



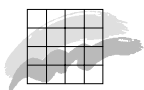
Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Vandløb og kilder 2000

Faglig rapport fra DMU, nr. 378

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Vandløb og kilder 2000

*Faglig rapport fra DMU, nr. 378
2001*

*Jens Bøgestrand (red.)
Afdeling for Vandløbsøkologi*

Datablad

Titel:	Vandløb og kilder 2000
Undertitel:	NOVA 2003
Redaktør:	Jens Bøgestrand (red.)
Afdeling:	Afdeling for Vandløbsøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 378
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December, 2001
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering
Tegninger:	Kathe Møgelvang, Tinna Christensen & Juana Jacobsen
EDB:	Jytte Erfurt, Marianne Pedersen, Carsten B. Nielsen
ETB:	Anne-Dorthe Villumsen
Bedes citeret:	Bøgestrand, J. (red.) 2001: Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 378. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Emneord:	Vandløb, kilder, miljøtilstand, overvågning, NOVA 2003
ISBN:	87-7772-645-6
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	120
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapporterne er en fortsættelse af rapporterne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).
Internet:	Rapporten findes kun som PDF-fil på Danmarks Miljøundersøgelses hjemmeside http://faglige-rapporter.dmu.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 7

1 Indledning 9

- 1.1 Om overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden 10

2 Klima og afstrømning 13

- 2.1 Nedbør og temperaturforhold i 2000 13
- 2.2 Afstrømningsforhold 14
- 2.3 Vandbalance 16

3 Vandkvalitet i kildebække 19

- 3.1 Kvælstof 19
- 3.2 Fosfor 19

4 Kvælstof i vandløb 21

- 4.1 Tilstanden i 2000 21
- 4.2 Udviklingen i perioden 1989-2000 23
- 4.3 Udviklingen i længere tidsperspektiv 25

5 Fosfor 29

- 5.1 Tilstanden i 2000 29
- 5.2 Udviklingstendenser i perioden 1989-2000 31

6 Oplandsanalyse 33

- 6.1 Indledning 33
- 6.2 Hydrologisk beskrivelse af oplandene 33
- 6.3 Undersøgelse af dyrkningspraksis i oplandene 37
- 6.4 Kvælstofomsætning 40
- 6.5 Konklusion 44

7 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller 45

- 7.1 Miljøfremmede stoffer 45
- 7.2 Tungmetaller 56

8 Biologisk vandløbskvalitet (DVFI) 61

- 8.1 Generel miljøtilstand i danske vandløb 61
- 8.2 Udvikling i vandløbenes miljøtilstand 62
- 8.3 Regionale forskelle i vandløbenes miljøtilstand 62
- 8.4 Miljøtilstanden i små og store vandløb 63
- 8.5 Målsætningsopfyldelse i danske vandløb 63

9 Udvidet biologi 65

- 9.1 Undersøgelsernes formål 65
- 9.2 Generel karakteristik af vandløbene 66
- 9.3 De biologiske forhold 66

- 9.4 Betydningen af de fysiske og kemiske faktorer for smådyrfaunaen og fiskene 69
- 9.5 Hvordan kan miljøtilstanden forbedres i de mindre vandløb 71

10 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit 73

- 10.1 Stoftilførslerne til marine kystafsnit i 2000 73
- 10.2 Sæsonvariationerne i tilførslerne i 2000 76
- 10.3 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000 77
- 10.4 Udvikling i vand- og stoftilførsel til hver af de ni 1. ordens marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000 83
- 10.5 Udvikling i sæsonvariationer i tilførslerne til de marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000 85
- 10.6 Sammenfatning 85

Referencer 87

Bilag

- Bilag 2.1 Metode til opgørelse af ferskvandsafstrømningen
- Bilag 2.2 Målestationer til opgørelse af ferskvandsafstrømningen
- Bilag 2.3 Opgørelsesgrundlaget for ferskvandsafstrømningen
- Bilag 2.4 Ferskvandsafstrømning til 2. ordens kystafsnit i $l\ s^{-1}$ i 2000
- Bilag 3.1 Udvikling i N og P i kilder i dyrkede og naturoplande
- Bilag 3.2 Udvikling i N og P i kilder i ler- og sandjorsoplande
- Bilag 4.1 Udvikling i kvælstofdata, 1989-2000
- Bilag 4.2 Udvikling i kvælstofkoncentrationer
- Bilag 5.1 Udvikling i fosfordata, 1989-2000
- Bilag 5.2 Udvikling i fosforkoncentrationer, kortbilag
- Bilag 7.1a Forekomst og koncentrationer af pesticider i vandløb i landbrugsoplande – intensivt program
- Bilag 7.1b Forekomst og koncentrationer af pesticider vandløb i landbrugsoplande – ekstensivt program
- Bilag 7.1c Forekomst og koncentrationer af pesticider i store vandløb
- Bilag 7.2 Pesticidforekomst og koncentrationsniveauer
- Bilag 7.3 Grænseværdier for pesticider i overfladevand
- Bilag 7.4 Forekomst og koncentrationer af 9 forskellige grupper miljøfremmede stoffer i store vandløb
- Bilag 7.5 Transport af alle fundne miljøfremmede stoffer
- Bilag 10 Tilførsel af kvælstof til 1. og 2. ordens kystafsnit

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU/NERI technical reports

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var 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 ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

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

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb og kilder" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder 2000. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2000" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

[Tom side]

Sammenfatning

Mild og lidt våd 2000

Vejret i 2000 var meget varmt og lidt mere vådt end normalt.

