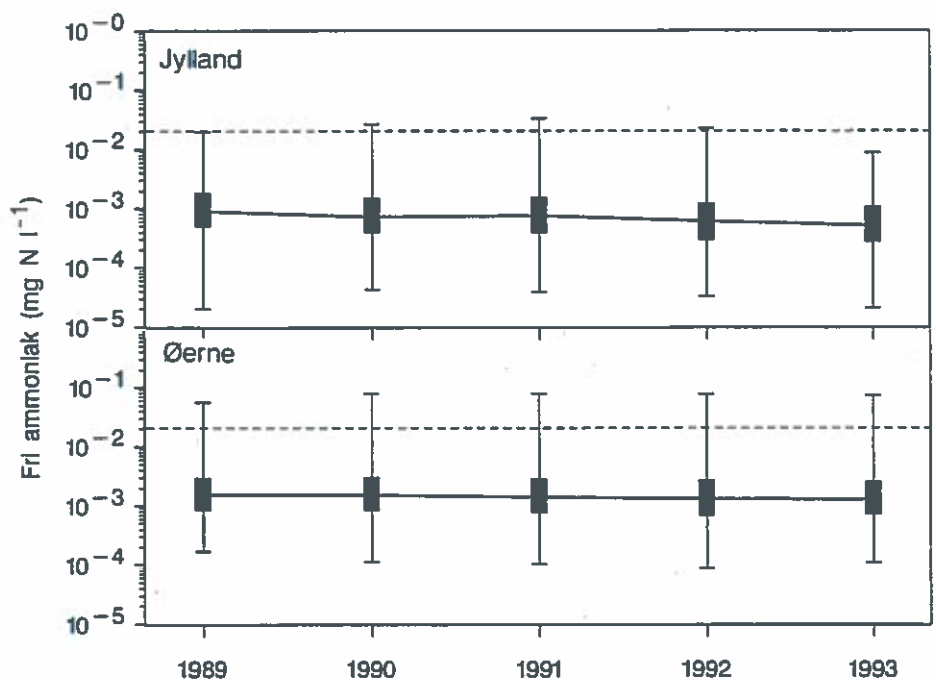
Med den forbedrede spildevandsrensning i de senere år kan man bla. forvente, at belastningen af vandløb med total ammonium vil mindskes. Da total ammonium består af summen af ammonium og den uioniserede ("fri") ammoniak, vil også koncentrationen af den fri ammoniak mindskes. Den fri ammoniak er giftig for fisk, selv i lave koncentrationer, og *Miljøstyrelsen (1983)* har angivet en højeste værdi på $0,025 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_3$ svarende til $0,0206 \text{ mg NH}_3\text{-N}$. Koncentrationen af den fri ammoniak er afhængig af pH, vandtemperaturen og koncentrationen af total ammonium, og den kan beregnes ud fra disse variable (se f.eks. *Svendsen & Rebsdorf, 1994*).

Figur 11.4 Sumkurver for maksimale ammoniakkoncentrationer i vandløb i 1993 opdelt efter de tre oplandstyper. Naturoplande (A), dyrkede oplande (B) og punktkildebelastede oplande (C). Grænseværdien er angivet ved en lodret stiplede linie.



99%
75%
Median
25%
1%

Figur 11.5 Udviklingen i koncentrationen i fri ammoniak i perioden 1989-1993 for Jylland og Øerne. Grænseværdien er angivet ved en vandret stiplede linie.



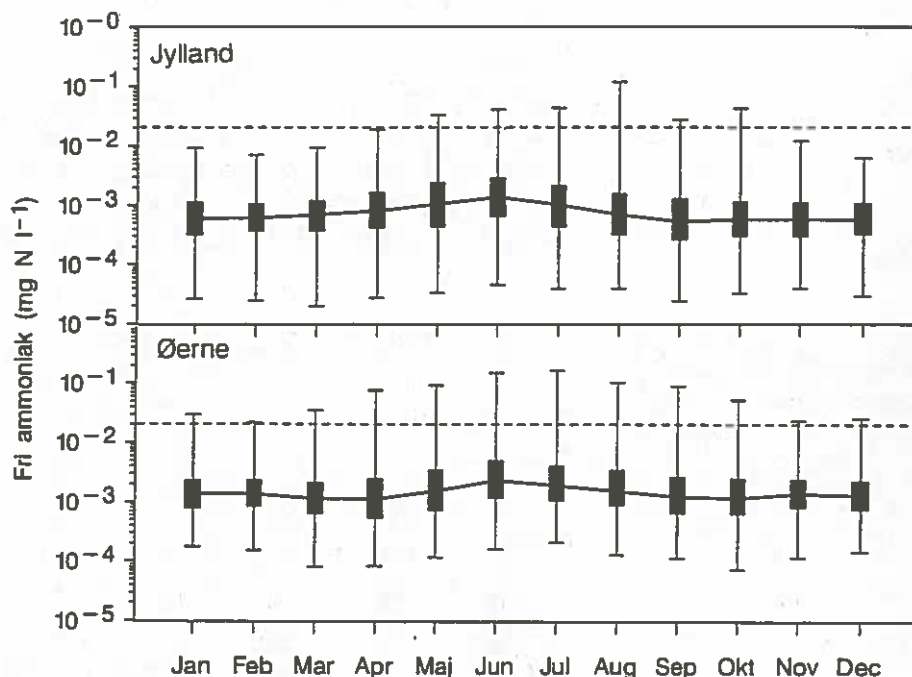
Koncentrationen af "fri" ammoniak i vandløb, der afvander typeplande

Fordelingen af den maksimale koncentration af fri ammoniak på vandløb fra hver af de tre typeplande for året 1993 er vist som sumkurver på figur 11.4 sammen med ovennævnte grænseværdi. Det ses, at den maksimale koncentration er lavest for vandløb i naturoplande stigende over vandløb i dyrkede oplande til punktkildebelastede vandløb.

Udvikling i koncentrationen af "fri" ammoniak i vandløb på Øerne og i Jylland i perioden 1989-93

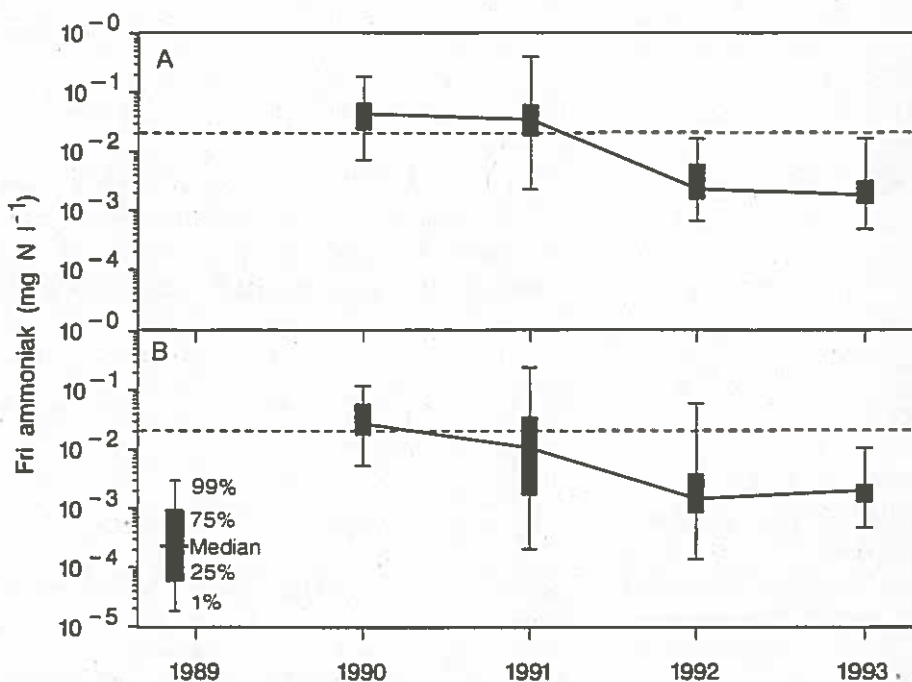
Udviklingen i koncentrationen af fri ammoniak på årsbasis fra 1989 til 1993 er vist i figur 11.5 for de punktkildebelastede vandløb i de to landsdele Jylland og Øerne. Generelt ligger koncentrationerne pænt under grænseværdien, men på Øerne er niveauet højere. I jyske vandløb ses en tendens til faldende koncentrationer i perioden 1989-1993. I 1990 overskred flest vandløb (24%) grænseværdien, medens det for de andre år ligger på ca. 19%.

Figur 11.6 Sæsonvariationen i koncentrationen af fri ammoniak for Jylland og Øerne. Grænseværdien er angivet ved en vandret stiplede linie.



99%
75%
Median
25%
1%

Figur 11.7 Eksempler på udviklingen i koncentrationen af fri ammoniak i to vandløb i Frederiksborg Amt. Ammendrup Å (A), Værebros Å (B). Grænseværdien er angivet ved en vandret stiplede linie.



99%
75%
Median
25%
1%

Tydelig sæsonvariation med flest overskridelser af grænseværdi om sommeren

Der er en tydelig årstidsvariation i koncentrationsværdierne, således at de største værdier og de fleste overskridelser af grænseværdien forekommer i sommermånederne (figur 11.6). Det hænger sammen med, at spildevandet fortyndes mindre om sommeren end om vinteren, hvor vandføringen er større. På Øerne overskrides grænseværdien i mere end 5% af målingerne fra maj til september.

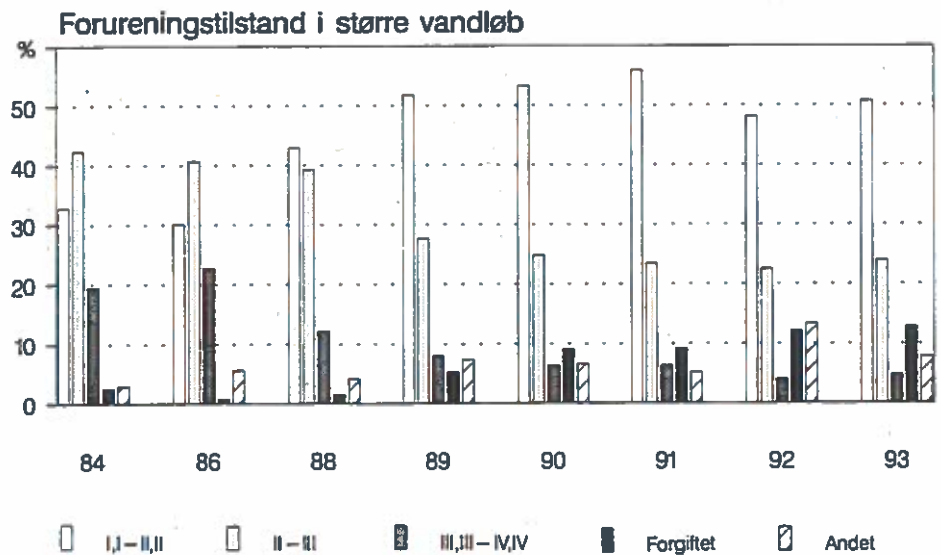
Eksempler på effekt af øget spildevandsrensning

Figur 11.7 viser to eksempler, hvor der har været ammoniakkoncentrationer på mere end 10 gange grænseværdien, men hvor koncentrationerne tydeligt falder hen imod 1993.

11.5 Regionale effekter i større vandløb af en øget rensningsindsats

I det følgende gennemgås et eksempel fra Fyns amt på langtidsudviklingen i den kemiske og biologiske vandkvalitet i større vandløb, som kombineret effekt af den forbedrede kommunale rensningsindsats af byspildevand, herunder effekter af afskæringer af spildevand fra små bysamfund til centrale velfungerende rensningsanlæg, der udleder til vandløb eller til havet.

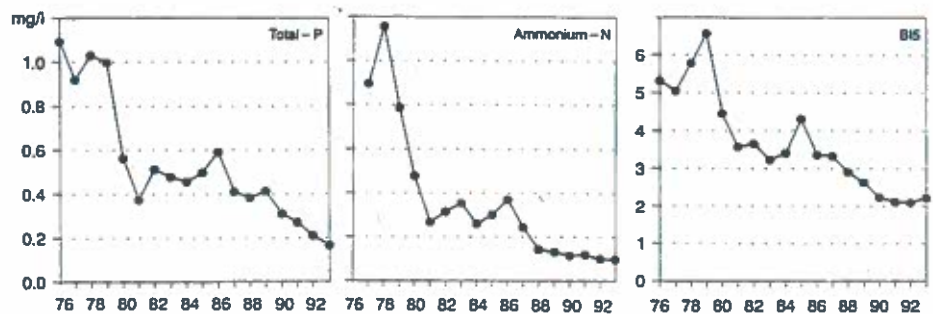
Figur 11.8 Udvikling i forureningsgrad i 20 større fynske vandløb i perioden 1984-93. I alt undersøgt 550 km vandløb.



Vandkvalitet

Den gennemsnitlige årlige udvikling i vandkvaliteten i 20 større fynske vandløb for perioden 1976 til 1993 er vist i figur 11.8. Der er i perioden sket en meget væsentlig forbedring i vandkvaliteten i de større fynske vandløb, idet vandløbenes indhold af både

Figur 11.9 Udvikling i vandkvaliteten i 20 større fynske vandløb i perioden 1976-93. Der er for hvert år vist gennemsnit af vandkvalitetsmålingerne i alle vandløb.



ammonium-N, total fosfor og iltforbrugende stoffer målt som BI₅ er faldet med 50-70% i perioden 1976 til 1993 (figur 11.9).

Rensningsforanstaltninger

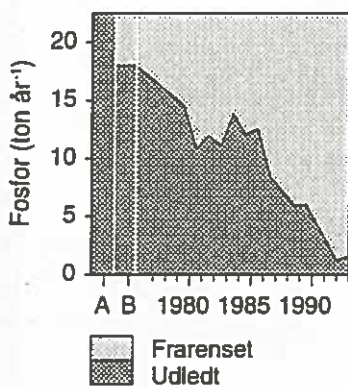
Forbedringerne i vandkvaliteten i de større fynske vandløb er først og fremmest et resultat af de fynske kommuners store investeringer i en forbedret rensning af byspildevandet siden 1970'erne. Overalt på Fyn er der sket en centralisering af rensningen af byspildevandet, således at mindre renseanlæg er blevet afskåret til få velfungerende centrale renseanlæg. Andre steder er byspildevandet blevet helt afskåret fra vandløbene og i stedet udledt til havet.

Forbedret biologisk vandkvalitet

Forbedringen af vandkvaliteten afspejler sig også biologisk. Andelen af strækninger i større vandløb med tilfredsstillende biologisk vandkvalitet (forureningsgrad I, I-II eller II efter saprobiesystemet) er øget fra ca. 33% til ca. 56% (figur 11.8). Samtidig er andelen med helt uacceptabel biologisk vandkvalitet (forureningsgrad III, III-IV eller IV) reduceret fra ca. 20% til ca. 5%. De målte forbedringer i den biologiske vandkvalitet afspejler primært det reducerede indhold af iltforbrugende stoffer i vandløb (figur 11.9). Kun i et af de 20 større fynske vandløb gennemgået ovenfor overskrider årsmiddelkoncentrationen af BI₅ i 1993 grænsen på 3 mg l⁻¹, som normalt skal opfyldes, såfremt den biologiske vandkvalitet skal være II eller bedre (Andersen og Jensen, 1981; Miljøstyrelsen, 1983).

Den biologiske vandkvalitet vist i figur 11.8 svarer ikke helt til den gode kemiske vandkvalitet. Det skyldes primært, at der i perioder er giftpåvirkninger, som følge af udledninger af sprøjtegifte til vandløb (Fyns amt, 1994 a).

11.6 Eksempler på effekter i vandløb af den forbedrede rensningsindsats



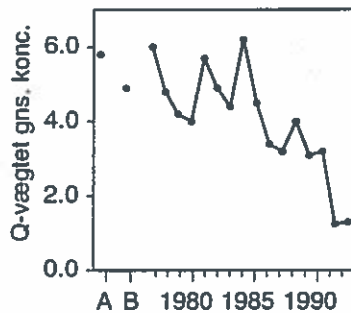
Figur 11.10 Udviklingen i fosforudledningen med spildevand til Lyngbygårds å (Århus Amt, 1994).

I dette afsnit gives eksempler på effekter i vandløb af rensningsindsatsen overfor udledninger af spildevand. Resultaterne baseres på den amtskommunale rapportering af et eller to vandløbseksempler. I det nedenstående er det valgt at vise eksempler ("case-stories") på udviklinger i vandkvaliteten i vandløb, som afvander oplande, hvor der er sket forbedrede rensningstiltag overfor henholdsvis byspildevand, dambrug og industrier. De valgte eksempler belyser således kun udviklingen i det enkelte vandløb med dets tilhørende opland og er derfor nødvendigvis ikke repræsentative for udviklingen i alle vandløb, små som store, i det pågældende amt eller i landet som helhed.

Effekter i vandløb fortrinsvis påvirket af udledninger af byspildevand

Lyngbygårds Å, der afvander et 135 km² opland i Århus amt, er et spildevandspåvirket vandløb, der modtager spildevand fra ca. 15.000 PE (Århus amt, 1994). I figur 11.10 er vist udviklingen i spildevandsrensningen igennem tiden. Situation A angiver den potentielt udledte fosformængde til Lyngbygårds Å, såfremt byspildevandet blev udledt urensset; og situation B angiver, hvor

meget der ville blive udledt ved mekanisk rensning af spildevandet. Fra midt i 1980'erne er fosforrensningen af spildevandet forbedret væsentligt, således at rensegraden for fosfor i dag er 93%.



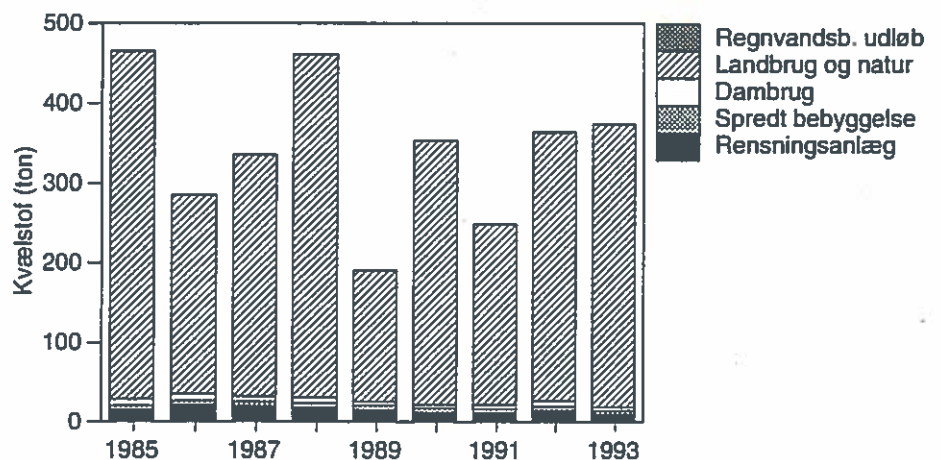
Figur 11.11 Transporten af fosfor i Lyngbygård's å opsplittet på forureningskilder i perioden 1978-93 (Århus Amt, 1994).

Forbedrede rensningsmetoder

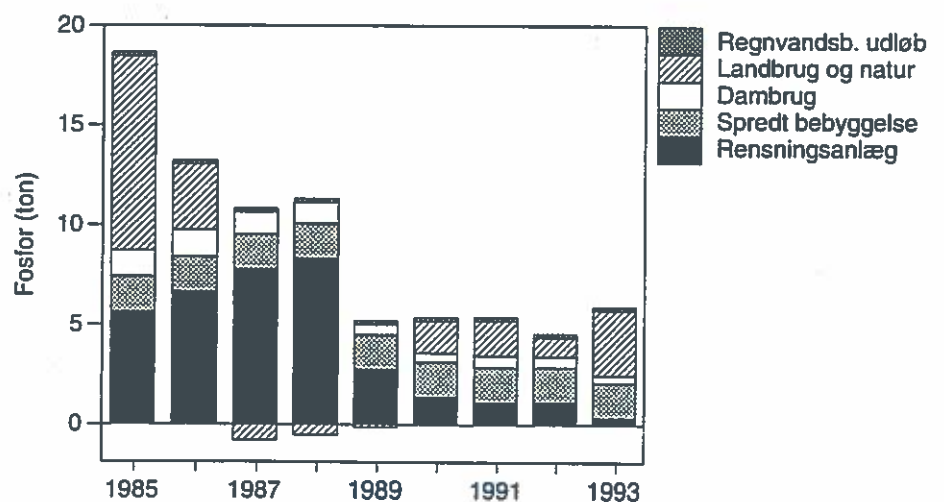
Den store rensningsindsats af byspildevandet har resulteret i en markant nedgang i fosfortransporten i Lyngbygård's Å, således at den i 1993 kun var omkring en femtedel af niveauet fra 1970'erne og frem til midten af 1980'erne (figur 11.11). Samtidig er den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor i Lyngbygård's Å faldet fra omkring 0,6 mg P l⁻¹ i en situation med kun mekanisk rensning af spildevandet til 0,13 mg P l⁻¹ i 1993.

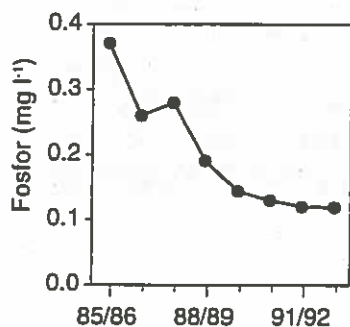
Hansted Å, der afvander et 136 km² opland i Vejle amt, er et vandløb påvirket af udledninger af spildevand fra hovedsageligt byer og i mindre grad fra dambrug (Vejle amt, 1994). I figur 11.12 og 11.13 er vist udviklingen i den totale udledning af kvælstof og fosfor til Hansted Å fra forskellige kilder i perioden 1985 til 1993. Det største fald i udledningerne af kvælstof og fosfor stammer fra den forbedrede rensning af byspildevandet, dels ved en introduktion af bedre rensningsmetoder, dels ved at mindre anlæg er lukket og afskåret til større anlæg med bedre rensning. Det mest markante fald ses i udledningerne af total fosfor, der er faldet med omkring 90% i perioden 1985 til 1993, fra et niveau på 7-9 tons før 1989 til 0,6 tons i 1993 (figur 11.12). Udledningerne af kvælstof er i samme periode faldet med omkring 50%, fra ca. 25 tons før 1989 til ca. 12 tons i 1993 (figur 11.13).

Figur 11.12 Transporten af kvælstof i Hansted å, opsplittet på forureningskilder i perioden 1985-93 (Vejle Amt, 1994).

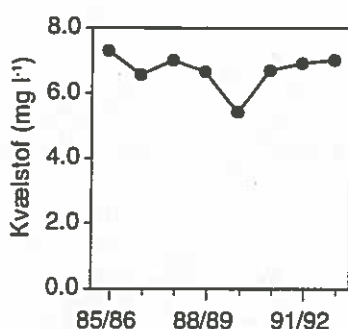


Figur 11.13 Transporten af fosfor i Hansted å, opsplittet på forureningskilder i perioden 1985-93 (Vejle Amt, 1994).





Figur 11.14 Tidsvægtet middel for fosforkoncentrationen i 8 hydrologiske år målt i Hansted å (Vejle Amt, 1994).



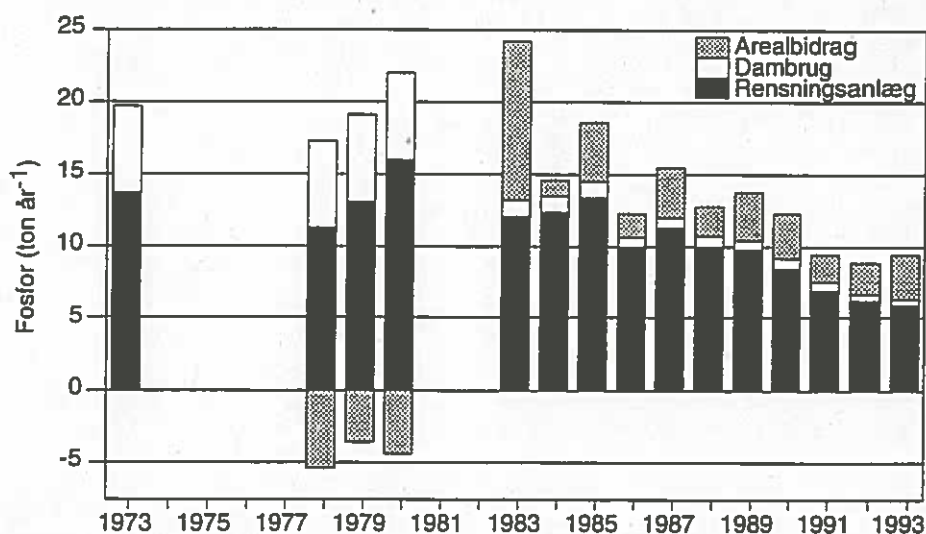
Figur 11.15 Tidsvægtet middel for kvælstofkoncentrationen i 8 hydrologiske år målt i Hansted å (Vejle Amt, 1994).