Tilsvarende var den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande lidt højere end normalt, ca. 16.400 mill. m³ (382 mm) eller 16 % over normalen.

Diffus afstrømning er hovedkilden til både kvælstof og fosfor

Den diffuse afstrømning (inklusiv spredt bebyggelse) er hovedkilden til tilførslen af både kvælstof (92 % i 2000) og fosfor (65 % i 2000) til de marine kystafsnit. For fosfor udgør belastningen fra spredt bebyggelse ca. 12 % af det diffuse bidrag.

Fald i de samlede tilførsler af kvælstof og fosfor til havet

Der har været et statistisk signifikant fald fra 1989 til 2000 i de samlede udledninger af både fosfor og kvælstof til de marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger. Ved analysen er der anvendt vandføringsvægtede koncentrationer for at minimere de klimatiske faktorer. Hovedparten af ændringen må tilskrives et fald i udledningen fra rensningsanlæg og industri.

Reduktion i udledninger af næringsstoffer med spildevand

Der har været en markant reduktion i de samlede udledninger af spildevand fra midten af 1980'erne til 2000, nemlig 68 % for kvælstof og 87 % for fosfor. Herved er betydningen af de diffuse kilder blevet forholdsvis større, specielt i afstrømningsrige år.

Reduktion i diffus udledning af kvælstof

For første gang siden overvågningsprogrammets start i 1989 er der påvist et signifikant fald i den samlede diffuse tilførsel af kvælstof til danske havområder. Faldet er estimeret til 29% siden 1990. Der kan stadig ikke konstateres nogen signifikant ændring i den diffuse fosfortilførsel.

Faldende fosfortransport i spildevandspåvirkede vandløb

Der er sket markante fald i fosforkoncentration i vandløb, der i 1989-91 var påvirkede af spildevandsudledninger fra rensningsanlæg og dambrugsudledninger. I gennemsnit ses et fald på 25 % efter korrektion for variationer i den årlige vandføring. Vandløb i dyrkede områder udviser ligeledes en svag tendens til faldende fosforkoncentration siden 1989, gennemsnitligt 6 %, men tendensen er kun signifikant for få af vandløbene. En del af faldet skyldes en faldende udledning af fosfor fra spredt bebyggelse, idet der gennem perioden i stigende grad er anvendt mindre fosforholdige vaskemidler.

Faldende kvælstoftransport i spildevandspåvirkede vandløb

Kvælstofkoncentrationen er faldet i de fleste danske vandløb siden 1989, - også når der tages højde for variationer i vandføringen. Faldet, der typisk er på 23 % (median), er statistisk signifikant i 96 ud af 166 vandløb. Størst og mest sikkert er faldet i vandløb, der tidligere var spildevandsbelastede, men der er også faldende tendens i mange vandløb, der afvander dyrkede oplande uden betydende spildevandsudledninger. Faldet er signifikant i 44 % af vandløbene. Reduktionen i vandføringskorrigeret kvælstoftransport er på ca. 22 % i disse vandløb. Modelberegninger udført med udvaskningsfunktioner viser, at ændringerne i landbrugspraksis fra 1990 til 2000 ved normalklima vil medføre en gennemsnitlig reduktion i kvælstofudvaskningen fra det dyrkede areal på ca. 32 % i løbet af en årrække (Grant m.fl. 2001). Effekten i vandmiljøet vil dog slå igennem med nogen forsinkelse.

Flest vandløb med en moderat påvirket biologisk kvalitet

Resultaterne af undersøgelserne af smådyr i 2000 ved 1047 vandløbsstationer er at den dominerende tilstand var faunaklasse 4 som forekom på knapt 41% af stationerne. Faunaklasse 4 svarer til en moderat påvirket fauna hvor hovedparten af de mere krævende smådyrsarter enten mangler eller er meget fåtallige. Vandløb, der er upåvirkede eller svagt påvirkede (faunaklasserne 5, 6 og 7), forekom på godt 40% af stationerne, mens vandløb der er kraftigt eller meget kraftigt påvirkede (faunaklasserne 1, 2 og 3), udgjorde næsten 19%.

Vurderet ud fra faunaklasse var vandløbenes kvalitetsmålsætninger opfyldt ved 44 % af stationerne i 2000. I 1999 var målsætningen opfyldt ved 39 % af stationerne.

Pesticider

Undersøgelser af vandløb i landbrugsområder har resulteret i fund af 47 forskellige pesticider eller deres nedbrydningsprodukter. Blandt disse er der 15 pesticider der ikke mere er godkendte og 5 nedbrydningsprodukter fra disse. De stoffer der er fundet hyppigst er bl.a. Glyphosat, BAM, Isoproturon og Bentazon. Glyphosat er fundet i ca. 75% af alle vandprøverne. Der er en tydelig tendens til at de mest anvendte stoffer findes hyppigst og i de højeste koncentrationer. De højeste koncentrationer af godkendte pesticider er fundet i sprøjtesæsonen, men for mange af de ikke godkendte pesticider er der en mere jævn fordeling over året. Belastningen med pesticider er større i lerjordsområder end i sandjord. Der er i 36 vandprøver fundet stoffer i koncentrationer som kan have effekt på plante- eller dyreliv. Disse fund drejer sig om 9 stoffer.

For første gang siden overvågningsprogrammets start i 1989 kan der nu påvises et signifikant fald i den samlede diffuse tilførsel af kvælstof til danske havområder. Dermed ses der både en faldende tendens i den modelberegnete udvaskning, i koncentrationen i vandløb i dyrkede områder, i den samlede diffuse tilførsel til havet samt i den totale tilførsel til havet. Selv om størrelsen af de beregnede procentvise ændringer er behæftet med en vis usikkerhed peger alle resultaterne således på at udviklingen går den rigtige vej.

Resultaterne understreger vigtigheden af en kontinuerlig indsamling af måledata for at følge udviklingen i miljøet. De mange år betyder dels at de forureningsbegrænsende tiltag har haft tid til at virke og dels at der er indsamlet tilstrækkeligt mange data til at der kan opnås en statistisk sikker analyse.

1 Indledning

Jens Bøgestrand

1.1 Om overvågningsprogrammet

NOVA 2003-formål

Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA 2003) har som formål både at følge resultaterne af de tiltag, der blev vedtaget under vandmiljøplanen, og at tilgodese en række andre behov, herunder forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer.

Stationsnet og måleprogram

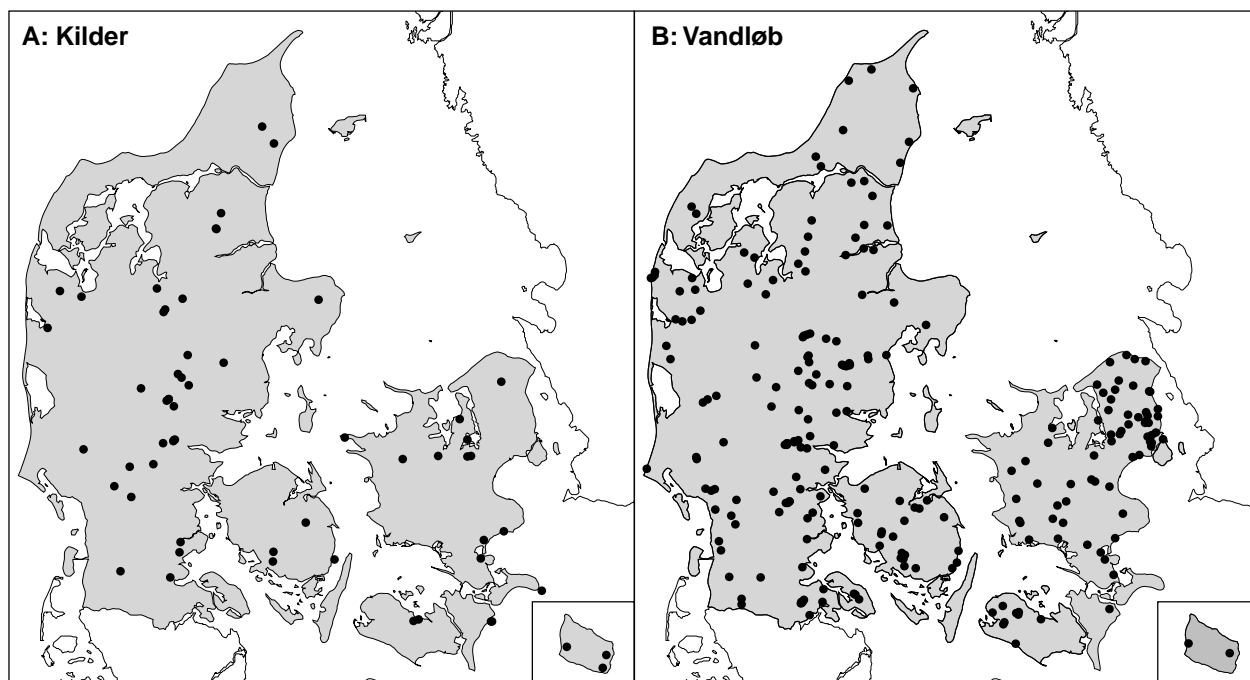
Der indgår 231 vandkemiske målestationer og 58 kilder (fig. 1.1) i NOVA. Måleprogrammet omfatter vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof er vigtige elementer, men der indgår også pH, vandtemperatur og andre fysiske parametre. Desuden tilvejebringes en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

På 5 målestationer i større vandløb måles der koncentrationer af en række tungmetaller. Desuden skal der på disse stationer samt de 25 landovervågningsstationer måles en lang række miljøfremmede stoffer. Det drejer sig både om pesticider og deres nedbrydningsprodukter samt andre organiske forbindelser, som kan have en direkte giftvirkning eller kan akkumuleres i fødekæden, herunder stoffer der stammer fra industri og husholdningsspildevand.

Vandløbsøkologi

På 80 stationer udføres et udvidet biologiprogram for at belyse sammenhængen mellem den biologiske tilstand i vandløbene og påvirkningen fra menneskeskabte faktorer. Der laves således undersøgelser af både bunddyrsfauna, vegetation, fysiske forhold og fiskebestand.



Figur 1.1 Kort over prøvetagningsstationer i vandløb og kilder

Desuden laves der på godt 1000 stationer en kvalitetsbedømmelse ud fra dansk vandløbsfauna indeks (DVFI) for at få et landsdækkende billede af vandløbenes tilstand.