Problemerne med gennemførelse af kildeopsplitning er som omtalt i kapitel 6 tydelige i figur 11.13, idet der i 1987 og 1988 beregnes et negativt bidrag fra landbrugs- og naturarealer.

Årsmiddelkoncentrationen af total fosfor i Hansted Å er i perioden 1985 til 1993 faldet fra et niveau på ca. 0,37 mg P l⁻¹ i 1985 til ca. 0,12 mg P l⁻¹ i 1993 (figur 11.14). Det målte fald i fosforkoncentrationen i Hansted Å er en direkte effekt af den reducerede udledning af fosfor med spildevand. Den samme effekt kan ikke genfindes, når der fokuseres på koncentrationen af total kvælstof i Hansted Å (figur 11.15). Det skyldes, som vist i figur 11.12, at hovedkilden til kvælstof er landbruget. Den reducerede udledning af kvælstof fra rensningsanlæg og dambrug til Hansted Å i perioden 1985 til 1993 udgør således kun ca. 3% af den gennemsnitlige kvælstoftilførsel fra landbrugsarealerne.

To scenarier for henholdsvis fosfor- og kvælstofbelastningen af Hansted Å viser, at transporten af total fosfor i Hansted Å kan reduceres med yderligere omkring 10%, hvis alle udledninger fra rensningsanlæg og dambrug fjernes. For kvælstof vil en fjernelse af udledninger fra rensningsanlæg og dambrug kun betyde en nedsættelse af transporten i Hansted Å på 3-4%. Derimod vil en reduktion i kvælstofudledningerne fra landbruget betyde meget for kvælstoftransporten i Hansted Å.

Effekter i vandløb fortrinsvis påvirket af udledninger af dambrug
Vilestrup å i Nordjyllands amt afvander et opland på 125 km². Dyrkede arealer udgør op mod 82% og spildevandspotentialt er 5400 PE, men ialt 12 dambrug er den dominerende punktkildetype (Nordjyllands amt, 1994). Indtil 1983 var belastningen fra dambrug og rensningsanlæg i samme størrelsesorden, men i 1983 blev 80% af udledningen fra rensningsanlæg afledt direkte til Mariager Fjord. Belastningen med fosfor og kvælstof fra rensningsanlæg er herefter yderligere reduceret med henholdsvis 60% og 40% i perioden fra 1983-93, hvilket dog ikke har væsentlig betydning for den totale belastning, der nu fuldstændig domineres af dambrug (figur 11.16).



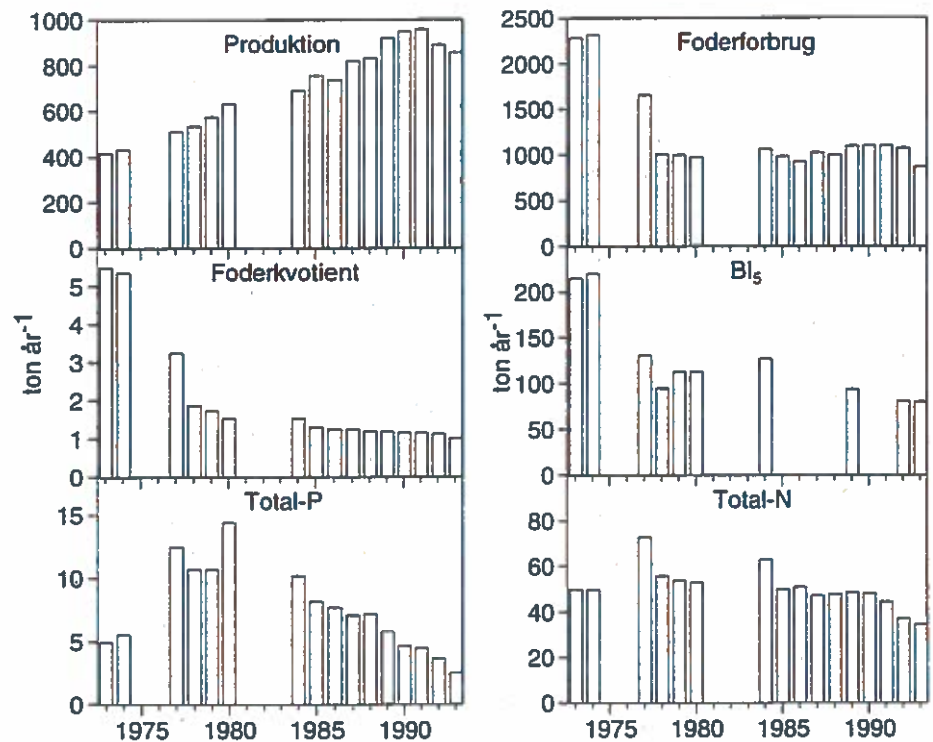
Figur 11.16 Transporten af fosfor i Vilestrup å opsplittet på forureningskilder i 1973-93 (Nordjyllands Amt, 1994).

Ændring af foder

Belastningen fra dambrug er meget afhængig af fodertype og de bestemmelser der gennem perioden har været gældende for

dambrug. Der kan iagttages en halvering af foderkvotienten og BI_5 i 1978 forårsaget af forbudet mod vådfoder. Den samme foderomlægning giver derimod en betydelig forøgelse af fosforudledningen, der først igen falder efter indførelsen af fodertyper med mindre fosforindhold i 1984. Siden 1984 er fosforudledningen støt faldet med 50% (figur 11.17).

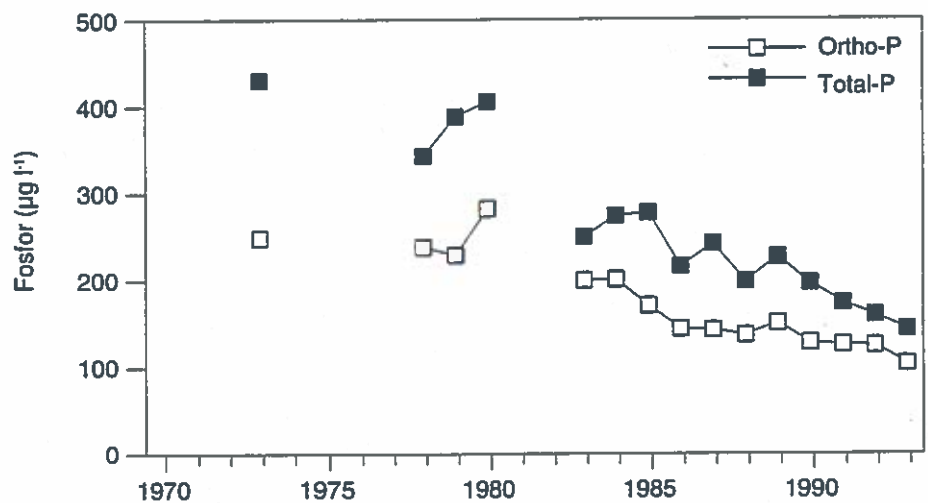
Figur 11.17 Nøgletal for dambrugere i Vilestrup å i perioden 1973-93 (Nordjyllands Amt, 1994).



Forbedret forureningsgrad omkring dambrugene

De nævnte ændringer i punktkildebelastningen viser sig i vandløbet ved en tilsvarende nedgang i målte koncentrationer af fosfor (figur 11.18). Tiltagene kan ikke spores i en generel forbedring af forureningsgraden, der i perioden 1980-93 har liget på II-III og II i Vilestrup å. Men omkring dambrugene er der dog sket en væsentlig forbedring af forureningsgraden fra III til II-III.

Figur 11.18 Årsmiddelkoncentrationen af fosforfraktionerne i Vilestrup å (1973-93) (Nordjyllands Amt, 1994).

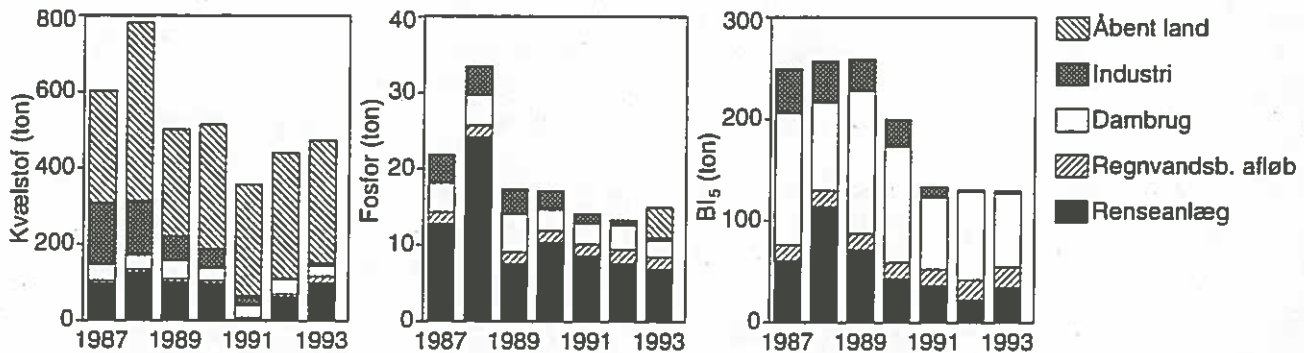


Scenarier viser, at belastningen med fosfor er reduceret med 75% i forhold til den potentielle belastning. Kravene i vandmiljøplanen er nået for spildevand, men foderforbruget er stadig for stort i henhold til dambrugsbekendtgørelsen. En total fjernelse af alle

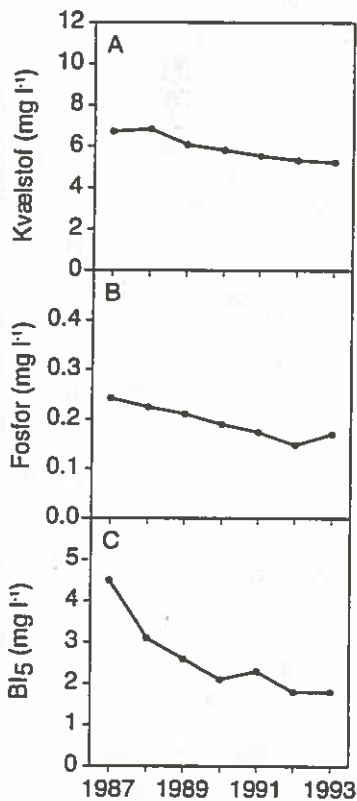
punktkilder vil yderligere kunne reducere belastningen med 40%. For kvælstof har tiltagene for punktkilderne ikke ført til nogen væsentlig reduktion i forhold til den potentielle belastning. En total fjernelse af punktkilderne vil kun føre til endnu en ubetydelig reduktion. Kravene i vandmiljøplanen kan kun opnås ved en væsentlig reduktion i landbrugsbidraget.

Belastningskilder i oplandet

Effekter i vandløb fortrinsvis påvirket af udledninger fra industri
Grindsted Å i Ribe amt afvander et opland på 193 km². Indenfor oplandet findes flere større punktkilder: 5 rensningsanlæg, 4 dambrug og en stor industri. Rensningsanlægene er fra 1987 til 1993 forbedret, men ikke egentligt udbygget (figur 11.19). Etablering af bundfældningsanlæg og mikrosigter har omtrentlig halveret belastningen fra dambrugene.



Figur 11.19 Transporten af kvælstof, fosfor og BI₅ i Grindsted å, opsplittet på forureningskilder i perioden 1987-93 (Ribe Amt, 1994).



Figur 11.20 Vandføringsvægtet middelmiddelt koncentration for kvælstof, fosfor og BI₅ i Grindsted å i perioden 1987-93 (Ribe Amt, 1994).

I industrien er der etableret flere forureningsbegrænsende foranstaltninger, hvilket giver sig udslag i at kvælstofbelastningen, der i 1987 udgjorde 25% af den målte transport, er reduceret fra 163 tons i 1989 til 0,9 tons i 1993 (figur 11.19a). Faldet i kvælstofudledningen fra industrien afspejler sig tydeligt i både vandløbets kvælstoftransport og koncentration (figur 11.20a).

Fosfor udledningerne fra rensningsanlæg er reduceret med ca. 5 tons, udledningen fra industri med ca. 3 tons og udledningen fra dambrug med ca. 2 tons. Den faldende fosforudledning afspejler sig også i fosforkoncentrationen i vandløbet, der igennem perioden er faldet fra 0,243 mg P l⁻¹ til 0,17 mg P l⁻¹ (figur 11.20b). I den forbindelse skal det nævnes at transporten af total fosfor i Grindsted Å muligvis er underestimeret, idet fosforbidraget fra det åbne land er negativt i alle år, bortset fra 1987 og 1993 (figur 11.19b).

Udledningen af organisk iltforbrugende stof (BI₅) er omtrent halveret fra 1987 til 1993 fra 250 tons til 130 tons (figur 11.19c). Faldet er især sket fra 1987 og skyldes, at både udledningen fra rensningsanlæg, industri og dambrug er reduceret. Tilsvarende falder koncentrationen af BI₅ i Grindsted Å fra 4,5 mg l⁻¹ i 1987 til 1,8 mg l⁻¹ i 1993 (figur 11.20c). Det betydelige fald i årsmiddelmiddelt koncentrationen af BI₅ i Grindsted Å har ikke resulteret i en forbedring i den biologiske vandkvalitet, der målt som forureningsgrad udtrykt ved DFI, konstant har været II-III gennem hele perioden. Den manglende udvikling skyldes formentlig, at også andre

forhold har betydning for tilstanden, især de fysiske forhold, som i de fleste danske vandløb er ringe pga. udretninger af vandløb og vandløbsvedligeholdelsen.

I et scenarie, hvor alle udledninger fra punktkilder i oplandet til Grindsted Å bliver fjernet, vil årsmiddelkoncentrationen af kvælstof falde fra ca. 5,2 til 3,7 mg N l⁻¹, mens fosforkoncentrationen ville falde fra 0,17 mg P l⁻¹ til ca. 0,067 mg P l⁻¹ (Ribe amt, 1994).

11.7 Udvikling i belastningen af 1. ordens marine kystafsnit i 1989-93

Opdeling af de ni farvandsområder i tre grupper

Udviklingen i stofbelastningen til marine kystafsnit belyses ved at beskrive udviklingen i den totale stofbelastning fra Danmark til havet (inklusive direkte punktkildeudledninger) i perioden 1989-93. Dette emne belyses endvidere for 1. ordens marine kystafsnit, der for overskuelighedens skyld er grupperet i tre grupper:

Område 1: Nordsøen og Skagerrak (farvandsområde 1 og 2)

Område 2: Kattegat (farvandsområde 3)

Område 3: Farvandsområderne 4 til og med 9.

Farvandsområderne fremgår af figur 10.1 og tabel 3.1.

Efterfølgende behandles en række udvalgte eksempler fra amtskommunale rapporter.

Opgørelsesmetode

Belastningen fra landjorden i Danmark til de marine kystafsnit inklusive de direkte punktkildeudledninger er opgjort som middel for perioden 1981-88 og for hver af de fem overvågningsår i figur 11.21. Opgørelsen bygger på sammenstillinger fra Miljøstyrelsen (1988, 1990, 1992 og 1993b) samt tidligere amtskommunale indberetninger til Danmarks Miljøundersøgelser på kildeopsplitningsskemaer til de marine kystafsnit. Der er taget højde for, at fosforindholdet i PE i perioden er faldet fra 1,5 kg PE år⁻¹ til 1,0 kg PE år⁻¹ i 1992 og 1993 (Miljøstyrelsen, 1994). Det skal understreges at tallet for perioden 1981-88 er en gennemsnitsværdi, og den er meget mere usikkert opgjort end de tilsvarende værdier for overvågningsårene.

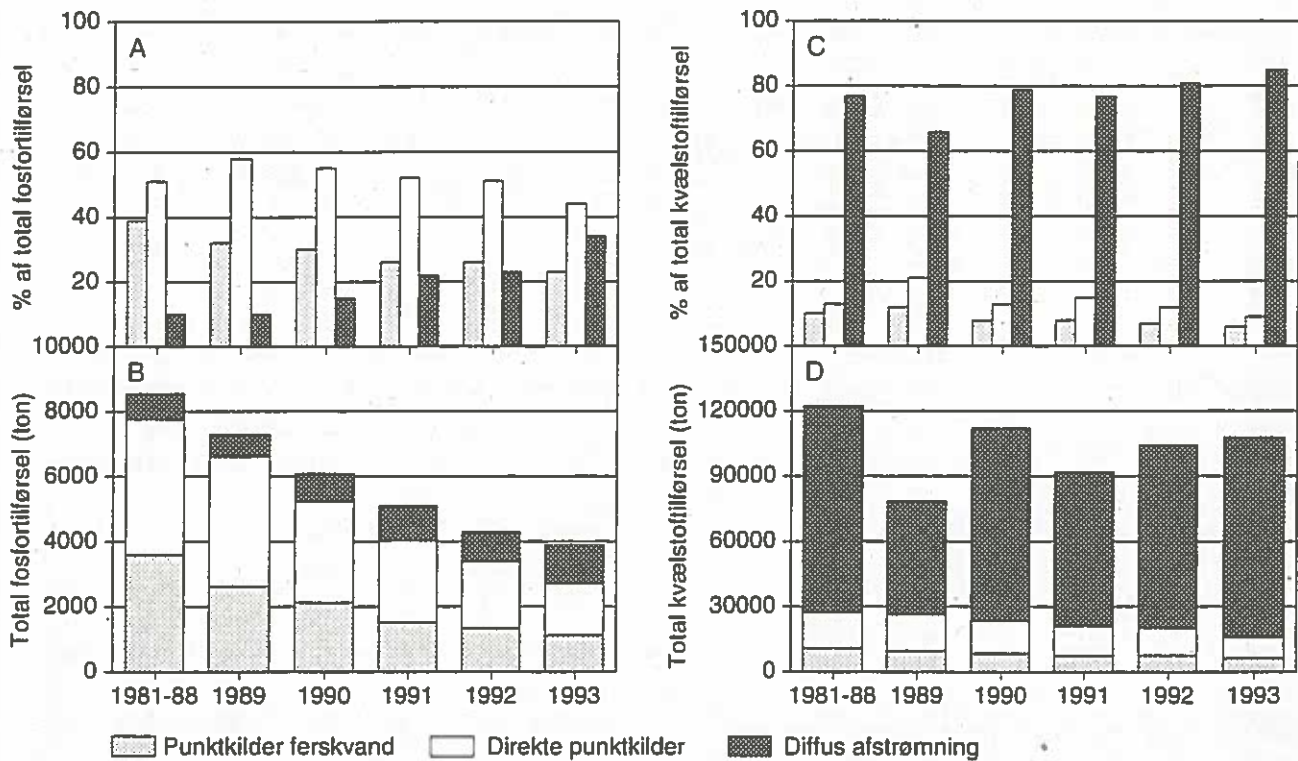
Opdeling af den total belastning til marine kystafsnit

Den totale belastning er opdelt i tre dele:

- 1) punktkildebelastning til ferskvand, dvs. summen af spildevand fra renseanlæg, industri, regnvandsbetingede udløb samt dambrug
- 2) direkte punktkildeudledninger til de marine kystafsnit, hvor også spredt bebyggelse indgår i punktkildebidraget (dvs. alt spildevand er medtaget)
- 3) den diffuse belastning, dvs. bidrag fra dyrkede arealer (landbrug), baggrundsbidrag og fra spredt bebyggelse.

Betydning af den diffuse afstrømning

Summen af 1, 2 og 3 udgør den totale belastning til de marine kystafsnit. Den diffuse fosforafstrømningsandel af den totale belastning er steget fra 10 til knap 35% fra 80'erne til 1993 (figur 11.21A), medens der tilsvarende for kvælstof kun har været en



Figur 11.21 Den totale belastning af de marine kystafsnit med fosfor og kvælstof (B og D) og de tre gruppers procentuelle andel af den totale belastning (A og C), opdelt i punktkilder til ferskvand (eksklusiv spredt bebyggelse), direkte punktkilder til marine kystafsnit (inklusive punktkilder) og diffus afstrømning (inklusive spredt bebyggelse).

svag stigende andel fra godt 75% til 85% i 1993 (figur 11.21C). Den diffuse kvælstofafstrømning er mere afhængig af de afstrømningsmæssige forhold i de enkelte år end den diffuse afstrømning af fosfor og udgjorde kun 66% af den totale kvælstofbelastning i det tørre år 1989.

Markant fald i fosforbelastning

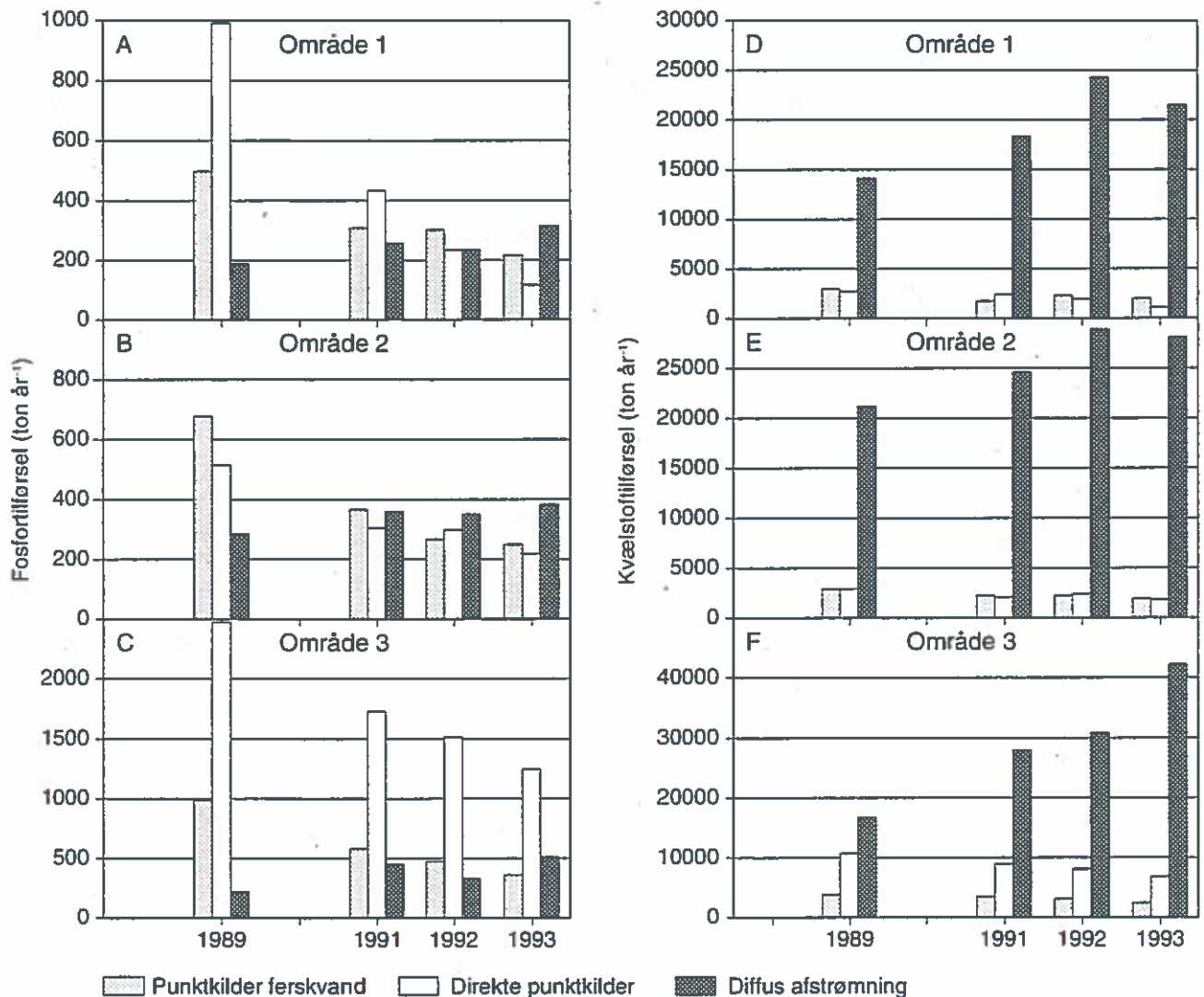
Der har været et markant fald i den totale belastning med fosfor til de marine kystafsnit fra cirka 8.200 ton P i 1980'erne til 4.000 ton P i 1992, dvs. en halvering (figur 11.21). I denne periode har den diffuse afstrømning af fosfor varieret fra cirka 700 ton P i 1989 til over 1.200 ton P i 1993. Fra 1989 til 1993 er punktkildebelastningen til ferskvand (inklusive spredt bebyggelse) plus den direkte punktkildebelastning til marine kystafsnit faldet fra 6.600 ton P til 3.500 ton P. De direkte punktkildeudledninger er fra 1989 til 1993 blevet mere end halveret (fra 4.000 ton P til 1.600 ton P), det vil sige at den største renseseffekt er foretaget på disse. Reduktionsmålet på 80% for fosfor er således godt på vej til at blive opfyldt på nationalt plan, når alle rensesforanstaltninger overfor punktkilder er gennemført.