Oplandsanalyser

På de 25 stationer, som indgår i landovervågningsprogrammet, laves der detaljerede opgørelser over både naturgivne og menneskeskabte forhold i oplandene, især i relation til næringsstoffer. Resultaterne anvendes til opstilling af simple modeller for vand- og stofkredsløb i oplandene for at opnå en bedre beskrivelse af stoftabet fra det åbne land til vandløbene.

1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden

Gennem overvågningsårene har der været nogle gennemgående principper for databehandling, analyse og præsentation.

Beregningsmetoder

Hvis intet andet er nævnt er gennemsnit beregnet som tidsvægtede for at tage højde for at målingerne ikke er jævnt fordelt over året. I relation til stoftransport er der dog ofte anvendt vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer, som tager højde for svingninger i vandføring, både over året og fra år til år. De beregnes ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

Typeoplande og typevandløb

I mange af rapportens analyser inddeles vandløbsstationerne i klasser på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet:

- Naturoplande (Type 1)
- Dyrkede oplande (Type 2 og 3)
- Oplande med punktkilder (Type 4)
- Oplande med dambrug (Type 5)
- Vandløb i byer (Type 6)

Mange vandløb har skiftet klasse siden overvågningsprogrammets start, f.eks. på grund af reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug.

Kriterierne for dyrkede oplande er lidt forskellige for kvælstof og fosfor. Antallet af stationer i denne kategori er derfor ikke det samme i kvælstof- og fosforkapitlerne.

Udviklingen gennem årene

Udviklingen i vandkvalitet og stoftransport vurderes ud fra resultaterne fra de ca. 150 vandløbsstationer som har været i drift siden 1991 eller tidligere. Ved analyse af udviklingen i de forskellige typer af vandløb anvendes typeinddelingen fra 1991. Enkelte vandløbsstationer udelades, hvis der er en nærliggende station i det samme vandløb, ligesom afløb fra søer ikke anvendes.

Langtidsudviklingen i kvælstoftransport vurderes desuden ud fra resultater fra 55 vandløb, hvorfra der også foreligger målinger fra før overvågningsprogrammets start i 1989.

Table 1.1 Stationstyper i vandløb. I kriterier for opdeling af typeoplande er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Antal stationer fordelt på oplandstyper anvendt i tidsserie-analyse (1989-99) og aktuelt 1999. Oplandstyper for tidsserie-analyser opgjort efter situation i 1991.

Oplandstype		1989-2000 tidsserie-analyser type 91	2000 aktuel status type 00
Naturoplande	Type 1	7	9
Vandløb i dyrkede oplande (P) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha	Type 2	38	62
Vandløb i dyrkede oplande (N) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha	Type 3	63	92
Vandløb med punktkilder	Type 4	78	76
Vandløb med dambrugsudledninger P fra dambrug > 30 % af total transport > 40 % af punktkildebidrag	Type 5	15	2
Vandløb i bebyggede områder > 50 % bebyggelse	Type 6	5	6

Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet

Ca. 170 vandløbsstationer, som ligger tæt på vandløbets udmunding i havet, anvendes ved beregning af tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet. Oplandet til disse stationer dækker ca. 57 % af Danmarks areal. I de 170 stationer indgår nogle af amternes regionalt drevne stationer, som udgør 5-10 % af den arealmæssige dækning. Stoftilførslen fra den resterende del af landets areal (det umålte opland) samt direkte spildevandsudledninger i havet opgøres efter metoden beskrevet af *Svendsen (1998)*.

Tilførsel fra forskellige forureningskilder

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette gøres både for de enkelte vandløbsstationer og for den samlede stoftransport til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i *Svendsen 1998*, men går i korthed ud på at man på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (byspildevand, industri m.m.) beregner bidraget fra det åbne land som differensen mellem punktkildebidraget og den samlede transport.

[Tom side]

2 Klima og afstrømning

Niels B. Ovesen

2.1 Nedbør- og temperaturforhold i 2000

2000 var varmt og lidt vådere end normalt

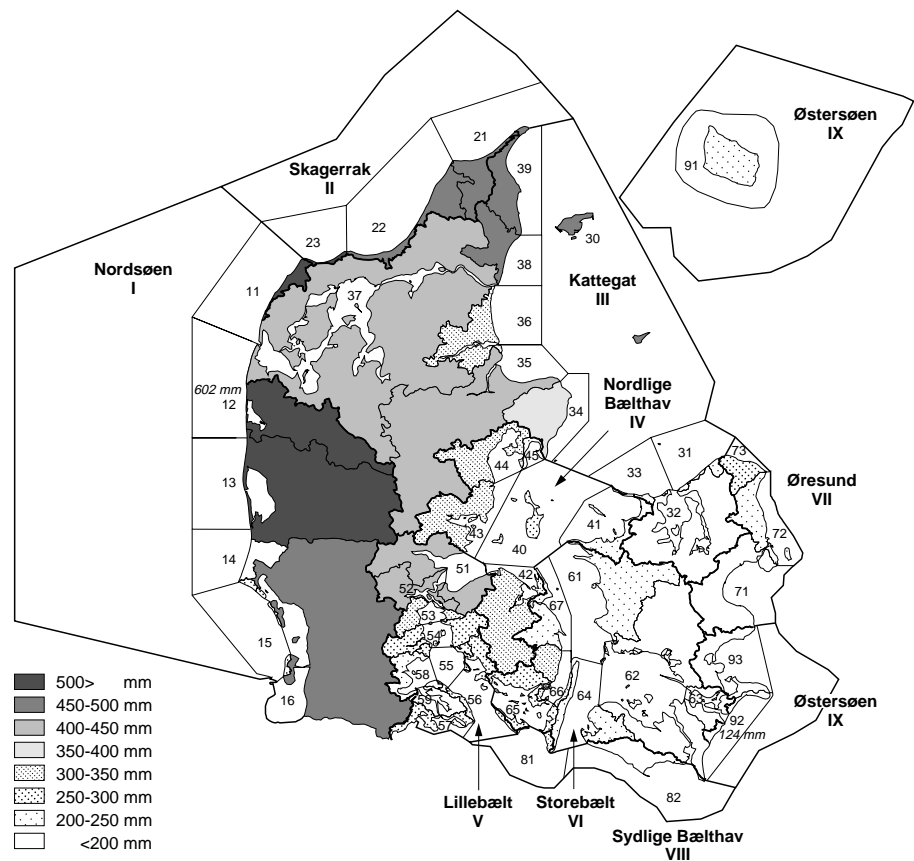
Vejret i 2000 var som helhed meget varmt og lidt mere vådt end normalt. Middeltemperatur på 9,2 °C var 1,5 °C over normalen (1961-90) og 0,7 °C over gennemsnittet for overvågningsperioden 1989-2000 (tabel 2.1). De 12 overvågningsår har været betydeligt varmere (0,8 °C) end normalen.

Efter to meget våde år, 1998 med 860 mm og 1999 med rekorden på 905 mm, blev 2000 kun lidt mere våd end normalt. Der blev for landet som helhed registreret 768 mm (normal 712 mm). De 12 overvågningsår har været lidt mere nedbørsrige end normalen. Nedbøren var jævnt fordelt med våde måneder i februar og marts samt oktober og november. Sommeren var gennemgående mere tør end normalt. (fig. 2.1).

Oplysningerne om de klimatiske forhold i dette kapitel stammer fra Cappelen og Jørgensen (2001). Fordampningsdata er fra Dansk JorbrugsForskning (DJF) og Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) beskrevet i Scharling (1999). Beregningsmetodikken bag fordampningsdata er beskrevet i Mikkelsen og Olesen (1991).

Tabel 2.1 Årsmiddelværdier for temperatur, nedbør, beregnet potentiel vandbalance (korrigeret nedbør minus beregnet potentiel fordampning) samt ferskvandsafstrømningen. Endvidere er angivet vinterværdier (middel for perioden fra fx december 1988 til marts 1989, som er angivet under 1989) for temperatur, nedbør og afstrømning. Endelig findes midler for de 12 overvågningsår og normaler (middel af 1961-90) (normalen for afstrømningen er 1971-2000).

Periode	Temperatur		Nedbør		Vandbalance	Afstrømning*		
	År °C	Vinter °C	År mm	Vinter mm	Potentiel mm	År mm	År 10 ⁶ m ³	vinter mm
1989	9,2	4,7	581	210	131	252	10800	133
1990	9,3	4,7	812	271	420	322	13900	151
1991	8,2	2,1	654	197	317	296	12700	154
1992	9,0	3,5	706	208	280	294	12600	129
1993	7,6	2,4	758	199	413	325	14000	155
1994	8,7	1,8	880	360	524	455	19600	259
1995	8,2	2,8	652	337	245	363	15600	246
1996	6,8	-1,6	505	70	129	190	8200	68
1997	8,5	1,4	622	153	244	207	8900	104
1998	8,2	3,5	860	243	561	362	15600	136
1999	8,9	2,1	905	277	585	427	18400	204
2000	9,2	3,2	768	331	427	382	16400	226
1989-2000	8,5	2,6	725	238	356	323	13800	164
1961-90*	7,7	0,9	712	207	336	328	14100	161



Figur 2.1 Ferskvandsafstrømningen (i mm) til de 49. 2. ordens marine kystafsnit i 2000.

Der var store geografiske forskelle i de nedbørsmængder, der faldt i 2000. Midt- og Vestjylland fik omkring 950 mm, hvilket er ca. 170 mm mere end normalt, og Nordjylland fik omkring 850 mm, hvilket er ca. 140 mm mere end normalt. Resten af Jylland fik normale nedbørsmængder, og Øerne fik de fleste steder lidt mindre nedbør end normalt.

Mere nedbør

Nedbørsmængderne er steget i de senere år, og de seneste 3 år har været væsentligt over normalen. Forskellen mellem midlen for perioden 1989 til 2000 og 1961 – 90 er dog kun 13 mm. Der er til gengæld blevet en større forskel hen over året, idet de mest nedbørsrige måneder i begyndelsen af vinterperioden er blevet endnu mere våde.

2.2 Afstrømningsforhold

I bilag 2.1, 2.2 og 2.3 beskrives, hvordan tilstrømningen til de marine kystafsnit er opgjort, det anvendte beregningsgrundlag og stationsnet. I bilag 2.4 findes en detaljeret opgørelse på månedsplan for ferskvandsafstrømningen til de 49 2. ordens kystafsnit.