Diffus fosforbelastning ikke faldet

Den diffuse fosforbelastning er ikke faldet og dens reelle andel af den totale fosforbelastning skal øges, idet der sker en retention af fosfor i søer. I vandløb er der endvidere problemer vedrørende underestimering af fosfortransporten (f.eks Jensen et al., 1994 og Svendsen & Kronvang, 1994 og kapitel 6 i denne rapport). Af det diffuse bidrag er spredt bebyggelses belastningsandel faldet fra 460 ton P i 1989 til 300 ton i 1993. Tilsvarende påvirker retention også andelen af den diffuse kvælstofafstrømning af den totale kvælstoftilførsel til marine kystafsnit.

Udvikling i kvælstofbelastningen af marine kystafsnit

Den totale kvælstofbelastning af de marine kystafsnit (figur 11.21D) er faldet fra cirka 123.000 ton N i 80'erne til 108.000 ton N i 1993, et fald der ikke skal overfortolkes grundet den diffuse kvælstofafstrømning tætte afhængighed af ferskvandsafstrømningens størrelse. Der har været en markeret reduktion i udledning fra de direkte punktkilder fra 16.300 ton N til 9.700 ton N i 1993 og af punktkildebelastning til ferskvand fra 11.300 ton N til 6.400 ton N. Der har især fra 1992 til 1993 været tale om en markant reduceret udledning fra punktkilder, som udgør hovedparten af kvælstofafstrømningen (>80%). Da den diffuse kvælstofafstrømning ikke er reduceret i løbet af perioden, vil selv en total fjernelse af samtlige punktkilder ikke kunne sikre at målsætningen i Vandmiljøplanen om en 50%'s reduktion af kvælstofbelastningen nås.



Figur 11.22 Punktkilder til ferskvand (eksklusive spredt bebyggelse), punktkilder direkte til havet (inklusive spredt bebyggelse) og den diffuse afstrømnings andel af den totale belastning til havet opgjort for fosfor (A-C) og kvælstof (D-F) for farvandsområde 1 og 2 (kaldet område 1), farvandsområde 3 (kaldet område 2) og farvandsområde 4-9 (kaldet område 3).

Beskrivelse af oplandet til område 1, 2 og 3

Der er foretaget en tilsvarende gennemgang på de ni 1. ordens marine kystafsnit som er gennemgået ovenfor (figur 11.22A-F og tabel 11.3-5), hvor de ni 1. ordens kystafsnit er grupperet i 3. Oplandsarealet for område 1, 2 og 3 er henholdsvis 11907 km², 15829 km² og 15284 km². Oplandet til område 1 er overvejende sandet

og dækker den mest nedbørs- og dermed afstrømningsrige del af landet (tabel 11.3). Oplandet til område 2 er en blanding af sande og lerede jorde men med overvægt af lerjorde. Område 2 er tættere befolket end område 1 og har i gennemsnit en nedbør tæt på gennemsnittet for Danmark. Område 3 dækker det østlige Danmark, hvor der generelt falder de mindste nedbørsmængder, og det består af overvejende lerede jorde og har en høj befolkningstæthed.

Tabel 11.3 Ferskvandsafstrømningen fordelt på område 1 (farvandsområde 1 og 2), område 2 (farvandsområde 3) og område 3 (farvandsområde 4-9) og for hele landet samt de tre områders procentuelle andel af den totale ferskvandsafstrømning i perioden 1989-93.

År	Total afstrømning 10 ⁶ m ³				Andel af total afstrømningen (%)		
	omr. 1	omr. 2	omr. 3	Danmark	omr. 1	omr. 2	omr. 3
1989	4336	4272	2421	11029	39	39	22
1990	5337	5143	3607	14087	38	37	25
1991	4582	4528	3643	12703	36	36	28
1992	4851	4493	3287	12631	38	36	26
1993	4875	4559	4535	13969	35	33	32

Tabel 11.4 Udledningen af fosfor fra punktkilder til ferskvand (eksklusiv spredt bebyggelse), fra direkte punktkilder til havet (incl. spredt bebyggelse) og fra den diffuse afstrømning, som summeret giver den total belastning af de marine kystafsnit. Opgørelsen er foretaget for de ni 1.ordens kystafsnit, der er puljet i tre områder: om1 (farvandsområde 1 og 2), om2 (farvandsområde 3) og om3 (farvandsområde 4-9), som beskrevet i afsnit 11.7 samt for hele landet. Vandafstrømning findes i tabel 11.3.

År	Punktkilder Ferskvand fosfor (ton)				Punktkilder direkte fosfor (ton)				Diffus afstrømning fosfor (ton)				Total belastning fosfor (ton)			
	om1	om2	om3	DK	om1	om2	om3	DK	om1	om2	om3	DK	om1	om2	om3	DK
1989	500	680	990	2170	990	510	2470	3970	190	180	220	690	1680	1470	3680	6830
1990				1700				3100				870				5670
1991	310	370	580	1260	440	310	1750	2500	260	360	450	1070	1010	1040	2780	4830
1992	300	270	480	1050	230	300	1520	2050	230	350	330	980	760	920	2330	4010
1993	220	250	360	830	110	220	1250	1580	320	380	510	1210	650	850	2120	3620

Tabel 11.5 Udledningen af kvælstof fra punktkilder til ferskvand (eksklusiv spredt bebyggelse), fra direkte punktkilder til havet og fra den diffuse afstrømning, som summeret giver den total belastning af de marine kystafsnit. Opgørelsen er foretaget for de ni 1.ordens kystafsnit, der er puljet i tre områder: om1 (farvandsområde 1 og 2), om2 (farvandsområde 3) og om3 (farvandsområde 4-9), som beskrevet i afsnit 11.7 samt for hele landet. Vandafstrømningen findes i tabel 11.3.

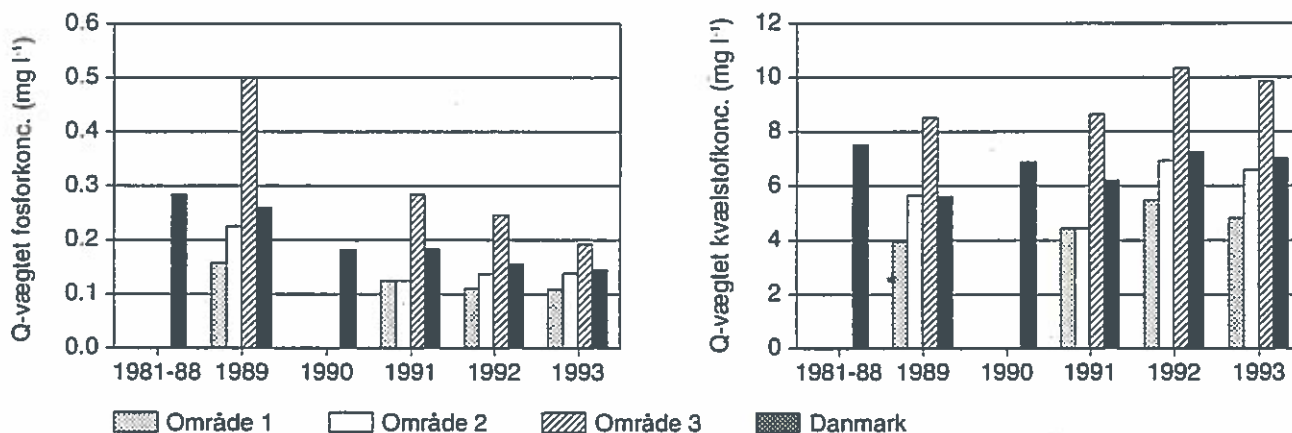
År	Punktkilder Ferskvand fosfor (ton)				Punktkilder direkte fosfor (ton)				Diffus afstrømning fosfor (ton)				Total belastning fosfor (ton)			
	om1	om2	om3	DK	om1	om2	om3	DK	om1	om2	om3	DK	om1	om2	om3	DK
1989	2950	2930	3820	9700	2710	2950	11000	16660	14200	21200	16800	52200	19870	27080	31620	78600
1990				8500				14900				88600				112000
1991	1740	2270	3450	7460	2400	2050	9050	13500	18400	24600	28000	71000	22540	28920	40500	92000
1992	2230	2230	3080	7580	1950	2420	8100	12470	24400	28900	30900	84200	28620	33550	42080	104300
1993	1980	1910	2420	6310	1070	1830	6770	9670	21500	28100	42300	91900	24550	31840	51490	107800

Stor renseindsats af fosfor fra punktkilder

Grundet manglende datagrundlag er opgørelsen for område 1-3 ikke gennemført for 1990. For de tre opgørelsesår stiger både den diffuse fosfor- og kvælstofafstrømning i alle tre områder (figur 11.21). Det er karakteristisk, at for område 3 med den høje befolkningstæthed udgør de direkte punktkildeudledninger af fosfor og kvælstof de højeste andele af den totale belastning. Specielt vedrørende fosfor slår renseindsatsen overfor punktkilder (både til ferskvand og de direkte) tydeligt igennem (figur 11.22 og tabel 11.4). Den procentuelle reduktion i punktkildebekæmpelsen vedrørende fosfor og kvælstof i de tre områder varierer meget (tabel 11.4 og 11.5), og understreger, at der kan have været en væsentlig renseindsats allerede før 1989, hvilket bekræftes af *Fyns Amt (1994a)* jvf. figur 11.1 og *Århus Amt (1994)*. Den mest markante reduktion i spildevandsbelastningen forekommer i område 1, hvor de direkte udledninger af fosfor er reduceret fra 991 ton P til 115 tons P på blot 4 år (1989-93).

Høje vandføringsvægtede koncentrationer i afstrømningen via vandløb til marine kystafsnit

På trods af renseindsatsen er de direkte fosforudledningerne i område 3 i 1992 cirka 5 gange større end i område 1 og 2, der har oplande, der er mindre eller af samme størrelsesorden som område 3. Den høje belastning fra punktkilder kombineret med en lavere afstrømning medfører, at de vandføringsvægtede koncentrationer (beregnet som den årlige tilførsel af henholdsvis kvælstof og fosfor via vandløb til områdets marine kystafsnit divideret med den tilhørende årsferskvandsafstrømning) er betydelig højere i område 3 end i område 1 og 2 (figur 11.23). Den vandføringsvægtede fosforkoncentration har generelt været faldende fra 1989 til 1992 i alle tre områder, medens der ikke er sket et fald fra 1992 til 1993.



Figur 11.23 Vandføringsvægtede koncentrationer af fosfor (A) og kvælstof (B) opgjort for område 1 (farvandsområde 1 og 2), 2 (farvandsområde 3) og 3 (farvandsområde 4-9) og for hele landet på årsbasis. Punktkildernes andel af belastningen og dermed af koncentrationerne fremgår af figur 11.21.

Effekt af fjernelse af punktkilder

Til gengæld er den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i samme periode steget, og for de tre områder er der ikke sket nogen reduktion i den vandføringsvægtede koncentration i forhold til midten af 1980'erne. En fjernelse af punktkilderne til ferskvand vil maksimalt kunne reducere den vandføringsvægtede N-koncentration på landsbasis med 10%. Den tilsvarende vandføringsvægtede fosforkoncentration, der allerede er halveret i forhold til et gennemsnit for 1980'erne (til nu cirka 150 μ g l⁻¹), kan til gengæld ved en total afskæring af punktkilder til fersk-

vand reduceres væsentlig, idet ferskvandspunktkilderne udgør knap 50% af belastningen af ferskvand med fosfor. Afskæres al udledning fra spredt bebyggelse, vil fosforbelastningen til ferskvand på sigt kunne reduceres med op til 20% i forhold til 1992-1993 niveauet.

Diffus belastning har næppe ændret sig

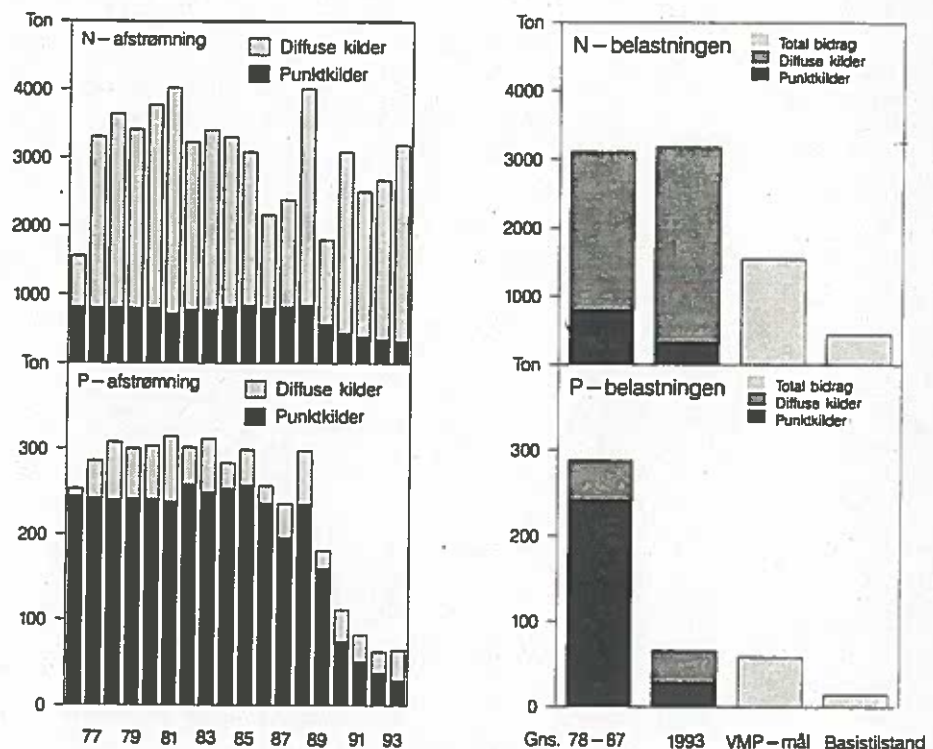
Sammenfattende kan der ikke for nogen af de behandlede områder påvises en nedsat diffus belastning (som inkluderer belastning fra spredt bebyggelse, der har været faldende fra 1989 til 1993) for hverken fosfor eller kvælstof, hvilket bekræftes af mange af de eksempler amtskommunerne har givet i forbindelse med fællestemaet (f.eks *Fyns Amt, 1994b, Nordjyllands Amt, 1994 og Sønderjyllands Amt, 1994*).

Markant reduktion i næringssaltbelastning til Odense Fjord

Odense Fjord -mærkbare effekter af reduceret punktkildebelastning

Oplandet til fjorden dækker cirka 33% af Fyn og via vandløb eller direkte udledninger tilledes rensed spildevand fra 13 renselanlæg, bl.a. tre store renselanlæg fra Odense (*Fyns Amt, 1994a*). En forbedret spildevandsrensning har reduceret punktkildeudledningerne (renseanlæg, regnvandsbetingede anlæg og industrielle udledere) for fosfor og kvælstof med henholdsvis 88% og 58% i perioden fra 1978-87 til 1993 (figur 11.24).

Figur 11.24 Årlig næringsstofsafstrømning til Odense Fjord. I punktkilderne indgår spildevand renselanlæg, industri og regnvandsbetingede udløb. Endvidere vises udledning af kvælstof og fosfor for perioden 1980-87, 1993, såfremt Vandmiljøplanen blev opfyldt samt den naturlige basistilstand. (*Fyns Amt, 1994a*).

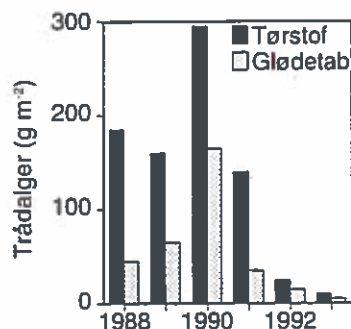
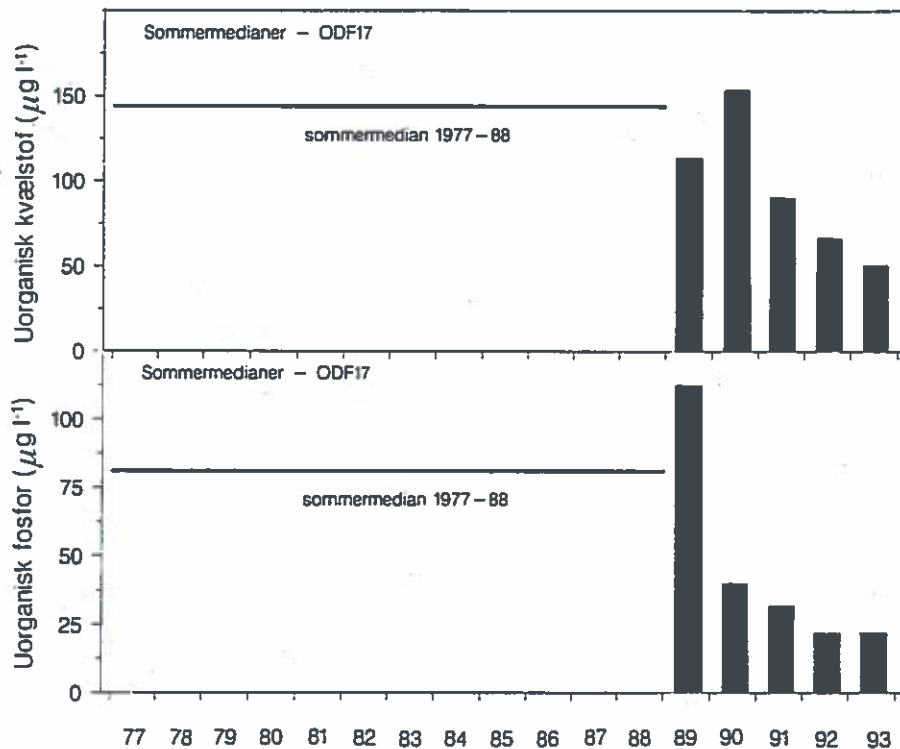


Reduktionen er for fosfors vedkommende tæt ved at opfylde Vandmiljøplanens målsætning medens der for kvælstof skal ske en halvering af 1993-belastningen, hvilket kun kan opnås ved en reduktion af den diffuse belastning (figur 11.24).

Sommerkoncentrationer af N og P halveret

I Odense Fjord har der således været en mærkbar reduktion af både fosfor og kvælstof belastningen, hvilket har givet sig udtryk i mere end en halvering i sommerkoncentrationer af uorganisk

Figur 11.25 Koncentrationsudvikling for sommerperioden (maj-september) ved station ODF17 i Odense Fjord (Fyns Amt, 1994a).

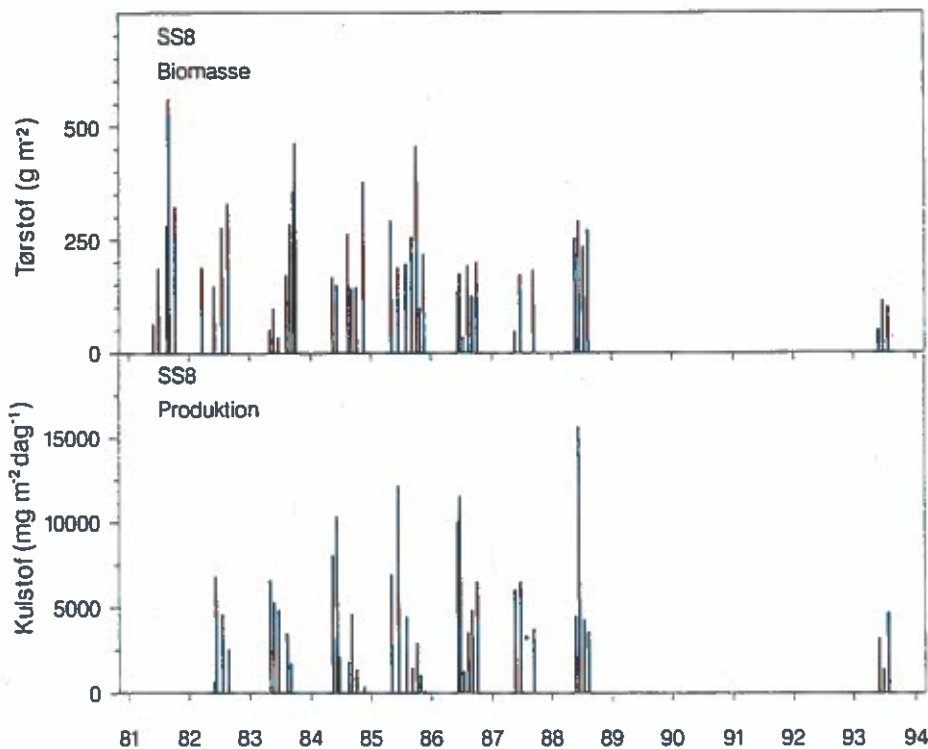


Figur 11.27 Biomasse af trådalger på station B i Odense Fjord (Fyns Amt, 1994a)

kvælstof og fosfor i vandfasen i Odense Fjord (figur 11.25). Til gengæld er der ikke sket nogen ændring i vinterkoncentrationerne af kvælstof i perioden 1977-93.

En effekt af den markant reducerede tilledning af næringsstoffer til Odense Fjord kan illustreres ved at betragte udvikling i søsalatens biomasse i den lavvandede del af Odense Fjord (figur 11.26) og udviklingen i biomassen af trådalger i den nordvestlige del af Odense Fjord (figur 11.27). Den nedsatte næringsstofftilledning har allerede reduceret masseforekomster af søsalat og trådalger og dermed forbedret levevilkår for bl.a bundfaunaen.