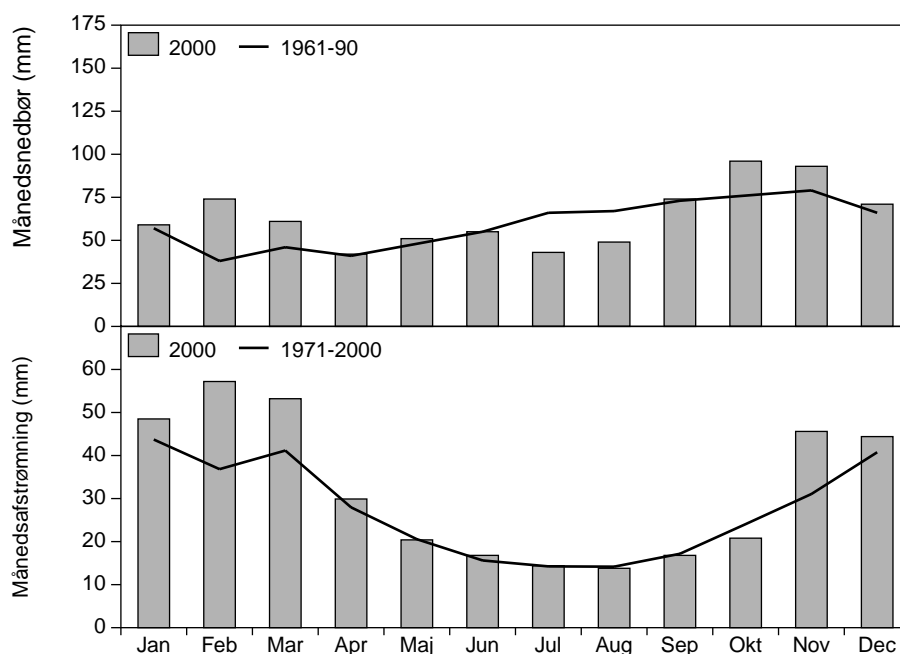
Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2000 opgjort til ca. 16.400 millioner m³ svarende til en arealspecifik afstrømning fra Danmark på 382 mm (tabel 2.1).

Ferskvandsafstrømningen i 2000 var over normalen

Årets afstrømning var hermed ca. 16 % over middelfafstrømningen for perioden 1971 – 2000, der er på 328 mm (ca. 14.100 millioner m³). Afstrømningen var samtidig 18 % over midlen for 1989-2000. Til sammenligning var nedbøren i 2000 56 mm over normalen og 43 mm over midlen for 1989-2000. Det var i vintermånederne januar, februar, marts og i november, december, hvor afstrømningen var særdeles stor. Resultat af afstrømningsopgørelse til 1. ordens farvandsområder fremgår af tabel 2.2.

Tabel 2.2 Ferskvandsafstrømningen til 1. ordens farvandsområder.

Farvandsområde	Opland m ²	2000				1971-2000	
		Vinter 10E6 M3	Sommer 10E6 M3	mm	10E6 M3	mm	10E6 M3
1 Nordsøen	10809	4018	1670	526	5688	454	4910
2 Skagerrak	1098	399	141	491	539	310	341
3 Kattegat	15828	4378	1935	399	6314	315	4989
4 Nordlige Bælthav	3130	755	214	309	968	278	869
5 Lillebælt	3385	916	232	339	1148	336	1138
6 Storebælt	5424	997	151	212	1148	229	1246
7 Øresund	1717	255	69	189	324	181	311
8 Sydlige Bælthav	418	68	3	170	71	184	77
9. Østersøen	1207	210	15	186	225	200	241
Total	43018	11995	4430	382	16425	328	14122



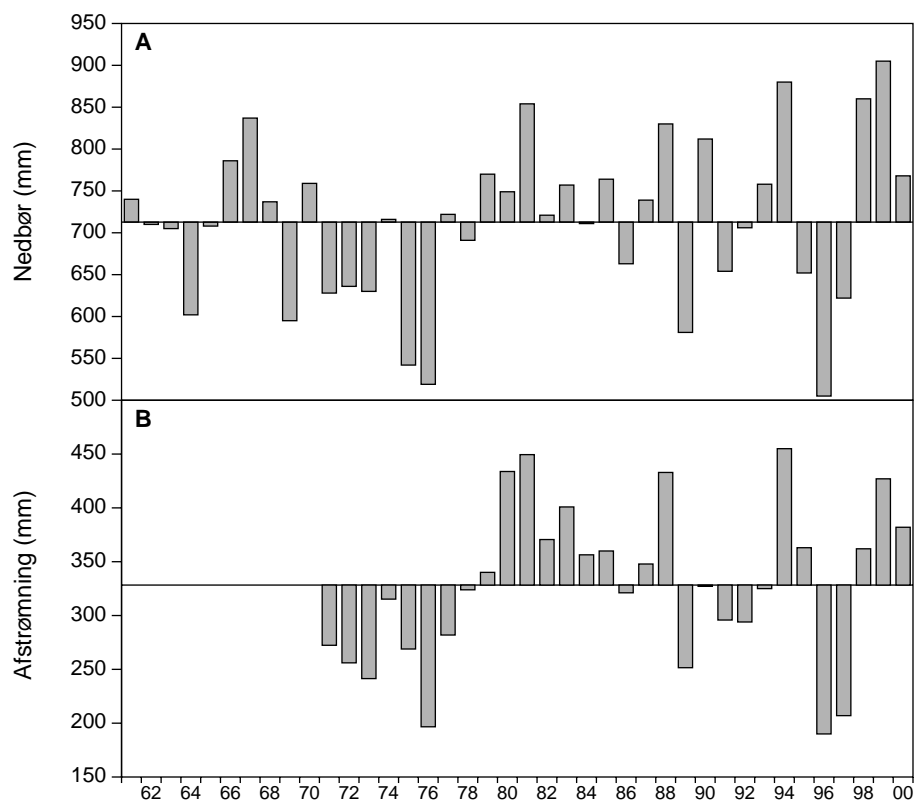
Figur 2.2 Månedsnedbør i Danmark, 2000 sammenlignet med normalen 1961 – 90. Månedsmiddelferskvandsafstrømning fra Danmark, 2000 og middel for 1971 – 2000.

Afstrømningsforholdene udviser ligesom nedbøren en stor geografisk variation i 2000. Oplandene til farvandsområderne i det sydlige bælthav, Østersøen og Øresund havde de laveste ferskvandsafstrømninger med mellem ca. 150 og 250 mm. De største afstrømninger forekom som normalt til farvandsområderne i Nordsøen med et niveau på mellem 450 og 550 mm (fig. 2.2). Afstrømningen i Vest- og Nordjylland var væsentligt over normalen, hvorimod resten af landet har haft afstrømning nær det normale. Der er generelt en rimelig overensstemmelse mellem ferskvandsafstrømningen og (netto)nedbør. Grundvandsmagasinerne påvirker dog også disse mønstre (se næste afsnit).

2.3 Vandbalance

Lidt større ferskvandsafstrømning end nedbøren kunne betinge

Generelt for året har afstrømningen være lidt større end nedbøren betinger. Det skyldes især, at der er en vis forsinkelse i afstrømningens respons på nedbør, og da afslutningen på 1999 var særlig nedbørsrig, er der en del vand, der først er strømmet af i 2000. En anden medvirkende faktor kan være at indholdet i grundvandsmagasinerne efter både 1998 og 1999, der var meget våde, er relativt stort, og dermed har bidraget ekstra til afstrømningen. Dette forhold erkendes også ved at sammenligne den årlig nedbør med den årlig ferskvandsafstrømning fra Danmark, hvor ferskvandsafstrømningen typisk er større end forventet år 1 efter nedbørsrige år (eksempel 1995), men lavere end forventet efter 1 til 2 nedbørsfattige år som fx i 1998 (fig. 2.3A og 2.3B).



Figur 2.3 Årsnedbøren for Danmark i perioden 1961-2000 angivet i forhold til normalen 1961-90 (A) og ferskvandsafstrømningen for Danmark i perioden 1971-2000 angivet i forhold til middel for perioden 1971-2000 (B).

Den potentielle vandbalance beregnes som den korrigerede nedbør jf. Allerup et al. (1998) minus den potentielle fordampning jf. Mikkelsen & Olesen (1991). Set over en årrække er der for landet som helhed en god overensstemmelse mellem den beregnede potentielle vandbalance og vandløbsafstrømningen. For det enkelte år kan den potentielle vandbalance sammenlignet med afstrømningen bl.a. give et bud på ændringer i grundvandsmagasinerne. Det forudsætter, at den beregnede potentielle fordampning ikke afviger væsentligt fra den aktuelle fordampning. Sammenlignes den potentielle vandbalance med den målte afstrømning for de seneste år, fremgår det, at der i 1998 og 1999 tilsyneladende er sket en betydelig forøgelse af grundvandsmagasinerne, hvorimod der i 2000 ikke er sket nogen betydelig ændring (tabel 2.1).

*Nedbør og afstrømning
betinget en "normal" kvælstof- og fosfortilførsel til vandmiljøet*

Efter to meget nedbørsrige år, 1998 og 99 kan det ikke antages, at der ved indgangen til 2000 har ligget ophobede mængder af næringsstoffer i jorden. Der var ingen egentlige tøbrud i løbet af vinteren, som ellers kan give ekstraordinært input af ikke mindst partikulært fosfor til vandmiljøet. Vintermånederne i 2000 var dog relativt våde, og især i februar, marts og november var afstrømningen meget stor (fig. 2.1). Der var således afstrømningsmæssige faktorer, der kan påvirke den diffuse tilførsel af næringsstoffer til vandmiljøet både i negativ og positiv retning for året 2000.

[Tom side]

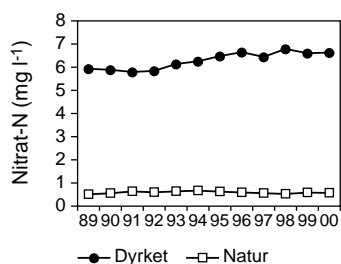
3 Vandkvalitet i kildebække

Jens Bøgestrand & Hans L. Iversen

Der har siden 1989 kun været små ændringer i koncentrationerne af nitrat, ortofosfat og total fosfor i kildebækkene. Tendensen er svagt stigende for nitratkoncentration og svagt faldende for fosforkoncentrationerne.