Figur 11.26 Biomasse af søsalat på station SS8 i Odense Fjord (Fyns Amt, 1994a)



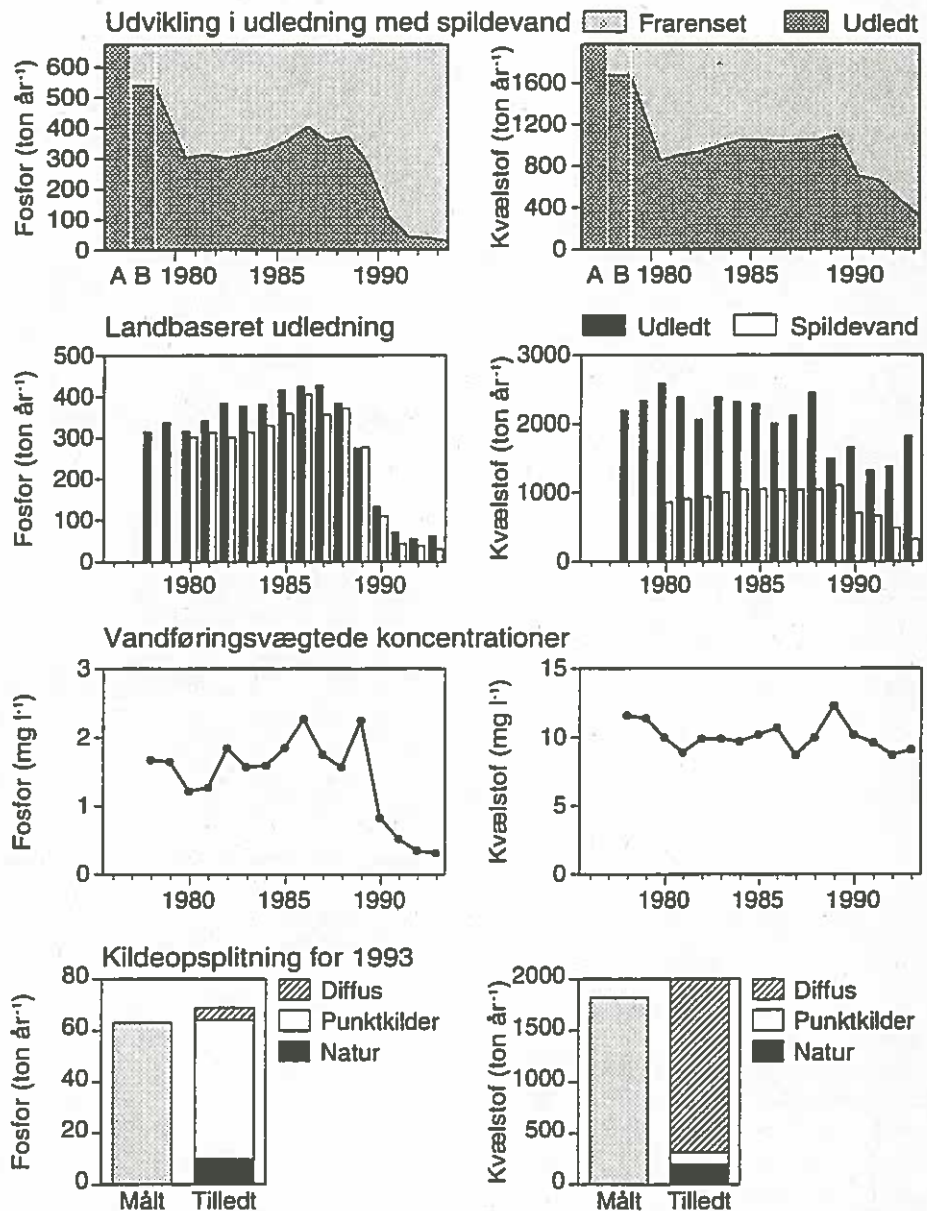
Fyns Amt forventer, at en yderligere reduktion i kvælstofbelastningen vil begrænse masseforekomsten af søsalat og trådalger til et lokalt problem, at mængden af havgræsser øges og bundfaunaens artdiversitet og biomasse også øges.

Historisk spildevandsudvikling

Århus Bugt -en god historie

Næringssalttilledningen til Århus Bugten blev reduceret markant allerede i slutning af 1970'erne, idet der blev introduceret biologisk rensning, jvf. figur 11.28 (Århus Amt, 1994). I 1980'erne var der ikke væsentlige ændringer i spildevandstilledningerne til Århus Bugten, men i 1989 og 1990 sker der en markant nedgang grundet næringsstoffsjernelse på det nye Marselisborg Rensningsanlæg. For den samlede spildevandsudledning var rensegraden for fosfor 95% og for kvælstof 84% i 1993. Fosforudledningen er bragt på et lavt, stabilt niveau, medens kvælstofudledningen fortsat reduceres (figur 11.28).

Figur 11.28 Tilledning til Århus Bugt af fosfor (figurer til venstre) og af kvælstof (figurer til højre). Øverste figur viser udledning med spildevand, urensset (A) og med kun mekanisk rensning (B), næstøverste landbaserede tilførsel og spildevandsudledning, den næstnederste de vandføringsvægtede koncentrationer og den nederste kildeopsplitningen for 1993. I forbindelse med kildeopsplitningen er den beregnede retention i Århus Å's opland lagt til transporten og bidrag fra spredt bebyggelse er beregnet ud fra 2 g PE døgn⁻¹ (Århus Amt, 1994).



Reduktion i indhold af fosfor i en PE

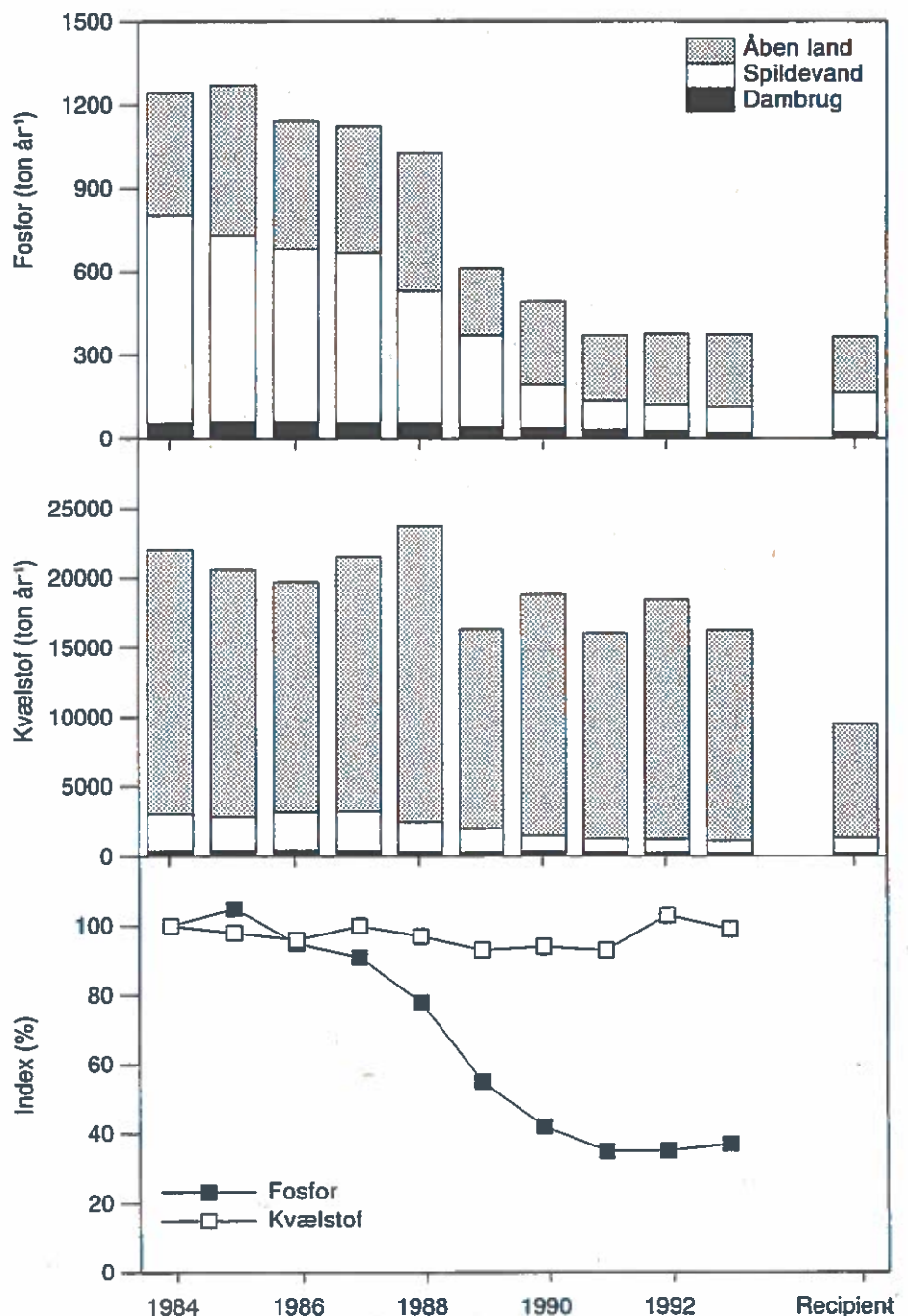
Trods den kraftige rensning for fosfor fra spildevand er denne stadig hovedkilde for fosfortilførslen, heraf udgør regnvands-

betingede udledninger 25%. Bidraget fra spredt bebyggelse har været faldende, blandt andet fordi der påviser en nedgang i indholdet af fosfor i 1 PE (Wiggers & Moldt, 1994, Miljøstyrelsen, 1994 og Århus Amt, 1994).

Ingen påviselig reduktion i kvælstoftransporten til fjorden

Limfjorden et opland med mange dambrug

Belastningen med kvælstof til Limfjorden var betydelig lavere i perioden 1989-93 end i 1980'erne. Dette skyldes alene afstrømningsforholdene, idet en analyse af kvælstoftransporten til Limfjorden efter afstrømningskorrektur viser en konstant tilførsel (Nordjyllands Amt, 1994). Dette er sket på trods af en reduktion i spildevandsbelastningen og belastningen fra dambrug (figur 11.29), men reduktionen drukner i bidraget fra det åbne land, som udgør 90% af transporten. Dambrugene mangler således kun 8,5% reduktion i forhold til belastningen i 1984 (Nordjyllands Amt, 1994).



Figur 11.29 Fosforbelastningen (øverst) og kvælstofbelastningen (i midten) af Limfjorden opdelt på kilder. Nederst er vist ændring i belastningen siden 1984 efter der er korrigeret for variationer i afstrømningen (Nordjyllands Amt, 1994)

Målsætningen om en 50% reduktion af kvælstofudledningen opnås kun ved en kraftig reduktion i bidraget fra det åbne land.

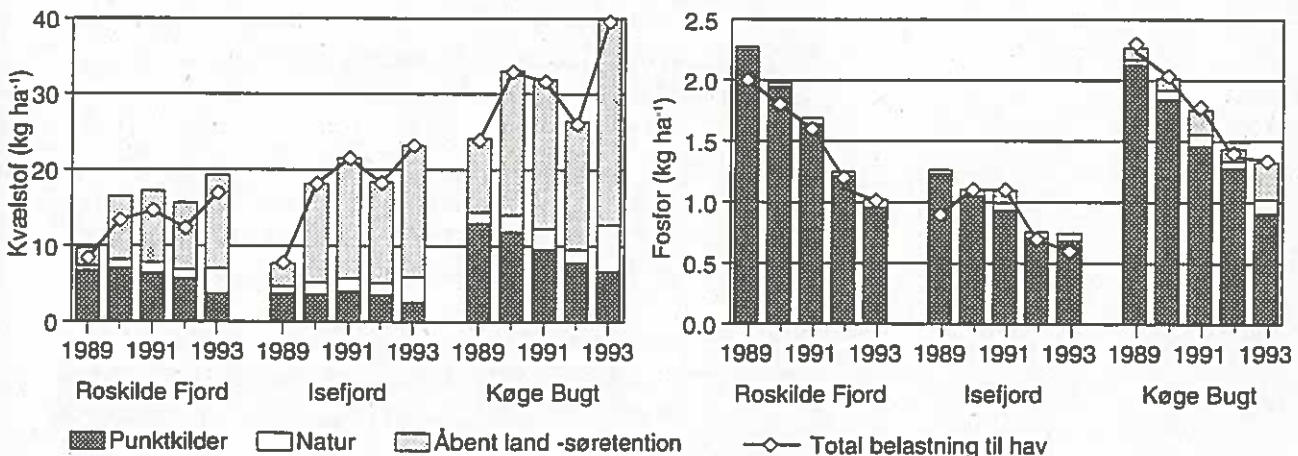
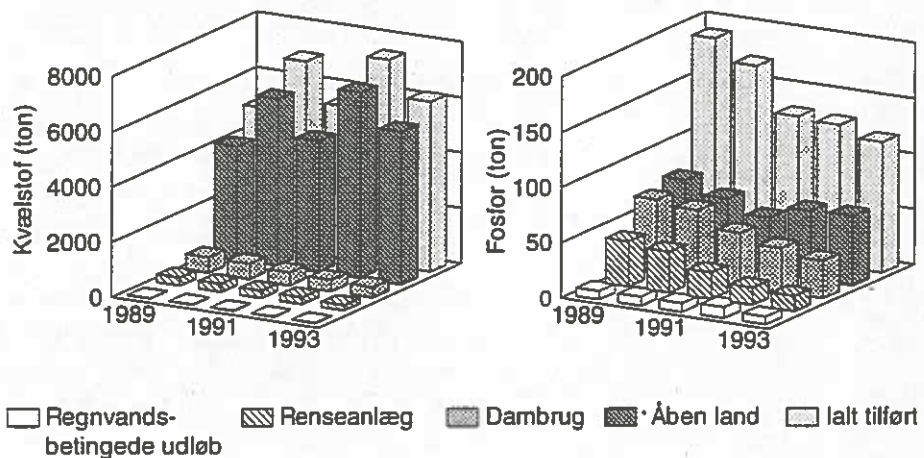
Markant nedgang i fosforudledningen

Siden 1984 er sket en 90% reduktion af fosforudledninger fra rensningsanlæg. Udledningerne har nået et konstant niveau i overensstemmelse med Vandmiljøplanens krav. Alt i alt er belastningen med fosfor faldet 65% siden 1984. Der mangler dog stadig en reduktion af bidraget fra åbent land på 20% før recipientkvalitetsplanens krav er opfyldt (Nordjyllands Amt, 1994).

Langt fra målsætning om 50% reduktion i N-udledning

Ringkjøbing Fjord, Roskilde Fjord, Isefjord og Køge Bugt
 Betragtes næringsstoffilledninger for ovennævnte fjorde (figur 11.30 og 11.31) fremkommer stort set samme generelle mønster som er beskrevet hidtil og derfor kan anvendes som en sammenfatning af afsnittet (Ringkjøbing Amt, 1994 og Roskilde Amt, 1994). Bidraget fra punktkilder er for fosfors vedkommende reduceret med 40-75%, mens reduktionen af kvælstofudledninger fra punktkilder er knap så høj (op til 50%). Den diffuse fosfor- og kvælstof-tilledning er til gengæld ikke faldet, når der korrigeres for afstrømningsvariationer. Mange steder er fosforudledningen fra punktkilder ved at nå et stabilt, lavt niveau, der dog stadig ligger lidt over Vandmiljøplanens målsætning, medens kvælstoftilledningen fra punktkilder fortsat falder. En stor del af renseindsatsen har i visse områder været foretaget allerede før Vandmiljøplanens ikrafttrædelse (Ringkjøbing Amt, 1994 og Roskilde Amt, 1994).

Figur 11.30 Udledte kvælstof- og fosformængder til Ringkjøbing Fjord fordelt på kilder (Ringkjøbing Amt, 1994).



Figur 11.31 Fosfortilførsel (øverst) og kvælstoftilførsel (nederst) til Roskilde Fjord, Isefjord, Køge Bugt udtrykt som arealbidrag i kg ha^{-1} fordelt på kilder (Roskilde Amt, 1994).

Da den diffuse belastning med kvælstof udgør 70-90% af den samlede kvælstofbelastning til marine kystafsnit kan målsætningen i Vandmiljøplanen på 50% reduktion kun opnås ved en reduktion af den diffuse belastning.

11.8 Konklusion

Tilstand, effekter og udvikling i punktkildebelastningen af de danske vandområder er dels analyseret på baggrund af landsdækkende data, dels under anvendelse af regionale eksempler og sidst ved brug af eksempler fra enkelte vandløb i amterne. I analysen er der hovedsageligt fokuseret på effekter af den samlede punktkildebelastning af vandmiljøet. Men også i enkeltvandløb er der givet eksempler på betydningen af den forbedrede rensning af spildevand fra byer, industri og dambrug.

- Forbedringer i spildevandsrensningen, allerede fra slutningen af 1970'erne, har betydet et fald i årsmiddelkoncentrationen af total fosfor i punktkildebelastede vandløb på 67% fra en udgangskoncentration på 0,51 mg P l⁻¹ til 0,14 mg P l⁻¹ i 1993.
- Siden Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987 har fosforkoncentrationen været konstant faldende. I 1993 er der nået et koncentrationsniveau i de punktkildebelastede oplande som kun ligger lidt over koncentrationsniveauet i vandløb, som afvander dyrkede oplande uden punktkilder.
- I perioden 1989 til 1993 er der sket en samlet reduktion i punktkildebelastningen af vandmiljøet med fosfor fra omkring 6.100 tons i 1989 til 2.400 tons i 1993. Punktkildebelastningens andel af den samlede fosfortilførsel til marine kystafsnit er i samme periode faldet fra 90% til 66%.
- Ved en total fjernelse af hele spildevandsbelastningen vil der kunne forventes opnået en vandføringsvægtet koncentration af total fosfor på omkring 0,09 mg P l⁻¹ i større jyske vandløb og 0,12 mg P l⁻¹ i vandløb på Øerne.
- Siden Vandmiljøplanens vedtagelse er der sket en reduktion i fosforudledningen fra større punktkilder på omkring 60%. Vandmiljøplanens målsætning omkring reduktion af fosforudledningen fra punktkilder er derfor tæt på at være opfyldt.
- I perioden 1989 til 1993 er der sket en samlet reduktion i punktkildebelastningen af vandmiljøet med kvælstof fra omkring 26.400 tons til 16.000 tons.
- Den diffuse kvælstoftilførsel til vandmiljøet udgør langt den største kilde (70-90%). Effekten i vandmiljøet af den præcis reducerede kvælstofudledning fra punktkilder generelt lille.

- En nedgang i punktkildebelastningen på ca. 40% har kun reduceret den samlede kvælstoftilførsel til marine kyst-afsnit i størrelsesordenen 10% i perioden 1989-93.
- En total fjernelse af kvælstofudledninger fra alle større punktkilder vil kun reducere kvælstoftilførslen til vandmiljøet med omkring 15%.
- Vandmiljøplanens målsætning for kvælstof kan kun opfyldes ved yderligere indgreb overfor den diffuse kvælstoftilførsel til vandmiljøet. Der er til og med 1993/94 ikke konstateret nogen reduktion i denne.
- En effekt i vandløb af den øgede rensningsindsats af spildevand er, at koncentrationen af "fri" ammoniak i danske vandløb generelt er faldet i perioden 1989 til 1993. I samme periode er hyppigheden af overskridelser af den vejledende grænseværdi for "fri" ammoniak også faldet.
- I de fleste danske vandløb er der, som følge af den øgede rensningsindsats overfor punktkilder, siden 1970'erne sket et stort fald i koncentrationen af iltforbrugende organisk stof (BI₅). I 20 større fynske vandløb er der siden midten af 1970'erne konstateret et fald i koncentrationen af BI₅ fra 5 mg l⁻¹ til godt 2 mg l⁻¹ i 1993.
- Forbedringen i den kemiske vandkvalitet afspejler sig også i den biologiske vandløbskvalitet. Andelen af strækninger i større fynske vandløb med tilfredsstillende biologisk kvalitet er øget fra 33% til 56%, samtidig er andelen af vandløb med en uacceptabel biologisk kvalitet reduceret fra 20% til 5%.
- I mange af vore vandløb modsvares den forbedrede kemiske vandkvalitet, hvad angår BI₅, ikke af en tilsvarende forbedret biologisk kvalitet. Dette kan skyldes flere forhold, hvoraf giftpåvirkninger som følge af udledninger af pesticider til vandløb samt de dårlige fysiske forhold i mange vandløb formentlig er hovedårsagerne.



12 Konklusion

Status for opfyldelse af Vandmiljøplanens reduktionsmål for kvælstofbelastningen af overfladevand

Tilførslen af kvælstof til de danske marine kystafsnit via vandløb og direkte punktkildeudledninger var i 1993 107.800 tons, hvoraf tilførslen via vandløb alene udgjorde 98.200 tons. Hovedparten af kvælstoftilførslen til de danske vandløb stammer fra diffuse kilder, som i 1993 udgjorde 95%. Tilførslen af kvælstof fra landbrugsarealer til vandløb er den absolut dominerende kilde idet den i 1993 udgjorde 85% af den samlede kvælstoftilførsel til de marine kystafsnit, mod til sammenligning 81-83% i perioden 1990 til 1992. År til år forskellene i kvælstoftilførslen til de marine kystafsnit fra diffuse kilder skyldes hovedsageligt forskelle i nedbørs- og afstrømningsforhold mellem årene.

Landbrugets betydning som kvælstofkilde til vandmiljøet ses også af, at transporten af kvælstof i 1993, beregnet på baggrund af målinger i 66 vandløb i dyrkede oplande, er altså omkring 10 gange større ($18,5 \text{ kg N ha}^{-1}$), end transporten af kvælstof fra 9 vandløb i naturoplande ($1,7 \text{ kg N ha}^{-1}$).

I perioden 1987/88 til 1993/94 har der været store år til år forskelle i kvælstoftransporten i danske vandløb. En statistisk analyse af kvælstoftransporten i vandløb indenfor 6 forskellige landsdele, hvor der tages højde for år til år forskelle i vandafstrømningen viser, at der efter Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987 ikke kan påvises noget fald i kvælstofudvaskningen til vandløb fra landbrugsarealer.

Derimod er der på grund af den forbedrede rensningsindsats overfor spildevandsudledninger i perioden 1989 til 1993 sket et fald i udledningerne af kvælstof fra punktkilder til vandmiljøet på 38% (*Miljøstyrelsen, 1994*).

Mange af tiltagene i Vandmiljøplanen overfor landbrugets udvaskning af kvælstof til vandmiljøet er enten allerede gennemført eller stærkt på vej til at være opfyldt (*Andersen et al., 1994; Fyns amt, 1994*). I de seks landovervågningsoplande under Vandmiljøplanens overvågningsprogram er lovkravet til grønne marker opfyldt i 1993 idet de udgør 69% af arealet (*Andersen et al., 1994*). I de 6 landovervågningsoplande har 49% af ejendommene med mere en 31 dyreenheder over 9 måneders opbevaringskapacitet for husdyrgødning, 72% af ejendommene har en opbevaringskapacitet for husdyrgødning på mere end 6 måneder og forårs- og sommerudbringningen af husdyrgødning er steget fra 56% i 1990 til 69% i 1993 hvilket har medført en lille stigning i nyttevirkningen fra 32% til 36% (*Andersen et al., 1994*).

I de seks landovervågningsoplande er der fra 1990 til 1993 sket et fald i forbruget af handelsgødning på i gennemsnit 16 kg N ha^{-1} , der dog delvis modsvares af en samtidig stigning i forbruget af husdyrgødning på 19 kg N ha^{-1} . På grund af den større nyttevirkning af husdyrgødningen er den effektivt tildelte kvælstof

mængde samlet faldet med 6 kg N ha⁻¹. Det konstaterede fald i den effektivt tildelte kvælstofmængde er begrænset, når man sammenligner med den samlede tildeling, der som gennemsnit for perioden 1990/91 til 1992/93 var på 246 kg N ha⁻¹, idet tre sandede landovervågningsoplande og 209 kg N ha⁻¹ i de tre lerede landovervågningsoplande (Andesen *et al.*, 1994). Der er i 1993 konstateret en overgødskning i forhold til den økonomisk optimale mængde på 20-30% af arealet i landovervågningsoplandene.

I landovervågningsoplandene kan der i perioden 1989 til 1993 ikke konstateres ændringer i hverken udvaskning fra landbrugsjorden, eller i tilførslen til vandløb (tabel 12.1). Baseret på landsdækkende målinger i vandløb, der afvander henholdsvis sandede og lerede landbrugsarealer kan der heller ikke konstateres noget fald i kvælstoftransporten i perioden 1989 til 1993 (tabel 12.1).

Tabel 12.1: Udvasning af kvælstof fra rodzonen og kvælstoftransport i vandløb i fire år som gennemsnit for tre sandede og tre lerede landovervågningsoplande, samt i danske vandløb der afvander dyrkede henholdsvis sandede og lerede jorder.

	Udvasning fra rodzonen ¹		Tilførsel til vandløb ²⁺³			
	Sandjord (n=3)	Lerjord (n=3)	Sandjord (n=3)	Lerjord (n=3)	Sandjord (n=21)	Lerjord (n=18)
	kg N ha ⁻¹					
1989/90	76	48	14	28	16	22
1990/91	82	48	13	29	16	25
1991/92	93	48	12	23	16	20
1992/93	80	45	14	30	17	26

¹: Beregnet udvasning ved normal klima.

²: Venstre koldonne: Beregnet kvælstoftab fra dyrkede arealer ved gennemsnitsafstrømning i de fire år.

³: Højre kolonne: Beregnet afstrømningskorrigeret oplandstab af nitrat-kvælstof for danske vandløb.

Supplerende initiativer, der kan sikre opfyldelsen af Vandmiljøplanens reduktionsmål for landbrugets kvælstofudvasning er gennemført i Handlingsplan for Bæredygtigt Landbrug, som indeholder elementer som forbedret håndtering og udbringning af husdyrgødning. Ligeledes vil en generel nedsættelse af gødningsnormer og gennemførelse af miljøoptimerede sædskifter bl.a. anvendelse af afgrøder med størst mulig kvælstofoptagelse i vinterhalvåret kunne reducere kvælstofudvasningen.

En miljørigtig udnyttelse af braklægningen i landbruget i form af genskabelse af våde enge og vådområder i ådalene kan desuden være med til at begrænse tilførslen af kvælstof til vandløb. Undersøgelser af kvælstoffjernelsen i våde enge har vist, at de kan fjerne endog meget store mængder (Ambus og Hoffmann, 1990; Hoffmann *et al.*, 1993; Fyns amt, 1993; Kronvang *et al.*, 1994). Udnyttelsen af våde enge som "kvælstoffiltre" skal dog ske afbalan-

ceret, idet der nogle steder er risiko for øget udvaskning af fosfor, jern og sulfat. Desuden løser våde enge ikke problemet med forureningen af grundvandet.

Status for opfyldelse af Vandmiljøplanens reduktionsmål for fosforbelastningen af vandområderne

Tilførslen af fosfor til de danske marine kystafsnit via vandløb og direkte punktkildeudledninger var i 1993 3620 tons. Heraf stammer 67% fra punktkildeudledninger. I perioden 1989 til 1993 er den samlede udledning af fosfor til vandmiljøet faldet fra 6830 tons til 3620 tons, en reduktion på 47% over de 5 år. Faldet skyldes fortrinsvis en reduktion i punktkildeudledningerne af fosfor på 59% (Miljøstyrelsen, 1994).

De diffuse fosforkilders betydning varierer desuden fra år til år afhængig af nedbørs- og afstrømningsforholdene. De diffuse kilder til fosforbelastningen af vandmiljøet er procentvis steget i takt med nedgangen i udledningerne fra punktkilder fra at udgøre 10% i 1989 til 34% i 1993.

Det åbne lands betydning som fosforkilde til vandmiljøet ses også af, at transporten af fosfor i 1993, beregnet på baggrund af målinger i 66 vandløb i dyrkede oplande, var 4 gange større ($0,23 \text{ kg P ha}^{-1}$), end transporten af fosfor i 9 vandløb i naturoplande ($0,054 \text{ kg P ha}^{-1}$).

Oprettelsen af intensive målestationer i vandløb i 1993 med prøvetagning hver time året rundt har påvist, at der med den normale prøvetagningspraksis er sket en stor underestimering af fosfortransporten i vandløb. Baseret på intensive målinger i 8 vandløb i 1993 er der generelt konstateret en underestimering på 37% af den årlige fosfortransport. Det betyder at fosfortabet fra det åbne land hidtil har været undervurderet. Korrigeres det målte mediantab af fosfor fra de 66 dyrkede oplande med denne faktor fåes et mere korrekt fosfortab på $0,32 \text{ kg P ha}^{-1}$ fra det åbne land.

Fra slutningen af 1970'erne til 1993 er årsmiddelkoncentrationen af fosfor i punktkildebelastede vandløb generelt faldet med 73%, fra en mediankoncentration på $0,51 \text{ mg P l}^{-1}$ til $0,14 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1993. I spildevandsbelastede vandløb i Jylland og på Øerne er der alene i perioden 1989 til 1993 konstateret et fald i den vandføringsvægtede median koncentration af fosfor på henholdsvis 29% og 47%. Faldet i fosforkoncentrationen i de primært større vandløb kan alene forklares ved den forøgede rensningsindsats, specielt på rensningsanlæg.

Selvom Vandmiljøplanens målsætning om en 80% reduktion i udledningen af fosfor til vandmiljøet er på vej til at være opfyldt, så er fosforkoncentrationen i de fleste danske vandløb dog stadig for høj til at der kan opnåes en afgørende forbedring i miljøkvaliteten af vore mange søer. Hertil kommer at fosfortransporten især i mindre vandløb tidligere har været underestimeret. Den diffuse fosforbelastning af de åbne vandområder er derfor større end

hidtil antaget. Der er derfor stadig behov for at måle den "sande" fosfortransport i vandløb og konsekvenserne heraf for miljøkvaliteten. Der er desuden behov for at klarlægge de enkelte kilders betydning for den diffuse fosfortransport i vandløb (spredt bebyggelse, udvaskning, erosion) med det formål at kunne gennemføre tiltag til reduktion af dette bidrag.

Miljøkvaliteten i vandløb

I 1993 er der for første gang gennemført en måling af miljøtilstanden i vandløb baseret på en standardiseret og objektiv metode (Dansk Fauna Indeks). Resultaterne på landplan viser, at 36% af de 217 vandløb havde faunaklasse II eller bedre, mens 13% af stationerne havde faunaklasse III eller værre. Der var dog betydelige geografiske forskelle. På Øerne vest for Storebælt havde 29% af de 73 vandløbsstationer faunaklasse III eller værre, mens det kun gjaldt for 4% af de 27 stationer på Fyn og 5% af de 117 stationer i Jylland. De syv vandløb i udyrkede områder havde på nær et okkerbelastet vandløb faunaklasse II eller bedre. I de 47 fortrinsvis mindre vandløb i dyrkede områder havde 45% faunaklasse II eller bedre, mens 31% af de 148 fortrinsvis større punkt-kildebelastede vandløb havde faunaklasse II eller bedre.

Flere amtskommuner har analyseret udviklingen i forureningstilstanden i vandløb. Der er mange eksempler på at den store rensningsindsats, der er gennemført gennem 1980'erne har forbedret forureningstilstanden specielt i de større vandløb. Der er således påvist væsentlige reduktioner i udledningen af letomsætteligt organisk stof til vandløb, der via iltforbruget har været den væsentligste påvirkning af dyrelivet i vandløb. *Fyns amt (1994)* har dokumenteret at koncentrationen af BI_5 i de større fynske vandløb er faldet fra 5-6 mg l⁻¹ i slutningen af 1970'erne til omkring 2 mg l⁻¹ i 1993. I perioden 1984 til 1993 er andelen af større vandløb på Fyn med tilfredsstillende miljøkvalitet forøget fra 33% til 56%, mens andelen med utilfredsstillende miljøkvalitet er reduceret fra 20 til 5% (*Fyns amt, 1994*).

I mange vandløb er der dog ikke konstateret en forbedring i forureningstilstanden, der modsvarer den forbedrede vandkvalitet. Det skyldes hovedsageligt den dårlige fysiske tilstand i hovedparten af de danske vandløb, pga. tidligere tiders udretning, kanalisering og hårdhændet vedligeholdelse. En anden faktor er ulovlige udledninger af sprøjtegifte til vandløb. I 1993 var 13% af de større fynske vandløb således akut påvirket af sprøjtegifte (*Fyns amt, 1994*). I hvilket omfang denne forureningstrussel kan overføres til vandløb i andre regioner vides ikke.

Der er således stadig behov for tiltag, der kan forbedre den fysiske kvalitet af vandløbene, f.eks. gennem initiering af miljøvenlig vedligeholdelse og i visse tilfælde ved gennemførelse af egentlige vandløbsrestaureringer. Der er samtidig behov for at få afklaret, i hvor stort et omfang pesticider er en forureningstrussel i vore vandløb, og hvilken effekt de har på plante- og dyrelivet i vandløb.

I 1993 er der for første gang gennemført en overvågning af forekomsten af trådalger i vandløb. Resultaterne fra de ialt 101 bedømte vandløb viser, at der på 32% af vandløbsstrækningerne blev målt en maximal dækningsgrad på over 60%. Kun på 14% af stationerne blev der ikke fundet trådalger i hele vækstperioden. Trådalgeforekomsten er fundet at være både hyppigere og større i spildevandsbelastede vandløb end i vandløb, der afvander dyrkede oplande uden spildevandstilledninger. I vandløb i naturoplande er der generelt konstateret den mindste forekomst af trådalger. Der har ikke kunnet påvises direkte sammenhænge mellem koncentrationsniveauet af næringsstoffer og trådalgeforekomst i vandløb.



13 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993

Landstal for udledning af fosfor og kvælstof til vandmiljøet

Fosfor

Tilførslen af fosfor til marine områder er faldet markant. I 1989 var den samlede udledning ca. 6.800 t P år⁻¹ mod 3.600 t P år⁻¹ i 1993. I midten af 1980'erne var udledningerne ca. 8.200 t P/år. Faldet er især betinget af en bedre rensning af spildevandet.

Kvælstof

Kvælstoftransporten i vandløb er det enkelte år stærkt afhængig af vandafstrømningen. I 'våde' nedbørsrige år vil der derfor være en større transport i vandløbene og dermed en større kvælstoftilførsel til fjorde og marine områder. I det 'tørre' nedbørsfattige år 1989 var de samlede kvælstoftilførsler til marine områder således kun 79.000 t N år⁻¹ mod 108.000 t N år⁻¹ i 1993, hvor vandafstrømningen var tættere på et 'normalår'. Selv om udledningerne af kvælstof med spildevand er blevet mindsket med ca. 40% siden 1989, har dette kun haft mindre indflydelse på de samlede tilførsler af kvælstof til vandmiljøet, fordi disse tilførsler kun udgør en lille del af de samlede tilførsler (15% i 1993). Hovedparten af kvælstoftilførslen til vandmiljøet kan således stadig tilskrives dyrkningsbetingede udledninger, og der kan ikke, når der korrigeres for de klimatiske betingede variationer registreres nogen reduktion i kvælstofudledningerne til vandløb i perioden efter vedtagelsen af Vandmiljøplanen (1987-93).

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram omfatter undersøgelser af tilstand og påvirkende faktorer i en række større og mindre vandområder fra kilde til hav.

Kilder

Vandkvalitet i kilder

Vandkvaliteten i kilderne har generelt ikke ændret sig siden 1989. Hovedparten af de kilder, der ligger i naturarealer, har lave koncentrationer af nitrat (0.4-0.6 mg N l⁻¹), mens koncentrationerne i de dyrkningspåvirkede kilder generelt ligger en faktor 10 højere. Fosforkoncentrationerne i kilder i oplande med opdyrkning af jorden er lidt højere (0.06-0.08 mg P l⁻¹) end i kilder, der ligger i naturarealer (0.04-0.06 mg P l⁻¹).

Vandløb

Ingen ændring i afstrømningskorrigeret kvælstoftransport i vandløb

Som for kilderne kan vandkvaliteten i vandløb relateres til graden af opdyrkning i de enkelte vandløbsoplande og til omfanget af udledninger af spildevand. I naturoplande findes typisk lave kvælstofkoncentrationer, og der har ikke kunnet påvises nogen generel ændring i niveauet siden 1989. Den afstrømningskor-

rigerede kvælstoftransport i dyrkningspåvirkede vandløb har ligeledes ligget på samme niveau (ca. 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹).

Landbrug - landovervågningsoplande

I 6 landovervågningsoplande, hvor dyrkningspraksis, gødningsanvendelse og kvælstoftabet til vandmiljøet undersøges detaljeret, har der ikke siden 1989 kunnet påvises nogen sikker ændring i kvælstoftabet til vandmiljøet, hverken gennem målinger (i rodzonen, dræn, grundvand eller vandløb) eller ved modelberegninger. Opgørelse over landbrugspraksis i disse oplande har dog vist, at der er sket en forbedring i gødningsanvendelsen. Mængden af husdyrgødning, der udbringes i forårs- og sommerperioden, er således steget fra 56% i 1990 til 69% i 1993. Udnyttelsesgraden, forstået som den procentdel husdyrgødning udgør af den vejledende kvælstofnorm ved en given gødningstildeling, er ligeledes steget fra 30% i 1990 til 34% i 1993. Forbedringerne er dog små i forhold til det samlede kvælstofkredsløb på landbrugsjord, og udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødningen kan stadig forbedres. Således sker der en overgødskning i forhold til den økonomisk optimale mængde på 20-30% af arealet i landovervågningsoplandene. Det samlede kvælstofinput udgjorde i gennemsnit for de 6 oplande i perioden 1990-1993 254 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Samtidig blev der ved høst af afgrøder fjernet 134 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Der er derfor et stort tabspotentiale i jorden. På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødningskvælstof faldet fra 392.000 tons i 1985 til 328.000 tons i 1993, og derved er det samlede kvælstofinput faldet fra 748.000 tons i 1985 til 679.000 tons i 1993. I samme periode faldt afgrødernes kvælstofbehov med 14.000 tons, hvorved den reelle nedgang i tildelt kvælstof, set i forhold til afgrødernes behov, er 55.000 tons svarende til 7%. Forskellen mellem tilført og høstet kvælstof er reduceret fra 381.000 tons i 1985 til 325.000 tons i 1993. Det årlige overskud på dyrkede arealer var 122 kg N ha⁻¹ i 1993.

Forbedringer i N-udnyttelse

Handelsgødningsforbrug er faldet

87% af den samlede kvælstoftransport i danske vandløb kan som gennemsnit for 1993 tilskrives dyrkningsbetingede udvaskninger. Udledninger af spildevand er mindre betydende (7%). Uden spildevand og dyrkningsbetingede udvaskninger ville kvælstoftransporten have været 6% af den målte transport i 1993.

Fosforkoncentrationer i vandløb er reduceret

Fosforkoncentrationerne i vandløb i naturområder er lave (0.04-0.05 mg P l⁻¹). I vandløb i dyrkede oplande uden større spildevandskilder er koncentrationerne generelt ca. 3-4 gange større. I vandløb, hvortil der udledes spildevand fra større punktkilder, er der sket et markant fald i fosforkoncentrationerne; fra 0.49 mg P l⁻¹ i 1989 til 0.18 mg P l⁻¹ i 1993 især fordi spildevandet nu renses bedre.

Af de samlede fosforudledninger til ferskvand i 1993 (2.200 t P) kunne 51% tilskrives spildevand og 39% dyrkningsbetingede udledninger.

Faunatilstand

Der blev i 1993 foretaget biologiske vandløbsbedømmelser på 217 overvågningsstationer, og resultaterne viser, at på 36 % af stationerne var miljøtilstanden god (klasse II eller bedre), og på 13 % af stationerne var tilstanden dårlig (III eller værre).

Miljøtilstanden er bedst i de vandløb, der afvander naturarealer, sammenlignet med tilstanden i vandløb, der afvander landbrugsoplande og oplande med spildevandsudledninger.

Trådalger

Undersøgelser af trådalgeforekomst på ca. 100 overvågningsstationer har vist betydelige trådalgeforekomster på 32% af stationerne (maksimale dækningsgrader på over 60%). Trådalgeforekomsten er både hyppigere og større i vandløb i spildevandspåvirkede og dyrkede oplande end i naturoplande.

Søer

Søtilstand

Miljøtilstanden i de danske søer er generelt kun ændret meget lidt siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen. Halvdelen af søerne har således stadig en sommersigtdybde mindre end 1.2 m. 40% af fosfortilførslen i 1993 kunne som gennemsnit tilskrives spildevandsudledninger. Heri er dog indregnet et usikkert estimat af spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse. Ses der bort fra dette spildevand, udgjorde de øvrige spildevandstilførsler mindre end 10% af den samlede fosfortilførsel til 2/3 af søerne i 1993.

Fosfortilførsel er mindsket

Der er for alle spildevandsbelastede søer sket en væsentlig forureningsbegrænsende indsats. Således er spildevandstilførslerne til søerne mindsket markant både før og efter 1988, mens belastningen fra det åbne land ikke er blevet reduceret. Reduktionen i spildevandsbelastningen har især mindsket tilførslen af fosfor til søerne.

Intern P-belastning

Kun i enkelte søer med en reduceret fosfor tilførsel kan der registreres et tilsvarende fald i søvandskoncentrationen af total fosfor. Dette skyldes bl.a. frigivelse af fosfor fra søbunden. I Furesøen og Bagsværd Sø, hvorfra der foreligger lange tidsserier, er det således tydeligt, at den interne belastning af fosfor har haft en langvarig effekt (>10 år). I perioden 1989-93 er der dog sket et signifikant fald ($p > 0.1$) i fosforkoncentrationerne i 17 af søerne, faldet er mest markant i de mest belastede søer.

Biologisk struktur

Ændrede biologiske forhold kan også påvirke de kemiske forhold. Et eksempel er Arreskov Sø, hvor et fiskedrab i 1991 forårsagede en markant øgning af kvælstoftilbageholdelsen og en nedgang i søvandskoncentrationen af kvælstof og planteplankton. Faldet i planteplanktonets mængde kan umiddelbart tilskrives den højere mængde dyreplankton som følge af det mindre prædationstryk fra fisk, men øgningen i kvælstoftilbageholdelsen viser, at en ændret biologisk struktur også har stor betydning for næringsstofomsætningen i søerne.

Næringsstofmodeller

Der er udarbejdet modeller for såvel fosfor- og kvælstofdynamikken i søerne, som ud fra tilførsel samt temperatur og vandgenemstrømning kan simulere søvandskoncentrationerne og tilbageholdelserne i lavvandede søer. Dette giver en bedre mulighed for at vurdere konsekvenserne af ændringer i tilførslen af næringsstoffer til søerne.

Fjorde og hav

Mindsket spildevandstilførsel

Reduktionen i de spildevandsbetingede næringsstofftilførsler til fjorde og øvrige kystnære områder har kun lokalt, nær store punktkilder medført en bedring i miljøtilstanden. Fosforkoncentrationerne er dog mindsket i flere kystnære områder og perioden med lave fosforkoncentrationer er her blevet længere. I nogle fjord- og kystvande vurderes fosfor at være potentielt begrænsende for udviklingen af planteplankton, men generelt er kvælstof det primært begrænsende næringsstoff i marine områder. Derfor er der ikke entydige generelle tegn på effekter af de foretagne reduktioner i fosforbelastningen.

De meteorologiske og hydrografiske forhold var relativt gunstige for miljøet i forår og sommer 1993. Meget lille nedbør i første halvår betød lille afstrømningsbetinget kvælstofbelastning forår/sommer 1993 i forhold til i 1980'erne. Salt, iltrigt bundvand førtes i juni nordfra til det sydlige Kattegat og Storebæltområdet, hvorfor iltkoncentrationen ved bunden her var usædvanligt høj i juni-juli. Koldt vejr med få solskinstimer fra midten af juni og resten af sommeren betød svag lagdeling i lukkede, lavvandede områder og dermed mindre udbredt iltvind.

Disse gunstige vejrforhold medførte formindsket primærproduktion og forbedrede iltforhold i mange områder.

Atmosfærisk bidrag

Udover det landbaserede bidrag og bidraget fra tilstødende vandområder modtager det danske havmiljø et betydende kvælstofbidrag fra atmosfæren. Salpetersyre og nitrat samt ammoniak og ammonium, der henholdsvis stammer fra afbrænding af fossilt brændstof og landbrugsaktivitet, er hovedkilderne til kvælstof deposition. Udlandet bidrager med langt den største del af nitrat og salpetersyre depositionen i Danmark, hvorimod en væsentlig del af ammoniak og ammonium kommer fra danske kilder, især fra landbruget. I perioden 1988 til 1993 er der målt et svagt fald i den atmosfæriske deposition. Dette fald skyldes muligvis klimatiske forhold.

14 Referencer

Ambus, P. & Hoffmann, C.C. (1990): Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C13.

Andersen, H.E., Berg, P., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Kronvang, B., Schwærter, R.C. og Rasmussen, P. (1994): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993 - Landovervågningsoplande. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport, nr. 120.

Andersen, J.M. & J. Jensen (1981): Sammenhæng mellem forureningsgrader i vandløb og koncentrationen af biologisk nedbrydeligt organisk stof i vandet. *Vatten* 2/81: 115-121.

Blicher, A-S. & Refsdahl, S., (1994): Ferskvandstilstrømningen til danske farvande 1993. Danmarks Miljøundersøgelser, 29 s. + bilag. Faglig rapport fra DMU, nr. 116.

Borum, J., Geertz-Hansen, O., Sand-Jensen, K. & Wium Andersen, S. (1990): Eutrofiering - effekter på marine primærproducenter. NPO-forskning for Miljøstyrelsen, C3. 56 s.

Bruhn, A. & Kronvang, B. (1991): Redskab til analyse af udviklingstendenser i koncentration og transport af kvælstof i vandløb. Arbejdsrapport til Miljøstyrelsen fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsøkologi.

Bruhn, A. & Kronvang, B. (1990): Stoftransport i vandløb. Beregningsmetodik og prøvetagningsfrekvens. Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s. + Appendix A, B, C og D.

Cappelen & Frich (1992): Danmarks Klima 1991. Danmarks Meteorologiske Institut. 43 s.

Danmarks Meteorologiske Institut (1994): Danmarks Klima 1993. Danmarks Meteorologiske Institut. 75 s.

Dubgaard, A. (1991): Vandmiljøplanens samfundsøkonomiske konsekvenser. I: Frier, J.-O. & Christensen, J.R. (eds.): Kvælstof, fosfor og organisk stof i jord- og vandmiljøet. Rapport fra Konsensuskonferencen 31. januar, 1. og 4. februar 1991. Undervisningsministeriets Forskningsafdeling 1991. 17-1 til 17-17.

Ekholm, P. (1991): Biotilgængelighed af fosfor. I Svendsen & Kronvang (eds.): Fosfor i Norden - metoder, biotilgængelighed, effekter og tiltag, p. 109-120. 205 pp - Nord 1991: 47.

Friberg, N., Wiggers, L., Hansen, F., Jensen, H.Aa. & Thomsen, M. (1992): Dækningsgrad af trådalger. Metode til anvendelse på vandløbsstationer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 4, 1992. 20 s.

Fyns Amt (1990): Havet omkring Fyn 1976-90. Teknik- og miljøforvaltningen, Fyns Amt. 288 s.

Fyns Amt (1993): Vandløb 1992. 75 s. + bilag.

Fyns Amt (1994a): Vandmiljøovervågning. Eksempler på effekter af spildevandsrensning: Vindinge Å, Arreskov Sø, Odense Fjord. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 34. sider. Notat.

Fyns Amt (1994b): Vandmiljøovervågning - Vandløb 1993. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 92 sider.

Fyns Amt (1994): Kvælstoffjernelse i våde enge. Marginaljordsprojekt 1990-1992. Notat fra Fyns Amt, december 1992.

Grant, R. et al (1993): Landovervågningsoplände. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992.

Grimvall, A., Stålnacke, P., Sundblad, K., Nieminscz, E., Pitkänen, H. & A. Bruhn (1991): Trend analysis of nutrient concentrations in Baltic Sea rivers. NORD 1991: 48, s. 333-344.

Hoffmann, C.C. & Kamp-Nielsen, L. (1993): Vand- og stofbalance i en natureng. Miljøprojekt nr. 231. Miljøstyrelsen.

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Sortkjær, L., Søndergaard, M. & Windolf, J. (1994): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993 - Ferske vandområder - Søer. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 121.

Kirkegaard, J., Wiberg-Larsen, P., Jensen, J., Iversen, T.M. & Mortensen, E. (1992): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Metode til anvendelse på vandløbsstationer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 22 s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 5.

Kristensen, P., Kronvang, B., Jeppesen, E., Græsbøll, P., Erlandsen, M., Rebsdorf, Aa., Bruhn, A.J. & Søndergaard, M. (1990): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989 - Vandløb, kilder og søer. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport, nr. 5.

Kristiansen, H., Brüsch, W. & Gravesen, P (1990): Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B5. 72 s.

Kronvang, B. (1992): The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river basins: Implications on estimating the non-point phosphorus load. Wat.Res.Vol. 26, no. 10, pp. 1347-1358.

Kronvang, B. & Bruhn, A. (1990): Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi. 22 s. - Teknisk anvisning.

Kronvang, B., Græsbøll, P., Erlandsen, M., Rebsdorf, Aa., Kristensen, P. & Mortensen E. (1991): Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsøkologi. 75 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 37.

Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Iversen, T.M., Jensen, J.J., Larsen, S.E., Platou, S.W. og Skop, E. (1994): Kvælstoftilførsel til Limfjorden. Temarapport fra DMU, 1994/1.

Kronvang, B. & Rebsdorf, Aa. (1988): Overvågningsprogram. Vandkvalitet i vandløb. Prøvetagning og analysemetoder. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988. 19 s. Teknisk rapport nr. 19. Publ. nr. 91.

Kronvang, B. & Bruhn, A. (1990): Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi. 22 s. - Teknisk anvisning.

Madsen, H. (1991): Nedbørsmålinger. I Olesen, J.E., Mikkelsen, H.E. & Friis, E. (red.): Meteorologiske målemetoder i jordbrugs- og miljøforskningen. Tidsskrift for planteavl Specialserie nr. S 2112-1991: 29-33.

Mikkelsen, M.E. (1991): Eksisterende stationsnet og målinger med relevans for jordbrug og miljø. I Olesen, J.E., Mikkelsen, H.E. & Friis, E. (red.): Meteorologiske målemetoder i jordbrugs- og miljøforskningen. Tidsskrift for planteavl Specialserie nr. S 2112-1991: 7-18.

Mikkelsen, H. (1994): Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Jordbrugsmeteorologi, Foulum. Upubliceret materiale og personlig meddelelse.

Mikkelsen, K.E. & Olesen, J.E. (1991): Sammenligning af metoder til bestemmelse af potentiel vandfordampning. Tidsskrift for Planteavl Specialserie. Statens Planteavlsforsøg, 67 s. - Beretning nr. S2157, 1991.

Miljøministeriet (1987): Bekendtgørelse nr. 784 af 10. december 1987 om begrænsning af udledning af kvælstof og fosfor til vandløb, søer og havet med spildevand fra industrielle virksomheder m.v.

Miljøministeriet (1988): Mål og midler i miljøpolitikken, Miljøministeriet - Redegørelse nr. 1, 1988.

Miljøstyrelsen (1983): Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning, Del I. Vandløb og søer. Vejledning nr. 1/1983. 89 s.

Miljøstyrelsen, (1988): Fosforkilder og virkninger. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 2. 120 sider;

Miljøstyrelsen (1989): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. 64 s.

- Miljøprojekt nr. 115.

Miljøstyrelsen (1990): Vandmiljø - 90. Samlet status over vandmiljøet i Danmark. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. 204 s. - Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 1.

Miljøstyrelsen (1992): Vandmiljø - 92. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2, 1992. 120 s.

Miljøstyrelsen (1993a): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-97. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, Nr. 2, 1993. 167 s.

Miljøstyrelsen (1993b): Vandmiljø -93. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 4, 1993. 136 s.

Miljøstyrelsen (1994): Punktkilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Fagdatacenterrapport - Orientering fra Miljøstyrelsen nr. xx, 1994. Udkast. Miljøstyrelsen, 120 pp.

Nordjyllands Amt (1994): VandMiljøOvervågning. Vandløb og kilder 1993. Forvaltning for Teknik og Miljø, Miljøkontoret. 58 sider + bilag.

Pedersen, C.Aa. (1994): Gødningens kvælstof udnyttes bedre. Vand & Miljø 1: 168.

Rebsdorf, Aa. & Thyssen, N. (1987): Overvågningsprogram. Vandkvalitet i kilder og kildebække. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987. 8 s. Teknisk rapport nr. 17. Publ. nr. 83.

Ribe Amt, (1994): Vandmiljøovervågning. Vandløb og kilder. Udkast. 46 s. + bilag.

Ringkjøbing Amt (1994): Nærings saltbelastning 1993. Vandløb og punktkilder. Samlerapport, 14 sider + bilag. Udarbejdet af Rambøll, Hannemann & Højlund A/S.

Roskilde Amt (1994): Vandløb - Stoftransport og vandkvalitet 1993. Teknisk Forvaltning. 117 sider + bilag.

Storstrøms Amt, 1993: Afrapportering af de kemisk/fysiske data i vandløb, og stoftilførsel til havet 1992. VANDMILJØ overvågning. Teknisk Forvaltning, Miljøkontoret, 26 sider.

Storstrøms Amt, 1994: Vandløb og kilder.

Svendsen, L.M. & Kronvang, B. (1991): Fosfor i Norden - metoder, biotilgængelighed, effekter og tiltag. 20 s. Nord 1991: 47.

*Svendsen, L.M. & Kronvang, B. (1993): Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implication for the export from the watershed. *Hydrobiologia* 251: 123-135.*

Svendsen, L.M., Erfurt, J., Friberg, N., Græsbøll, P., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa., (1993): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Faglig rapport fra DMU, nr. 88. 141 s.

Svendsen, L.M. & Kronvang, B., (1994): Stoff tilbageholdelse i vandløb. Vand & Jord x, 1994. 5 s. (i trykken).

Svendsen, L.M. & Rebsdorf, Aa. (1994): Kvalitetssikring af overvågningsdata. Retringslinier for kvalitetssikring af ferskvandskemiske data i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 7, 1994: 87 s.

Sønderjyllands Amt (1994): Teknisk rapport - Vandløb og kildevæld, maj 1994. Miljø- og vandløbsvæsenet.

Thorling, L. (1994): Sulfat som aldersindikator i grundvand. Vand & Jord 1: 113-115.

Vejle Amt (1994): Stoftransport i vandløb 1993. Natur & Miljø, hav- og Kystafdelingen, 45 sider + 111 sider bilag.

Wiggers, L. & Moldt E. (1994): En fosfor PE er ikke hvad den har været - Vand & Jord 2: 88-91.

Århus Amt (1994): Vandløb og kilder. Vandmiljøovervågning 1993. Teknisk rapport, Århus Amt, Miljøkontoret, 60 sider + bilag.



15 Oversigt over amtsrapporter i 1994 - Vandløb og kilder

BORNHOLMS AMT:

Bornholms Amt: Vandmiljøovervågning - Kilder og vandløb 1993. Teknisk Forvaltning, 27 sider + bilag.

Bornholms Amt, 1994: Overførsel af vandløbsdata for perioden 1.1-31.5.94. Teknisk Forvaltning, 1 side.

FREDERIKSBORG AMT:

Lindhartsen, M., 1994: Vandløb og kilder, tilstand og udvikling 1993. Teknisk Forvaltning, Miljøafdelingen, 72 sider. ISBN 87-7781-027-9.

FYNS AMT:

Fyns Amt, 1994: Vandmiljøovervågning - Biologisk overvågning af 26 fynske vandløbsstationer 1989-1993, 10 sider. Notat.

Fyns Amt, 1994: Vandmiljøovervågning - Trådalger i vandløb 1993. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 74 sider. ISBN 87-7343-204-0.

Fyns Amt, 1994: Det fynske vandmiljø. Natur og Miljø, 43 sider. ISBN 87-7343-208-3.

Fyns Amt, 1994: Kystvande 1993. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 211 sider.

Fyns Amt, 1994: Indberetning af overvågningsdata med henblik på analyse af evt. udviklingstendenser af stofafstrømning i vandløb. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 1 side.

Fyns Amt, 1994: Vandmiljøovervågning - Vandløb 1993. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 92 sider. ISBN 87-7343-205-9.

Fyns Amt, 1994: Vandmiljøovervågning. Eksempler på effekter af spildevandsrensning: Vindinge Å, Arreskov Sø, Odense Fjord. Natur- og Vandmiljøafdelingen, 34 sider. Notat.

Fyns Amt, 1994: Vandløbenes forureningstilstand 1993. Natur- og vandmiljøafdelingen, kort.

Fyns Amt, 1994: Analyse af udviklingen i kvælstofafstrømningen i vandløb. Natur og Miljø, 8 sider.

KØBENHAVNS AMT:

Københavns Amt, 1994: Overvågning af vandløb 1993. Teknisk Forvaltning, 68 sider + bilag.

KØBENHAVNS KOMMUNE:

Københavns Kommune, 1994: Miljøtilstanden i vandløb 1993. Stadsingeniørens direktorat, Afløbsafdelingen, Miljøkontoret, 45 sider + bilag.

NORDJYLLANDS AMT:

Nordjyllands Amt, 1994: Validering af data for vandløb og kilder 1993 samt beregning af udvalgte vandløb i hydrologisk år.

Nordjyllands Amt, 1994: Vandmiljøovervågning - Vandløb og kilder 1993. Forvaltningen for teknik og miljø, Miljøkontoret, 58 sider + bilag.

RIBE AMT:

Leonhard, S.B., 1994: Smådyrsfaunaen og vandløbskvalitetet på overvågningsstationer i vandløb Ribe Amt 1993. 44 sider. Udarbejdet af Bio/Consult as.

Ribe Amt, 1994: Vandløb og kilder. Teknik- og Miljøområdet, Vandafdelingen, 46 sider + bilag.

Ribe Amt, 1994: Vandløbenes forureningstilstand 1990-93. Teknik- og miljøområdet. ISBN 87-7342-699-7.

RINGKJØBING AMT:

Ringkjøbing Amt, 1994: Næringssaltbelastning 1993. Vandløb og punktkilder. Samlerapport, 14 sider + bilag. Udarbejdet af Rambøll, Hannemann & Højlund A/S. ISBN 87-7743-156-1.

Ringkjøbing Amt, 1994: Vandløb og kilder 1993. Vandmiljøafdelingen, 52 sider.

Ringkjøbing Amtskommune, 1994: Afstrømningsmålinger 1993. Vandmiljøafdelingen, 24 sider + bilag.

Ringkjøbing Amt, 1994: Trådalgeundersøgelse 1993. Vandmiljøafdelingen, 10 sider.

Ringkjøbing Amtskommune, 1994: Fiskebestandene i vandløb i oplandene til Nissum Fjord og Limfjorden. Vandmiljøafdelingen, 67 sider.

ROSKILDE AMT:

Kristensen, A.G., Helmgaard, P., 1994: Vandløb - Stoftransport og vandkvalitet 1993. Teknisk Forvaltning, 117 sider + bilag. ISBN 87-7800-086-6.

Rasmussen, J.V., 1994: Overvågning af kilder 1989-1993. Teknisk Forvaltning, 25 sider + bilag. ISBN 87-7800-088-2.

STORSTRØMS AMT:

Storstrøms Amt, 1994: Afrapportering af trådalgeundersøgelser 1993. Teknisk Forvaltning, Miljøkontoret, 79 sider + bilag.

Storstrøms Amt, 1994: Afrapportering af de kemisk/fysiske data i vandløb og stoftilførelse til havet. Teknisk Forvaltning, 47 sider.

Storstrøms Amt, 1994: Indberetning af faunaundersøgelser i Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Teknisk Forvaltning, Miljøkontoret, 8 sider + bilag.

Storstrøms Amt, 1994: Indrapportering af måleresultater fra kildeovervågningen 1994. Teknisk Forvaltning, Miljøkontoret, 11 sider + bilag.

SØNDERJYLLANDS AMT:

Sønderjyllands Amt, 1994: Teknisk rapport - Vandløb og kildevæld, maj 1994. Miljø- og vandløbsvæsenet.

VEJLE AMT:

Vejle Amt, 1994: Nitrat-N på hydrologiske år, 1 side.

Vejle Amt, 1994: Stoftransport i vandløb 1993. Natur & Miljø, Hav- og Kystafdelingen, 45 sider + 111 sider bilag.

VESTSJÆLLANDS AMT:

Vestsjællands Amt, 1994: Indberetning af vandkemi- og stoftransport-data, 1 side.

Vestsjællands Amt: Vandmiljø overvågning - Vandløb og Stoftransport 1993. Natur & Miljø, 26 sider.

Vestsjællands Amt, 1994: Vandmiljøovervågning 1993. Natur & Miljø, 16 sider.

VIBORG AMT:

Viborg Amt, 1994: Vandmiljøplanens overvågningsprogram - Kilder 1993. Forvaltningen for miljø og teknik, 18 sider.

Viborg Amt, 1994: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Vandløb. Miljø og Teknik, 154 sider.

Viborg Amt, 1994: Data fra vandløbsstationer med lange tidsserier. Miljø og Teknik Recipientkontoret, 1 side.

ÅRHUS AMT:

Århus Amt, 1994: Afstrømningsmålinger 1993. Natur & Miljø, 24 sider + bilag. ISBN 87-7295-420-5.

Århus Amt, 1994: Nitratafstrømning (Udviklingen i kvælstofafstrømningen), 1 side.

Århus Amt, 1994: Vandmiljøovervågning 1993 - Vandløb og kilder. Natur & Miljø, 60 sider + bilag. ISBN 87-7295-388-8.

Bilagsoversigt

I bilaget er der lagt vægt på, at resultaterne fra de enkelte vandløbs- og kildestationer kan betragtes enkeltvis og samtidigt vurderes i forhold til de øvrige stationer i programmet.

Antallet af stationer i bilagene er ikke ens, hvilket skyldes, at stationerne ikke alle har samme måleprogram.

Bilag I

Gennemsnitsværdier for et udvalg af variable for overvågningskilderne. Tallene i parentes er standardafvigelser.

Bilag II

Årsmiddelkoncentrationerne af kvælstof, fosfor og biokemisk iltforbrug for alle overvågningsstationer. Tallene i parentes angiver stationernes rangering efter henholdsvis koncentrationen af total N og total P i 1993. Rangeringen er illustreret af de to efterfølgende kurver.

Bilag III

Arealkoefficienter for kvælstof, fosfor og biokemisk iltforbrug samt vandføring og CV for alle vandløbsstationerne.

Bilag IV

Arealanvendelsen inden for vandløbsoplandene angivet som den procentvise fordeling af opdyrkede arealer, skov, ferskvandsdækkede arealer og bebyggede områder.

Bilag V

Oversigt over udviklingen i punktkildebelastningen med total N og total P i de punktkildebelastede vandløb i overvågningsprogrammet.

Bilag VI

Faunaindex på overvågningsvandløbene. Hvor der er flere bedømmelser samme år, angives et oprundet gennemsnit.

Bilag VII

Oversigt over de 55 vandløb anvendt i analysen af udviklingstendenser i kvælstoftransporten.

Bilag VIII

Kvælstof, fosfor og vandtilførsel til de ni 1. ordens marine kystafsnit fordelt på måneden.

Bilag IX

Definition af termer anvendt i rapporten.

Bilag I

I bilaget er anført gennemsnitsværdier for perioden 1989-1993 for et udvalg af variable fra overvågningskilderne. Tallene i parentes er standardafvigelserne beregnet for samtlige målinger for hver variabel. Tritiumtallene er fra de målinger, der blev foretaget i 1993.

I kolonnen "Oplandstype" er angivet, om oplandet til en kilde vurderes at være et "naturopland" (N) eller et "dyrkningspåvirket" opland (D). Se kapitel 7.

Kolonnen "Jordtype" angiver, om oplandet er overvejende sandjord (S) eller overvejende lerjord (L). Se kapitel 7.

Kilder

STNR	KILDENS NAVN	OPLANDS TYPE	JORD TYPE	PH	ALKALINITET mmol l ⁻¹	KONDUKTIVITET mS m ⁻¹	OPLØST-P mg l ⁻¹	TOTAL-P mg l ⁻¹

FREDERIKSBORG AMT								
490055	GRIB SKOV KILDE, TOKKERUP ENGH.	N	S	7.9 (0.1)	3.23 (0.12)	62 (3)	0.03 (0.01)	0.06 (0.02)
490056	HORNSSHERRED KILDE, FERSLEV	D	S	7.8 (0.1)	3.15 (0.14)	63 (3)	0.14 (0.03)	0.15 (0.01)
ROSKILDE AMT								
520073	VEST FOR GL. LEJRE KILDE	D	L	7.5 (0.3)	4.73 (0.11)	65 (1)	0.05 (0.00)	0.05 (0.01)
520074	KILDE VED SKOVBAKKEN	D	L	7.5 (0.2)	4.69 (0.09)	68 (3)	0.01 (0.00)	0.03 (0.02)
520075	KILDE SYD FOR GERSHØJ	D	L	7.4 (0.2)	4.96 (0.14)	61 (1)	0.03 (0.02)	0.10 (0.01)
VESTSJÆLLANDS AMT								
510015	SKT. SØRENS KILDE, NEDRE FELT	D	L	8.1 (0.2)	4.15 (0.47)	67 (3)	0.05 (0.02)	0.12 (0.07)
510017	KILDEN VED HESTEMØLLEGÅRD	D	L	7.6 (0.2)	5.24 (0.13)	64 (3)	0.02 (0.03)	0.12 (0.02)
540001	VINDEKILDE, GRIMSDAL	D	S	7.8 (0.2)	4.32 (0.12)	77 (2)	0.03 (0.01)	0.03 (0.02)
STORSTRØMS AMT								
600023	FRU MERTES KILDE	D	L	7.7 (0.1)	6.85 (0.15)	68 (5)	0.04 (0.06)	0.41 (0.37)
600025	HELLIG SVENDS KILDE	D	L	7.3 (0.1)	6.46 (0.14)	94 (6)	0.01 (0.00)	0.02 (0.01)
600030	MAGLEVANDSFALD, KILDE	N	L	7.7 (0.3)	6.14 (0.15)	68 (5)	0.01 (0.00)	0.03 (0.01)
600039	KILDE VED TURBÆK	D	L	7.7 (0.2)	6.95 (0.23)	190 (13)	0.01 (0.01)	0.05 (0.02)
610008	SADELMAGERRENDE, KILDE	D	L	7.7 (0.2)	5.52 (1.22)	75 (10)	0.01 (0.01)	0.07 (0.07)
610009	SVEJSERRENDE, KILDE	D	L	7.4 (0.1)	4.27 (0.14)	80 (5)	0.01 (0.00)	0.02 (0.01)
640022	KILDE V. SILLEBRO, LOLLAND	D	L	7.4 (0.1)	6.70 (0.45)	83 (4)	0.06 (0.09)	0.14 (0.19)
640023	NYRODS KILDE	N	L	7.5 (0.1)	6.60 (0.21)	86 (4)	0.01 (0.00)	0.02 (0.01)
BORNHOLMS AMT								
660015	PRINS CHRISTIANS KILDE	D	S	7.5 (0.1)	3.35 (0.13)	64 (1)	0.01 (0.01)	0.02 (0.02)
670020	BJERREGÅRD KILDE	D	L	7.5 (0.0)	2.55 (0.04)	59 (3)	0.00 (0.00)	0.01 (0.01)
670022	AMALIEKILDE	N	L	6.3 (0.1)	0.43 (0.04)	15 (1)	0.00 (0.00)	0.01 (0.01)
FYNS AMT								
450049	HUDEVADKILDEN	D	L	7.7 (0.2)	4.77 (0.07)	73 (4)	0.01 (0.00)	0.02 (0.01)
460021	SKT. OLUFS KILDE	D	S	7.7 (0.1)	3.34 (0.07)	55 (2)	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)
460022	SNANNINGEKILDEN	N	S	7.9 (0.2)	3.77 (0.13)	55 (3)	0.02 (0.01)	0.05 (0.05)
470038	LUNDEBORGKILDEN	D	S	7.4 (0.2)	1.85 (0.35)	54 (4)	0.01 (0.01)	0.02 (0.01)
SØNDERJYLLANDS AMT								
370032	RIKKELSKILDE (AMTSTATION)	D	L	7.7 (0.2)	3.57 (0.09)	54 (3)	0.02 (0.01)	0.10 (0.18)
370033	KEDELFØRERHULLET (AMTSTATION)	D	L	7.9 (0.2)	3.37 (0.04)	49 (3)	0.04 (0.00)	0.09 (0.02)
400003	KILDE V. LØGUMGÅRDE	D	S	7.4 (0.2)	1.23 (0.21)	38 (3)	0.05 (0.02)	0.16 (0.08)
410019	PØLSEKILDE (AMTSTATION)	D	L	7.4 (0.1)	3.29 (0.06)	62 (1)	0.05 (0.02)	0.10 (0.00)
RIBE AMT								
310025	KILDE VED HØLLUND	D	S	6.5 (0.3)	0.64 (0.08)	24 (1)	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)
310026	KILDE VED NØRHOLM	D	S	6.2 (0.5)	0.10 (0.01)	26 (3)	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)
320012	KILDE VED VESTER THORSTED	D	S	6.9 (0.3)	0.71 (0.08)	27 (1)	0.03 (0.01)	0.04 (0.02)
360007	KILDE VED GØRKLINT	D	S	6.3 (0.4)	0.35 (0.22)	34 (4)	0.02 (0.01)	0.04 (0.03)
360010	KILDE VED SKOVHOVED	D	S	7.7 (0.2)	1.66 (0.03)	39 (1)	0.04 (0.01)	0.08 (0.02)
VEJLE AMT								
320023	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ1	D	S	7.4 (0.2)	2.50 (0.14)	41 (2)	0.00 (0.00)	0.10 (0.09)
320024	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ2	D	S	7.5 (0.2)	2.28 (0.17)	36 (1)	0.01 (0.01)	0.09 (0.04)
320025	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ3	D	S	7.7 (0.3)	2.92 (0.11)	50 (5)	0.03 (0.02)	0.11 (0.05)
320026	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ4	D	S	7.8 (0.2)	2.41 (0.05)	44 (1)	0.01 (0.00)	0.06 (0.04)
320027	ENGELSHOLM SØ, KILDER, EN2	D	S	7.0 (0.4)	1.29 (0.01)	28 (1)	0.02 (0.04)	0.07 (0.06)
320028	ENGELSHOLM SØ, KILDER, EN3	D	S	7.2 (0.3)	1.25 (0.07)	31 (1)	0.01 (0.01)	0.03 (0.01)
320029	ENGELSHOLM SØ, KILDER, EN4	D	S	7.2 (0.3)	1.18 (0.07)	31 (1)	0.01 (0.00)	0.03 (0.01)
RINGKØBING AMT								
160026	OLAY KILDE	D	L	7.4 (0.2)	3.45 (0.12)	54 (2)	0.08 (0.03)	0.09 (0.04)
160027	KILDE VED SVENDSHOLM	D	S	6.9 (0.1)	1.66 (0.10)	28 (3)	0.10 (0.05)	0.21 (0.01)
220049	KABEL BÆK	N	S	7.0 (0.2)	0.72 (0.08)	25 (1)	0.03 (0.00)	0.10 (0.03)
250073	HEDEKILDEN (BRANDE)	N	S	6.9 (0.1)	1.10 (0.02)	18 (1)	0.03 (0.01)	0.03 (0.01)
ÅRHUS AMT								
210680	HELLIGKILDE NORD FOR RAVNSØ	D	S	6.9 (0.2)	0.96 (0.04)	. (.)	0.18 (0.00)	0.19 (0.02)
210691	SILLERUP VÆLD, AFLØB	N	S	6.9 (0.2)	0.44 (0.03)	. (.)	0.16 (0.02)	0.17 (0.02)
210700	KILDE VED VRADS DAMBRUG	D	S	7.0 (0.2)	0.58 (0.02)	. (.)	0.02 (0.00)	0.03 (0.01)
210743	ARNAKKE KILDEN	N	S	6.3 (0.2)	0.54 (0.07)	. (.)	0.03 (0.01)	0.03 (0.01)
210765	KILDE VED NIMDRUP BÆK	D	S	6.5 (0.2)	0.36 (0.08)	. (.)	0.01 (0.00)	0.02 (0.01)
240047	KILDE TIL ØRUM Å, V GL.MØLLE	D	S	7.6 (0.2)	2.91 (0.07)	. (.)	0.05 (0.01)	0.05 (0.01)
VIBORG AMT								
190013	KILDE VED BOLLER	D	S	7.6 (0.3)	1.37 (0.05)	. (.)	0.02 (0.01)	0.03 (0.02)
190014	KILDE VED GJELBRO, DOLLERUP	N	S	8.0 (0.2)	1.86 (0.04)	. (.)	0.07 (0.01)	0.09 (0.01)
210781	KILDE VED DOLLERUP	D	S	7.0 (0.2)	0.84 (0.05)	. (.)	0.06 (0.00)	0.07 (0.01)
210801	VÆLDERNE VED VINKEL	D	S	7.9 (0.1)	2.88 (0.05)	. (.)	0.03 (0.00)	0.05 (0.02)
NORDJYLLANDS AMT								
50001	KILDE VED FEJTBORG BAKKE	D	S	7.7 (0.2)	2.35 (0.17)	41 (2)	0.09 (0.01)	0.13 (0.02)
50002	KILDE VED RØVERSTED BJERG	N	S	7.7 (0.3)	2.35 (0.15)	38 (2)	0.06 (0.01)	0.07 (0.01)
140007	ROLD KILDE OPSTRØMS, R2	D	S	7.6 (0.3)	2.11 (0.12)	53 (3)	0.11 (0.01)	0.11 (0.02)
140008	ROLD KILDE NEDSTRØMS, R8	D	S	7.8 (0.4)	2.09 (0.11)	51 (3)	0.09 (0.01)	0.09 (0.01)
140017	LILLE BLÅKILDE	N	S	7.6 (0.3)	2.78 (0.15)	41 (3)	0.01 (0.00)	0.01 (0.00)

Kilder

STNR	KILDENS NAVN	OPLANDS TYPE	JORD TYPE	VANDFØRING l s ⁻¹	TEMP °C	TRITIUM TU	NITRAT-N mg l ⁻¹	TOTAL JERN mg l ⁻¹
FREDERIKSBORG AMT								
490055	GRIB SKOV KILDE, TOKKERUP ENGH.	N	S	(.)	7.6 (1.4)	33.0	0.6 (0.1)	0.37 (0.16)
490056	HORNSHERRERED KILDE, FERSLEV	D	S	(.)	(.)	35.5	11.2 (1.0)	0.02 (0.01)
ROSKILDE AMT								
520073	VEST FOR GL. LEJRE KILDE	D	L	0.9 (0.2)	8.1 (0.6)	24.8	10.4 (0.6)	0.17 (0.25)
520074	KILDE VED SKOVBAKKEN	D	L	0.1 (0.1)	8.8 (1.6)	20.8	5.9 (0.2)	0.21 (0.18)
520075	KILDE SYD FOR GERSHØJ	D	L	1.9 (0.7)	8.6 (0.5)	1.2	0.0 (0.0)	1.61 (0.48)
VESTSJÆLLANDS AMT								
510015	SKT. SØRENS KILDE, NEDRE FELT	D	L	1.1 (0.8)	8.8 (3.7)	15.5	2.8 (2.5)	0.75 (0.69)
510017	KILDEN VED HESTEMØLLEGÅRD	D	L	20.2 (5.0)	9.0 (0.6)	7.1	0.3 (0.2)	2.00 (0.38)
540001	VINDEKILDE, GRIMS DAL	D	S	0.4 (0.1)	8.9 (2.8)	20.8	8.0 (1.9)	0.11 (0.26)
STORSTRØMS AMT								
600023	FRU MERTES KILDE	D	L	0.0 (0.0)	8.5 (2.3)	5.7	0.2 (0.2)	4.31 (4.43)
600025	HELLIG SVENDS KILDE	D	L	0.1 (0.1)	8.2 (0.7)	<1.0	0.1 (0.1)	1.48 (0.25)
600030	MAGLEVANDSFALD, KILDE	N	L	0.9 (0.3)	8.2 (1.3)	10.9	0.2 (0.1)	0.62 (0.18)
600039	KILDE VED TUBÆK	D	L	0.1 (0.0)	9.2 (0.5)	2.0	0.2 (0.0)	0.91 (0.11)
610008	SADELMAGERRENDE, KILDE	D	L	0.4 (0.3)	8.0 (2.5)	21.7	0.2 (0.2)	1.81 (3.10)
610009	SVEJSERENDE, KILDE	D	L	0.1 (0.0)	8.9 (1.4)	23.9	19.9 (1.9)	0.18 (0.14)
640022	KILDE V. SILLEBRØ, LOLLAND	D	L	0.2 (0.1)	9.1 (1.0)	1.2	0.1 (0.1)	1.07 (0.22)
640023	NYRØDS KILDE	N	L	0.1 (0.1)	8.9 (1.4)	<1.0	0.2 (0.1)	0.23 (0.25)
BORNHOLMS AMT								
660015	PRINS CHRISTIANS KILDE	D	S	(.)	8.7 (1.5)	24.7	0.0 (0.1)	0.19 (0.08)
670020	BJERREGÅRD KILDE	D	L	(.)	8.4 (0.7)	35.5	11.1 (2.3)	0.02 (0.02)
670022	AMALIEKILDE	N	L	(.)	8.2 (2.3)	22.8	0.2 (0.1)	0.19 (0.07)
FYNS AMT								
450049	HUDEVADKILDEN	D	L	3.1 (1.2)	9.5 (2.2)	18.3	10.2 (0.8)	0.03 (0.02)
460021	SKT. OLUF S KILDE	D	S	0.2 (0.1)	8.1 (0.8)	28.0	3.2 (0.3)	0.02 (0.03)
460022	SNANNINGEKILDEN	N	S	3.5 (1.0)	8.9 (1.1)	20.3	1.0 (0.4)	0.36 (0.48)
470038	LUNDEBORCKILDEN	D	S	1.3 (0.7)	9.0 (2.2)	21.2	21.8 (2.0)	0.04 (0.05)
SØNDERJYLLANDS AMT								
370032	RIKKELSKILDE (AMTSTATION)	D	L	7.7 (1.1)	8.4 (1.3)	10.4	2.8 (0.6)	0.50 (0.44)
370033	KEDELFOERHULLET (AMTSTATION)	D	L	5.4 (1.3)	8.5 (1.3)	10.0	1.7 (0.2)	0.40 (0.23)
400003	KILDE V. LØGUMGÅRDE	D	S	0.6 (0.2)	7.9 (4.6)	22.3	1.7 (1.1)	0.37 (0.22)
410019	PØLSEKILDE (AMTSTATION)	D	L	3.0 (0.0)	8.6 (0.5)	25.3	0.0 (0.0)	1.29 (0.34)
RIBE AMT								
310025	KILDE VED HØLLUND	D	S	(.)	8.2 (0.6)	17.7	5.8 (1.1)	0.39 (0.38)
310026	KILDE VED NØRHOLM	D	S	(.)	8.4 (1.8)	24.6	4.9 (0.7)	0.04 (0.03)
320012	KILDE VED VESTER THORSTED	D	S	(.)	7.7 (0.8)	22.8	3.6 (0.4)	0.11 (0.08)
360007	KILDE VED GØRKLINT	D	S	(.)	8.2 (0.7)	13.9	15.3 (2.9)	0.08 (0.05)
360010	KILDE VED SKOVHOVED	D	S	(.)	8.2 (1.9)	24.2	0.6 (0.1)	0.25 (0.16)
VEJLE AMT								
320023	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ1	D	S	(.)	8.5 (1.4)	3.2	0.2 (0.3)	2.16 (1.12)
320024	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ2	D	S	(.)	8.0 (1.7)	9.9	1.9 (0.6)	1.27 (0.63)
320025	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ3	D	S	(.)	8.6 (1.7)	10.1	5.5 (1.4)	0.92 (0.64)
320026	FÅRUP SØ, KILDER, FÅ4	D	S	(.)	8.2 (1.5)	21.6	3.4 (0.3)	1.08 (0.69)
320027	ENGELSHOLM SØ, KILDER, EN2	D	S	(.)	8.3 (1.6)	21.3	0.3 (0.3)	0.84 (0.82)
320028	ENGELSHOLM SØ, KILDER, EN3	D	S	(.)	8.3 (0.9)	21.5	0.7 (0.1)	0.23 (0.14)
320029	ENGELSHOLM SØ, KILDER, EN4	D	S	(.)	8.3 (0.7)	25.4	1.3 (0.3)	0.25 (0.16)
RINGKØBING AMT								
160026	OLAI KILDE	D	L	13.6 (4.2)	8.7 (0.7)	13.8	6.4 (0.9)	0.02 (0.02)
160027	KILDE VED SVENDSHOLM	D	S	1.9 (0.6)	7.9 (0.5)	<1.0	0.0 (0.0)	4.96 (0.29)
220049	KABEL BÆK	N	S	16.2 (4.0)	8.0 (1.6)	26.9	0.4 (0.1)	1.14 (0.45)
250073	HEDEKILDEN (BRANDE)	N	S	2.2 (0.3)	8.2 (1.0)	16.7	0.4 (0.4)	0.02 (0.01)
ÅRHUS AMT								
210680	HELLIGKILDE NORD FOR RAVNSØ	D	S	1.5 (0.5)	8.0 (0.4)	17.1	10.8 (0.6)	0.02 (0.02)
210691	SILLERUP VÆLD, AFLØB	N	S	61.1 (7.5)	7.3 (0.8)	21.7	1.5 (0.2)	0.01 (0.01)
210700	KILDE VED VRADS DAMBRUG	D	S	28.2 (8.9)	7.6 (0.5)	24.9	4.1 (0.3)	0.09 (0.05)
210743	ANNARKE KILDEN	N	S	8.9 (0.2)	7.6 (0.4)	14.4	0.0 (0.0)	2.89 (0.61)
210765	KILDE VED NIMDRUP BÆK	D	S	15.0 (0.0)	9.0 (0.3)	18.7	9.3 (0.8)	0.02 (0.03)
240047	KILDE TIL ØRUM Å, V GL.MØLLE	D	S	50.1 (8.2)	8.3 (1.0)	24.6	15.5 (0.5)	0.02 (0.02)
VIBORG AMT								
190013	KILDE VED BOLLER	D	S	14.1 (0.1)	6.6 (2.7)	17.7	8.6 (0.8)	0.25 (0.18)
190014	KILDE VED GJELBRØ, DOLLERUP	N	S	3.9 (1.6)	7.7 (0.8)	1.0	0.0 (0.0)	0.20 (0.07)
210781	KILDE VED DOLLERUP	D	S	6.9 (0.2)	7.5 (0.1)	28.2	7.1 (0.5)	0.02 (0.04)
210801	VÆLDERNE VED VINKEL	D	S	2.3 (0.4)	6.5 (3.0)	17.3	7.4 (1.5)	0.06 (0.11)
NORDJYLLANDS AMT								
50001	KILDE VED FEJTBORG BAKKE	D	S	2.7 (0.8)	8.7 (1.5)	15.8	5.1 (0.3)	0.39 (0.15)
50002	KILDE VED RØVERSTED EBJERG	N	S	3.5 (0.8)	8.7 (1.9)	25.4	0.8 (0.1)	0.08 (0.04)
140007	ROLD KILDE OPSTRØMS, R2	D	S	12.6 (2.9)	7.8 (1.5)	23.0	14.8 (1.0)	0.02 (0.02)
140008	ROLD KILDE NEDSTRØMS, R8	D	S	21.7 (4.9)	7.9 (2.3)	24.7	13.2 (0.8)	0.02 (0.02)
140017	LILLE BLÅKILDE	N	S	90.7 (20)	7.8 (0.9)	5.6	1.8 (0.2)	0.02 (0.02)

Bilag II

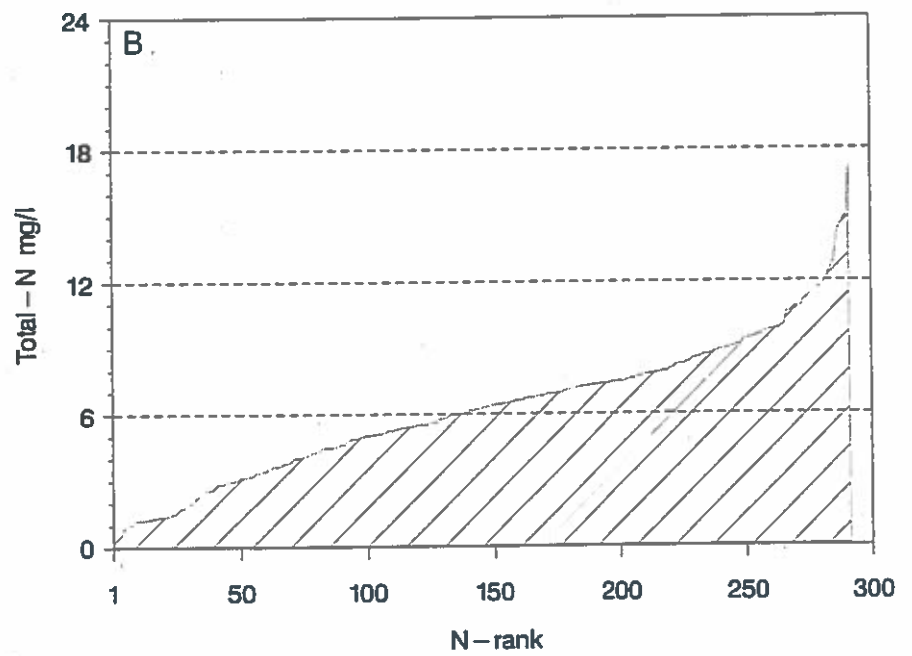
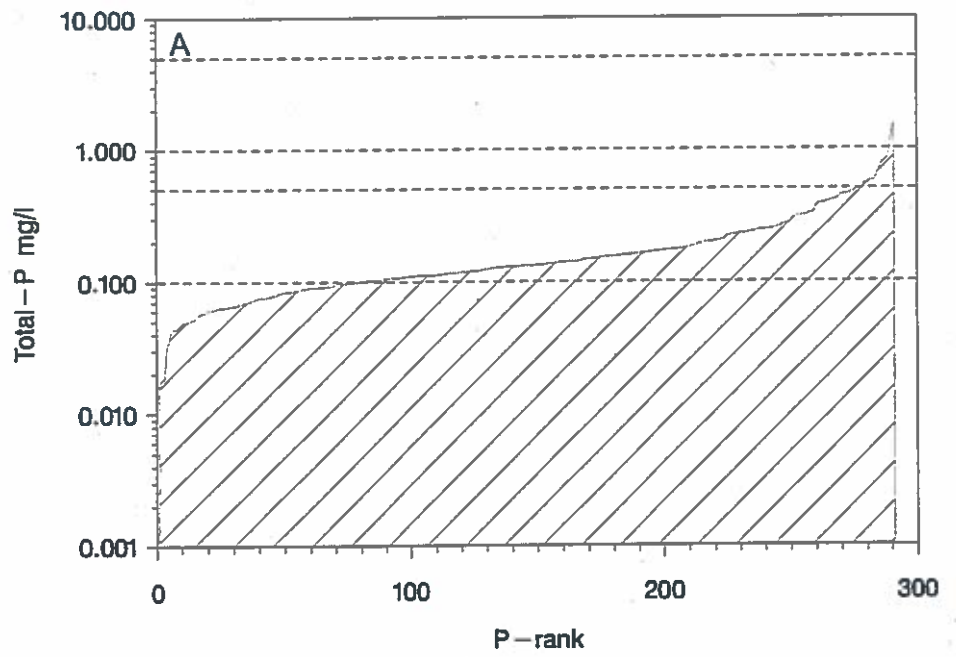
Årsmiddelkoncentrationer af kvælstof, fosfor og biokemisk iltforbrug (BOD) for alle vandløbsstationer under overvågningsprogrammet for vandløb, i landovervågningsoplande samt for tilløb og afløb til overvågningsøer.

Ved beregningen af årsmiddelkoncentrationen for 1993 er der kun medtaget stationer, hvor der er mindst 7 målinger i 1993.

Ved beregning af middelkoncentrationen for 1989-92 er der opstillet følgende betingelser:

- der er beregnet en årsmiddelkoncentration for 1993
- der er rapporteret mindst 7 målinger i hver af de øvrige målte år
- der er beregnet årsmiddelkoncentrationer for mindst tre ud af fire år.

Tallene i parentes angiver stationernes sortering efter stigende årsmiddelkoncentrationen for henholdsvis kvælstof og fosfor i 1993.



Figur B 2 A,B Middelkoncentration af total fosfor (A) og total kvælstof (B) sorteret for stigende middelkoncentration af henholdsvis total fosfor (P-rank) og total kvælstof (N-rank) på vandløbsstationer i 1993.

Vandløb: Middelkoncentrationer

STNR	VANDLØBS-NAVN	TOTAL-N mg l ⁻¹			TOTAL-P mg l ⁻¹			TOTAL BOD mg l ⁻¹
		89-92	93	NRANK	89-92	93	FRANK	93
NORDJYLLANDS AMT								
100010	KERS MØLLER, SKALBORG	5.208	5.088	(103)	0.118	0.104	(88)	2.65
100011	RØNDRUP Å, LODSHOLM BRO	8.309	9.514	(254)	0.073	0.075	(40)	1.93
130009	FALDBÆK, VILLESTED-OVERLADE	7.232	7.319	(190)	0.101	0.102	(84)	2.01
130011	ODDERBÆK, FARSO BROEN	5.800	6.514	(156)	0.090	0.087	(55)	1.71
130015	ODDERBÆK, RISKER	5.080	4.518	(86)	0.142	0.101	(80)	1.69
140016	LINDENBORG Å, VED MØLLEBRO	6.011	6.843	(170)	0.111	0.131	(145)	1.93
140020	REFSKER BÆK, V. SIEM SKOVVEJ	.	1.454	(23)	.	0.078	(44)	1.48
150032	HASLEVGAARDS Å, TRÆPÆLEBRO	6.742	8.543	(230)	0.411	0.411	(267)	3.02
150033	LUNGGÅRDSBÆK, EDELUND	10.411	10.811	(270)	0.099	0.071	(36)	1.06
150034	VALSGÅRD BÆK, TRÆNBÆKKE	8.252	8.337	(227)	0.090	0.093	(68)	2.04
150035	VILLESTRUP Å, OUEGÅRD	6.548	6.554	(157)	0.190	0.143	(166)	2.45
150036	VILLESTRUP Å, MØLDRUP	3.773	3.647	(62)	0.095	0.076	(42)	1.33

Bilag III

Arealkoefficienter for kvælstof, fosfor og biokemisk iltforbrug (BOD) samt vandføringer og CV (variationskoefficienten) for alle vandløbsstationer under overvågningsprogrammet.

Både arealkoefficienten for kvælstof og fosfor og vandføringen er opgivet som henholdsvis gennemsnittet i perioden 1989-92 og for 1993. Arealkoefficienten for organisk stof er dog kun angivet som et gennemsnit i 1993. For perioden 1989-92 er der opstillet følgende betingelser:

- der er beregnet arealkoefficienter eller vandføring for 1993
- der er beregnet arealkoefficienter eller vandføring for mindst tre ud af fire år. (For Københavns Kommune dog to ud af fire år).

CV er et mål for sæsonvariationer i afstrømningen. Den er angivet som et gennemsnit for de fire år.

CV < 50: lille sæsonvariation

50 > CV < 80: moderat sæsonvariation

CV > 80: stor sæsonvariation

Bilaget viser desuden stationernes klassificering indenfor nettype og opland. Nettypen viser, hvordan stationer indgår i overvågningsprogrammet.

H: Stationen indgår kun i havbelastningsnettet

T: Stationen indgår kun i typeoplandsnettet

HT: Stationen indgår i begge net.

Stationstypen angiver, hvordan stationen anvendes i overvågningsprogrammet:

V = vandløb

T = søtilløb

A = søafløb

L = landovervågningvandløb

VT = søtilløb, der også anvendes i vandløbsovervågningen

VA = vandløb, der også anvendes som søafløb

TV = søtilløb, der også anvendes som vandløb

LV = loopvandløb, der også anvendes som vandløb

Der er kun foretaget en klassifikation af stationsoplandet for de vandløbsstationer, som indgår i vandløbsovervågningsprogrammet:

N = naturopland

L = dyrket opland uden punktkilder

LS = dyrket opland med punktkilder: punktkildebelastning udgør $N < 0,5 \text{ kg ha}^{-1}$

S = opland med punktkilder: punktkildebelastning udgør $N > 0,5 \text{ kg ha}^{-1}$

- = ikke klassificeret

Vandløb: Arealafstrømning

STNR	VANDLØBS-NAVN	NET TYPE	STAT. TYPE	OPL. TYPE	TOTAL-N kg/ha		TOTAL-P kg ha ⁻¹		TOTAL BOD kg ha ⁻¹		VANDFØRING l sek ⁻¹		CV
					89-92	93	89-92	93	93	89-92	93		
NORDJYLLANDS AMT													
130011	ODDERBÆK, FARØ BROEN	T	LV	L	14.9	15.6	0.20	0.16	3.7	76.5	69.8	49	
130015	ODDERBÆK, RISKÆR	-	L	-	10.5	10.9	0.24	0.19	3.9	19.1	20.2	58	
140016	LINDENBORG Å, VED HØLLEBRO	T	V	S	18.9	22.0	0.35	0.42	6.3	3139.1	3206.0	26	
140020	REFSKER BÆK, V. SIEM SKOVVEJ	T	A	N	-	0.8	-	0.04	0.7	-	7.7	36	
150032	HASLEVGÅRDS Å, TRÆPELEBRØ	HT	V	S	18.8	27.5	0.58	0.71	7.6	521.7	622.3	79	
150033	LUNDEGÅRDSBÆK, EGELUND	T	V	LS	17.9	15.5	0.18	0.11	1.6	182.6	152.6	20	
150034	VALSGÅRD BÆK, TRENBÆKKE	HT	V	S	17.1	14.9	0.19	0.16	3.8	94.5	82.0	14	
150035	VILLESTRUP Å, QUEGÅRD	HT	V	S	21.8	22.0	0.63	0.48	8.5	1361.8	1366.0	17	
150036	VILLESTRUP Å, MØLDRUP	T	V	LS	13.5	12.3	0.35	0.26	5.3	334.6	319.8	26	

Bilag IV

Arealanvendelsen i vandløbsoplandene angivet som den procentvise fordeling af dyrkede arealer, skov, ferskvandsdækkede arealer, befæstede arealer og en rest.

Der er kun medtaget de vandløbsoplande, der er anvendt i 1993.

Bilag V

Bilaget viser en oversigt over udviklingen i punktkildebelastning med total N og Total P til de punktkildebelastede overvågningsvandløb i perioden 1989-1993.

Belastningen er opgivet som henholdsvis ton N år^{-1} eller ton P år^{-1} og som en procendel af den målte transport.

Bilag VI

STNR	VANDLØBS-NAVN	INDEX
KØBENHAVNS KOMMUNE		
530028	DAMHUSÅEN, LANDLYSTVEJ	III-IV
530031	SØBORGHUS RENDE, DUNHAMMERVEJ	III-IV
KØBENHAVNS AMT		
500048	KIGHANERENDEN, CAROLINE MATH.	II-III
500051	MØLLE Å, STAMPEN MØLLE	III
520020	NYBØLLE Å, NYBØLLEVADE BRO	II-III
520022	JONSTRUP Å, KNARDRUPVEJ	III
530010	LL. VEJLE Å, PILEMØLLEN	IV
530011	ST. VEJLE Å, VEJLEBROVEJ	II-III
530042	HARRESTRUP Å, FÆSTNINGSKANALEN	III-IV
EDERIKSBORG AMT		
480004	ESRUM Å, ØRNEVEJ	II
480006	FØNSTRUP BÆK, STENHOLTS MØLLE	I-II
480007	HØJBERG Å, HANEBJERGÅRD	II-III
480010	SØBORG KANAL, PARKVEJ	III
480011	ØSTERBÆK, STENSTRUPGÅRD	II-III
490054	ARRESØ KANAL, ARRESØDAL SLUSE	III
490057	LYNGBY Å, PUMPESTATION	III
490058	PØLE Å, PIBEMØLLE	II-III
490059	RAMLØSE Å, OLDTIDSVEJ	III
490061	ABELHOLT Å, SØSTERBRO MØLLE	III
500056	NIVE Å, JELLEBRØ	III
500057	USSERØD Å, NIVE MØLLE	II-III
500061	HESTETANGS Å, KOBASSEVEJ	II-III
520025	GRÆSE Å, HØRUP	II-III
520029	HAVELSE Å, STRØ	II-III
520033	MADEMOSE Å, TORSLEV	II-III
520034	SPANGEBÆK, SPANGEBRO	II-III
520035	UDESUNDBY Å, FREDERIKSSUND	II-III
520037	VERKSØMOSE VANDLØB, VARSØGÅRD	II-III
520039	VEREBRO Å, VERKSØ BRO	II-III
ROSKILDE AMT		
520063	HOVE Å, GUNDSØGÅRD	III
520064	HOVE Å, HOVE MØLLE	II-III
520068	LANGVAD Å, STOREMØLLEBRØ	II-III
520071	MAGLEMOSE Å, LANDBOGÅRD	II-III
520084	HELLIGRENDEN, BORREVEJLE SKOV	II-III
530020	KØGE Å, LELLINGE DAMBRUG	II-III
530026	SKENSVED Å, NAURBJERG BRO	III-IV
580019	BORUP BÆK, LAMMESTRUP	II-III
590006	TRYGGEVALDE Å, LL. LINDE	II-III
VESTSJÆLLANDS AMT		
510023	SØRENDE, URNEBÆKKE	II-III
510024	TUSE Å, NYBRØ	II-III
540002	FLADMOSE Å, DYSSEGÅRD	IV
550016	TRANEMOSE Å, TISSØGÅRD	II-III
550018	ÅMOSE Å, BRØMØLLE	II-III
560001	BJERGE Å, FÅRDRUP	II-III
560002	SEERDRUP Å, JOHANNESDAL	II-III
560003	TUDE Å, SKRÆTHOLM	II-III
560005	TUDE Å, VALBYGÅRD	II-III
570044	HULEBÆK, HULEBÆKSHUS	II-III
570047	RINGSTED Å, VRANGSTRUP	II-III
570050	SUSÅ, NÆSBY BRØ	II-III
570063	HARALDSTED Å, OS HARALDSTED BY	II-III
STORSTRØMS AMT		
570052	FLADSÅ, JØRGENSEMINDE	II
570055	SALTØ Å, NS. HARRESTED Å	II-III
570058	SUSÅ, HOLLØSE MØLLE	I-II
600024	FAKSE Å, BORRESHOVED	II-III
600026	HERREDSBÆK, HERREDS BRØ	I-II
600027	HULEBÆK, BRØSKOV	II-III
600031	MERN Å, SAGEBY BRØ	II-III
600035	TRANEGÅRD LILLE Å, TRANEGÅRD	III
610013	FRIBRØDRE Å, RØDEMARK	II-III
610014	POMLERENDE, OS RESTAURENT	III-IV
620014	HØJVANDSRENDE, LILLE RØSNING	II-III
620015	MAREBÆKSRRENDE, LILLE KØBELEV	IV
620017	RYDE Å, PUMPESTATION INDV.	III-IV
620022	HALSTED Å, HULEBÆK HUSE	II-III
640019	HEJREDE SØ T.31L, LYSEBRØ	III
640021	HEJREDE SØ T.36, SØMOSE	III
640025	NALDEVADS Å, STRÆDESKOV	II-III
650001	HOVEDKANAL, KRANITZTE P.	IV
BORNHOLMS AMT		
660014	BAGGE Å, HASLE KLINKER	II-III
670017	ØLE Å, BOESGÅRD	I-II
670018	KØBBE Å, KØBBEDAL	I-II
670019	ØLE Å, VIBEBÆKKE	I-II
FYNS AMT		
430001	STORÅ, 4.6	II-III
430003	RINGE Å, 3.05	II-III
430007	VIBY Å, 2.90	II-III
440021	VINDINGE Å, 9.90	II-III
450002	ODENSE Å, 9.45	III
450003	ODENSE Å, 22.35	II-III
450004	ODENSE Å, 35.80	II
450005	STAVIS Å, 8.25	II
450033	ARRESKOV SØ, TILLØB 4	I-II
450034	ARRESKOV SØ, TILLØB 5	II
450040	LANGESØ, TILLØB 3	II-III

Vandløb: Faunaindex 1993

450041	LANGESØ, TILLØB 1	II
450043	LINDVED Å, 1.20	II-III
450044	LUNDE Å, 7.25	II-III
450046	RYDS Å, 1.85	II-III
450048	VEJRUP Å, 2.30	II-III
450058	GEELS Å, 3.45	II-III
460001	BRENDE Å, 5.3	I-II
460017	HÅRBY Å, 3.10	II
460018	SØHOLM SØ, TILLØB 1	II
460020	FUGE MØLLEÅ, 3.40	II-III
470001	HUNDSTRUP Å, 6.86	II
470035	SYLTHEÅ Å, 2.40	II-III
470036	VEJSTRUP Å, 1.80	I-II
470037	STOKKEBÆKKEN, 1.80	I
470063	KONGSHØJ Å, 6.05	I-II
SØNDERJYLLANDS AMT		
370035	JERNHYT BÆK, VOJENS-NDR JERNHY	II-III
370036	KER MØLLE Å, T.T. HEJLS NOR	II-III
370037	SKALLEBÆK, T.T. HADERLEV DAM	II-III
370038	TAPS Å, RENSNINGSANLÆG	II-III
370039	SILLERUP BÆK, VADBRO	II-III
380020	BLÅ Å (LILLEÅ), T.T. JELS OVERSØ	II-III
390001	BRØNS Å, BRØNS	II
390002	REJSBY Å, VADEHAVET	II-III
400001	BREDE Å, BREDEBRO	II
400002	LANDEBY BÆK, LØGUMKLOSTER	I-II
410012	ELSTED BÆK, T.T. GENNER BUGT	I
410014	FISKEBÆK, T.T. FLENSBORG FJORD	II-III
410015	FRIERSKOV BÆK, T.T. FLENSB.FJ.	I-II
410016	PULVERBÆK, T.T. MJANG DAM, ALS	II
410020	BLÅ Å - BOVRUP BÆK, BLANSSKOV	II
420012	BOLEBRO BÆK, BASSEKLINT	I-II
420014	BJERNDRUP MØLLEÅ, T.T.LL.SØGÅR	II-III
420016	GRØNÅ, RØRKER	I
420021	VIDÅ, EMMERSLEV	I
RIBE AMT		
300013	LANGSLADE RENDE, VESTERHAVET	III
310027	VARDE Å, VAGTBORG	I-II
310032	FRISVAD MØLLEBÆK, NØGLEBRO	II-III
350006	BRAMMING Å, SDR. VONG	II-III
350010	SNEUM Å, NØRÅ BRO	I-II
350011	SØLBJERG-LUNDE BÆK, A 11	II
350012	STØDBÆK, OS SNEUM Å	II-III
350013	STENDERUP BÆK, STENDERUP-TOBØL	II-III
360009	KONGE Å, VILSLEV SPANG	II
360012	GAMST MØLLEBÆK, STYRT	II
380024	RIBE Å, STAVNAGER BRO	II
VEJLE AMT		
210089	GUDEN Å, VOERVADSBRO	I
210090	GUDEN Å, MØLLERUP	II
210872	ØLHOLM BÆK, ØLHOLM	II-III
250018	SKJERN Å, TYRSKOV	II
250019	OMME Å, FARRE	II-III
250020	HOLTUM Å, HYGILD	II-III
250021	BRANDE Å, HESSELBJERGE	II-III
270004	LILLE-HANSTED Å, HANSTED	II
270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	II-III
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	II
290007	RÅRUP Å, ÅSTRUP	II-III
290008	ROHDEN Å, RÅRUP MLL.DAMBRUG	II-III
320001	VEJLE Å, HARALDSKER	II
320002	VEJLE Å, REFSGÅRDSLUND	II-III
320004	GREJS Å, GRETSDALENS PL.	I
320022	HØJEN Å, NEDERBRO	I
330004	SPANG Å, BREDSTRUP	II-III
340002	VESTER-NEBEL Å, ELKÆRHOLM	II-III
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN	II
340022	BORLEV BÆK, BORLEV Å	II-III
360001	KONGE Å, HOLTGÅRD	II
370011	SOLKER Å, MØLLEBRO	II-III
RINGKØBING AMT		
160023	BREDKER BÆK, KÆRGÅRD ML.DAMBRU	II-III
160024	FALD Å, KOKHOLM	II-III
160028	SKØDBÆK, OS. LEMVIG SØ	II-III
220042	BÆRKER BÆK, OS FUGLKER Å	III
220043	ELLEBÆK, ELLEBÆK BRO	III
220047	HESTBÆK, HESTBÆK BRO	II
220048	IDUM Å, IDUM	II
220050	RÅSTED LILLE Å, HVODAL	II-III
220053	SUNDS MØLLEBÆK, GAMMEL SUNDS	II-III
ÅRHUS AMT		
150002	KASTBJERG Å, NORUP	II-III
210029	BRUSGAARD MØLLEBÆK, BRUSGÅRD	II-III
210030	KNUD Å, SOPHIEDAL	II-III
210062	SALTEN Å, SALTENBRO	II
210072	ELLERUP BÆK, VED VEJBRO	II
210110	SKÆRBÆK, FAVRHOLT	II
210413	ALLING Å, NY RAVEBRO	II
210529	FUNDER Å, FUNDERHOLME	II-III
210572	KNUD Å, T.T. VENGE SØ	I
210585	NIMDRUP BÆK, V.F. KARLSØ	I
210648	HVLTE BÆK, OS RENSNINGSANLÆG	II-III
210681	RAVNSØ, SYDLIG TILLØB	I-II
210752	HORNDRUP BÆK, LAMMEKROG	I
210753	HORNDRUP BÆK, RØDEKER	I
210754	HORNDRUP BÆK, BALLEGÅRD TILLØB	I
210759	JAVNGYDE BÆK, RENSNINGSANLÆG	II-III
210861	RUSTRUP SKOVBÆK, T.T. THORSØ	II
210873	HOLMSBÆK, OPST. HOLMSBÆK	II
240061	FELDBÆK, FELDBÆKGÅRD	III-IV
260082	ÅRHUS Å, SKIBBY	II-III
260096	LYNGBYGÅRDS Å, A 15	II

Vandløb: Faunaindex 1993

VIBORG AMT

110010	HARRING Å, HARRING HEDEGÅRD	III-IV
110011	HVIDBJERG Å, HVIDBJERG MLEGG.	II-III
130005	LERKENFELD Å, LERKENFELDT MLEGG.	II-III
160030	LYBY-GRØNNING GRØFT, HULEBRO	III
170004	HVAM BÆK, GL. HVAM	II
170005	SIMESTED Å, SDR. BORUP	I-II
180077	SKALS Å, LØVEL BRO	II
190012	JORDBRO Å, JORDBRO MØLLE	II-III
190015	LÅNUM BÆK, BÆKGÅRD	II
200024	KARUP Å, NØRKER BRO	I
210461	GUDEN Å, ULSTRUP BRO	II-III
210487	MAUSING MØLLEBÆK, ENGBRO	II-III
210786	HAURBÆK, OS HINGE SØ	II-III
210799	STIGSBÆK, STIGSBRO	II
210803	SKJELLEGRØFTEN	II

NORDJYLLANDS AMT

20005	ELLING Å, ELLING KIRKE	I-II
30002	UGGERBY Å, NS RANSBÆK	II-III
40002	LIVER Å, GL. KLITGÅRD	II-III
40003	OVERKLIT GRØFTEN, JESPERSMINDE	II
50003	VOER Å, FÆBROEN	II
60001	RY Å, MANNA	II
70001	LINDHOLM Å, SKARVAD	II-III
80001	GERÅ, MELHOLT KIRKE	II-III
90002	LANGESLUND KANAL, TVEKÆRGÅRD	III
100006	HALKER Å, V. ÅGÅRD	II-III
100008	HALKER Å, V. STENILDVAD	II-III
100010	KERS MØLLEÅ, SKALBORG	II-III
100011	ROMDRUP Å, LODSHOLM BRO	II-III
130009	FALDBÆK, VILLESTED-OVERLADE	II
130011	ODDERBÆK, FARVØ BROEN	II
130015	ODDERBÆK, RISKER	II-III
140016	LINDENBORG Å, VED MØLLEBRO	II
140020	REFSKER BÆK, V. SIEM SKOVVEJ	II
150032	HASLEVGAARDS Å, TRÆPELEBRO	II-III
150033	LUNDEGÅRDSBÆK, EGELUND	I
150034	VALSGÅRD BÆK, TRENBAKKE	I-II
150035	VILLESTRUP Å, OUEGÅRD	II-III
150036	VILLESTRUP Å, MØLDRUP	II-III

Bilag VII

Vandlebenaavn	Op- lands- areal	% dyr- ket areal	Jordtype	Længde af tidsserier																
				78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84	84/85	85/86	86/87	87/88	88/89	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	
Jylland:																				
Karup A, Hagebro	522,0	-65	sand																	
Gryde A	33,3	-69	sand																	
Holtum A, Hylild	117,3	69	sand																	
Brande A, Hesselbjerg	46,5	87	sand																	
Skjern A, Alergård	1040,0	-81	sand																	
Herreds A, Vegger Bro	105,0	-	sand																	
Kørs Mølle A, V. Skalborg	128,4	82	sand																	
Årup A, Årup	105,0	82	sand																	
Trend A, V. Trend	136,2	-	sand																	
Kastbjerg A, Norup	96,3	86	sand																	
Simsted A, Sdr. Borup	223,1	79	sand																	
Skals A, Lovel Bro	556,4	75	sand																	
Jordbro A, Jordbro Mølle	110,9	69	sand																	
Gjern A, Smingevad Bro	113,6	77	sand/ler																	
Gelbek, Lyngby Bro	11,2	98	ler																	
Voel Bek, Voel Bro	9,8	-	sand																	
Knud A, Sophiedal	32,2	91	sand/ler																	
Guden A, Voervadsbro	377,4	85	sand																	
Guden A, Møllerup	11,9	81	sand																	
Alling A, Ny Ravebro	237,9	91	sand																	
Hadsten Lille A, Lejstrup Dambrug	304,0	85-90	sand/ler																	
Ryom A, Ryomgård Bro	72,0	-75	sand																	
Lyngbygårds A, Styrt 1 Brokjar	126,0	84	sand																	
Fyn:																				
Storå, st. 4.6	136,8	89	sand/ler																	
Ringe A, st. 3.05	28,1	92	sand/ler																	
Viby A, st. 2.9	29,1	89	ler																	
Ørbæk, st. 1.275	25,0	84	sand/ler																	
Vindinge A, st. 9.9	127,6	82	ler																	

Bilag VIII

I dette bilag findes en opgørelse på månedsbasis vedrørende kvælstof, fosfor og vand for de ni 1. ordens marine kystafsnit:

- Tabel 1: Tilførsel af total kvælstof på månedsbasis
- Tabel 2: Tilførsel af total fosfor på månedsbasis
- Tabel 3: Nitrat-nitrittilførslen til de ni 1. ordens marine kystafsnit udtrykt i procent af den totale kvælstoftilførsel opgjort på månedsbasis
- Tabel 4: Opløst orthofosfat fosfortilførslen til de ni 1. ordens marine kystafsnit i procent af den totale fosfortilførsel opgjort på månedsbasis
- Tabel 5: Månedsvandtransporten til de ni 1. ordens kystafsnit
- Tabel 6: Vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof for den totale afstrømning til marine kystafsnit fordelt på månedsbasis
- Tabel 7: Vandføringsvægtede koncentrationer af total fosfor for den totale afstrømning til marine kystafsnit fordelt på månedsbasis

Tabel 1

Månedtilførsel af kvælstof til marine kyststafsnit i ton

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	I alt
Nordsøen	3961	2471	2029	1318	818	634	659	877	1351	2253	1677	4071	22121
Skagerrak	661	243	174	119	93	80	75	82	94	220	114	480	2436
Kattegat	6482	3818	2461	1709	1164	923	964	1075	1760	3188	2069	6219	31833
Nordlige Bælt.	2505	1242	543	277	124	88	92	106	529	1203	598	2449	9754
Lillebælt	2467	1250	754	373	221	186	188	228	661	1160	634	2489	10611
Storebælt	3846	2409	1107	569	268	164	139	172	1279	2177	1298	4033	17462
Øresund	1099	731	502	426	402	402	421	425	931	833	597	1225	7992
Sydlig Bælt	388	155	34	13	5	4	4	5	94	130	82	360	1274
Østersøen	869	536	279	145	56	40	41	50	601	548	264	928	4355
Total	22277	12854	7883	4950	3151	2521	2583	3020	7301	11713	7333	22254	107838

Tabel 2

Månedtilførsel af fosfor til marine kyststafsnit i ton

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	I alt
Nordsøen	75	51	49	31	22	19	20	23	30	56	40	97	514
Skagerrak	21	12	10	10	10	9	10	9	8	9	9	16	134
Kattegat	107	72	72	57	52	46	50	55	65	90	64	120	850
Nordlige Bælt.	35	17	12	8	9	10	10	11	23	30	14	47	225
Lillebælt	46	25	22	16	16	16	17	19	32	33	23	61	326
Storebælt	56	41	23	18	18	16	17	18	49	60	38	77	432
Øresund	84	81	79	79	79	79	81	81	91	84	80	88	986
Sydlig Bælt	4	2	1	1	1	1	1	1	3	2	2	7	24
Østersøen	13	10	8	8	8	8	8	8	21	12	9	17	130
Total	441	311	277	228	215	203	214	225	323	377	279	530	3622

Tabel 3
% NO23 af total N transport

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	I alt
Nordsøen	57.4	58.4	58.3	58.2	59.0	58.3	56.0	52.4	52.7	54.6	57.7	60.3	55.1
Skagerrak	88.4	88.1	84.2	82.7	84.2	79.6	85.9	85.3	89.5	91.2	87.0	89.6	72.8
Kattegat	84.6	84.2	83.8	81.5	78.6	77.8	78.1	75.9	79.0	78.5	80.9	81.3	76.9
Nordlige Bælt.	87.4	86.1	81.8	78.1	67.3	67.3	63.1	60.1	75.3	78.4	80.2	84.4	79.9
Lillebælt	77.5	77.9	77.1	72.9	65.4	62.7	64.3	59.8	63.4	66.0	73.2	76.6	69.1
Storebælt	88.6	95.6	90.5	88.7	85.4	82.4	80.5	78.9	83.5	85.1	84.1	89.8	83.9
Øresund	90.5	89.2	88.3	88.6	88.7	88.2	88.2	87.6	85.1	88.6	85.9	84.9	41.5
Sydlig Bælt/hav	96.3	99.8	98.0	88.4	70.0	76.0	70.4	70.4	77.0	89.8	87.7	92.4	90.4
Østersøen	91.9	97.3	94.9	92.3	85.5	85.4	85.9	85.9	85.2	86.6	89.0	92.0	83.7
Total	73.0	74.3	77.3	78.0	78.5	78.5	77.5	75.1	65.3	68.4	73.4	72.4	65.6

Tabel 4
% PO4_P af total P transport

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	30.2	27.9	25.3	28.4	31.9	37.5	39.2	40.2	37.9	33.3	35.3	27.6	24.2
Skagerrak	53.4	71.6	75.0	80.7	81.6	85.9	88.4	86.5	85.1	75.8	72.0	50.7	28.1
Kattegat	51.4	54.2	41.9	47.2	49.7	60.4	65.1	65.0	66.3	58.5	62.3	53.5	34.5
Nordlige Bælt.	50.4	55.2	38.3	46.2	48.0	68.7	59.7	55.8	53.4	58.7	58.1	51.9	40.8
Lillebælt	49.4	56.2	52.7	59.0	63.5	67.1	65.8	59.8	50.3	53.9	57.8	46.1	29.8
Storebælt	75.0	77.9	70.3	73.3	79.9	85.1	85.1	82.2	63.8	74.2	78.5	63.5	47.1
Øresund	86.9	88.0	88.2	88.6	89.7	89.8	88.7	87.2	86.2	87.5	88.4	85.8	13.2
Sydlig Bælt/hav	61.4	65.6	73.6	72.3	73.8	80.6	78.0	83.5	80.9	71.4	68.9	46.1	42.9
Østersøen	69.8	77.7	83.9	85.7	86.2	88.7	88.1	86.9	60.2	72.4	76.8	58.2	22.1
Total	54.7	60.7	57.9	64.7	67.9	73.1	73.1	70.9	60.8	59.7	65.7	50.8	25.3

Tabel 5
Månedsvandtransport (1E6m³)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	727	486	431	307	225	169	178	234	317	460	342	729	4606
Skagerrak	65	26	21	15	12	9	10	13	14	29	15	43	269
Kattegat	725	460	379	289	227	187	206	242	288	487	338	732	4559
Nordlige Bælt.	192	94	50	34	21	14	18	23	78	121	64	230	989
Lillebælt	230	117	80	45	29	23	26	33	89	141	78	282	1174
Storebælt	279	178	81	46	21	11	11	19	168	221	136	422	1593
Øresund	53	32	17	10	5	4	7	10	77	51	25	93	384
Sydlige Bælthav	24	11	3	2	1	0	0	1	9	14	8	36	109
Østersøen	52	38	22	12	3	1	1	3	44	47	24	92	340
Total	2348	1443	1084	759	543	419	457	577	1083	1571	1029	2659	13972

Tabel 6

Vandføringsvægtet TN-koncentration (mg/l)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	5.4	5.1	4.7	4.3	3.6	3.8	3.7	3.7	4.3	4.9	4.9	5.6	4.8
Skagerrak	10.2	9.3	8.4	8.1	7.8	9.2	7.6	6.5	6.9	7.7	7.7	11.2	9.1
Kattegat	8.9	8.3	6.5	5.9	5.1	4.9	4.7	4.4	6.1	6.5	6.1	8.5	7.0
Nordlige Bælt.	13.0	13.2	10.8	8.1	5.9	6.1	5.1	4.7	6.8	9.9	9.4	10.6	10.4
Lillebælt	10.7	10.7	9.5	8.4	7.6	8.0	7.3	6.8	7.4	8.2	8.2	8.8	9.0
Storebælt	13.8	13.5	13.6	12.5	12.8	14.8	12.8	9.1	7.6	9.9	9.6	9.6	11.0
Øresund	20.5	23.2	29.2	41.3	73.4	96.2	61.8	44.2	12.1	16.3	24.0	13.2	20.8
Sydlige Bælthav	16.0	13.6	11.0	8.9	8.2	13.9	10.6	6.9	10.5	9.7	9.9	10.0	11.7
Østersøen	16.6	14.1	12.6	12.0	19.2	50.0	35.7	16.6	13.6	11.6	11.0	10.1	12.8
Total	9.5	8.9	7.3	6.5	5.8	6.0	5.7	5.2	6.7	7.5	7.1	8.4	7.7

Tabel 7

Vandføringsvægtet TP-koncentration (mg/l)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	0.103	0.104	0.115	0.102	0.098	0.112	0.111	0.098	0.095	0.122	0.117	0.134	0.112
Skagerrak	0.324	0.474	0.491	0.688	0.876	1.058	1.054	0.689	0.576	0.326	0.576	0.365	0.496
Kattegat	0.147	0.157	0.190	0.197	0.231	0.247	0.245	0.228	0.227	0.185	0.188	0.163	0.186
Nordlige Bælt.	0.180	0.184	0.234	0.237	0.420	0.673	0.548	0.492	0.302	0.244	0.220	0.205	0.240
Lillebælt	0.202	0.214	0.274	0.369	0.539	0.666	0.651	0.583	0.361	0.233	0.294	0.216	0.278
Storebælt	0.200	0.231	0.289	0.395	0.862	1.486	1.556	0.954	0.294	0.272	0.282	0.181	0.271
Øresund	1.577	2.558	4.593	7.653	14.378	18.927	11.896	8.411	1.183	1.651	3.229	0.956	2.569
Sydlige Bælthav	0.155	0.154	0.306	0.581	1.109	2.318	1.979	1.414	0.303	0.174	0.227	0.191	0.222
Østersøen	0.251	0.256	0.367	0.634	2.697	9.825	7.015	2.645	0.480	0.263	0.394	0.185	0.384
Total	0.188	0.215	0.255	0.301	0.395	0.486	0.468	0.390	0.298	0.240	0.271	0.199	0.259

Bilag IX

Definition af termer

<i>Arealkoefficient</i>	Stofafstrømningen fra et opland i kg divideret med arealet af oplandet i ha.
<i>Årsmiddelkoncentration</i>	Summen af målte koncentrationer af f.eks. total fosfor i en periode divideret med antallet af målinger i perioden.
<i>Vandføringsvægtet koncentration</i>	Stoftransporten af f.eks. total fosfor i en periode divideret med vandtransporten i perioden.
<i>Tab fra opland (oplandstab)</i>	Målte transport divideret med topografiske oplande.
<i>Tab fra det åbne land (åbent landstab)</i>	(Målte transport minus punktkilder) divideret med topografiske oplande.
<i>Det diffuse tab</i>	(Målte transport minus punktkilder og tillagt retention) divideret med det topografiske opland.
<i>Tab fra dyrkede arealer (tab fra landbrugsarealer)</i>	(Målte transport minus punktkilder og spredt bebyggelse og tillagt retention) divideret med dyrket oplandsareal.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. 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 Miljökemi
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, tema-rapporter, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, 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.

ISBN: 87-7772-165-9
ISSN: 0905-815X