3.1 Kvælstof

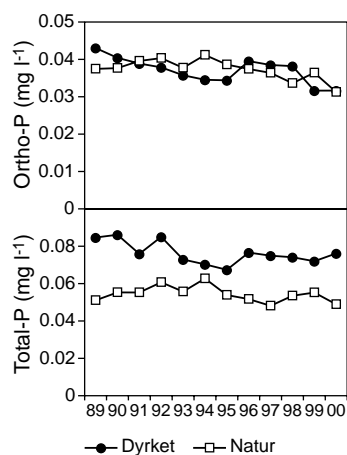
Koncentrationen af nitrat har været næsten uændret siden 1989, dog med svage tegn på en stigning i de 45 kilder i dyrkede områder (fig. 3.1), hvor 13 kilder har haft en signifikant (lineær regression, $p < 0,05$) stigning og 10 kilder har haft et signifikant fald i perioden. I de dyrkede oplande er koncentrationerne omkring 10 gange så høje som i naturoplandene. I naturoplandene ses der end ikke svage tegn på udviklingstendens. Ved sammenligning mellem sand- og lerjordsoplande (bilag 3.2) ses en forskel i koncentrationsniveau, mens den svagt stigende udviklingstendens optræder på begge jordtyper. Effekten af vandmiljøplanernes tiltag er således endnu ikke slået igennem i kildebækkene.



Figur 3.1 Gennemsnit af koncentration af nitratkvælstof i kilder i dyrkede oplande og i naturoplande.

3.2 Fosfor

Koncentrationen af både ortofosfat og total fosfor er næsten uændret siden 1989, dog med svage tegn på et fald i dyrkede oplande (fig. 3.2). Ud af de 45 kilder i dyrkede områder er der dog kun signifikant ændring i 9 tilfælde, for orthofosfat er alle 9 faldende, mens der for total P kun er 6 signifikante fald. Der synes at være størst reduktion i lerjordsoplande (bilag 3.2). Der er lidt højere koncentrationer af fosfor i kilder i dyrkede oplande end i naturoplande (bilag 3.1).



Figur 3.2 Gennemsnit af koncentration af total fosfor og orthofosfat i kilder i dyrkede oplande og i naturoplande.

[Tom side]

4 Kvælstof i vandløb

Jens Bøgestrand, Hans L. Iversen & Søren E. Larsen

4.1 Tilstanden i 2000

Vandafstrømningen i 2000 var lidt over gennemsnittet for perioden 1989-2000 (kapitel 2), og sammenlignet med tidligere år kan det karakteriseres som ret normalt hvad angår vandafstrømning og kvælstofafstrømning.

Mest kvælstof i vandløb, der afvander dyrkede oplande

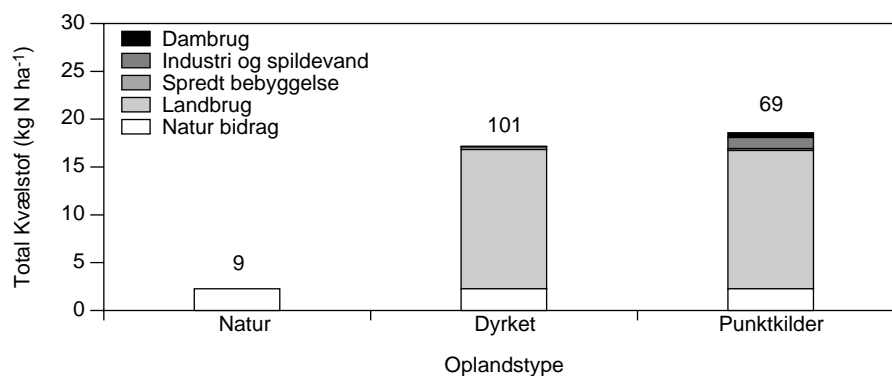
I lighed med tidligere år i overvågningsperioden er koncentrationen af total kvælstof højest i vandløb der afvander dyrkede oplande (tabel 4.1), typisk 4-5 gange større end i vandløb der afvander naturoplande. I de oftest noget større spildevandsbelastede vandløb er koncentrationen af total kvælstof og ligeledes af nitrat lidt mindre end i vandløb der afvander dyrkede oplande. Det skyldes både forskelle i deres hydrogeologi, og at fjernelsen af kvælstof stiger med stigende ferskvandsareal, især ved gennemløb af søer. De spildevandsbelastede vandløb har derimod højere koncentrationer af ammonium end vandløb i dyrkede oplande.

Landbruget er den vigtigste kilde til kvælstoftransporten i vore vandløb

Hovedparten af den kulturbetingede transport af kvælstof hidrører fra landbrugets dyrkning af jorden (fig. 4.1). Betydningen af punktkilder er væsentligt mindre, selv i de vandløb der er klassificeret som spildevandsbelastede.

Tabel 4.1 Årsgennemsnit og median for tidsvægtede koncentration, arealkoefficient og vandføringsvægtet koncentration for Total-N, NO₃-N og NH₄-N samt vandafstrømning for vandløb i 3 oplandstyper (natur, dyrket, punktkilder).

Kvælstof 2000	Naturoplande TYPE 1		Dyrkede oplande TYPE 3		Oplande m. punktkilder TYPE 4	
	gns.	median	gns.	median	gns.	median
Antal stationer	9		101		69	
Årsmiddelkoncentration N mg l ⁻¹						
Total N	1,19	1,05	5,18	4,88	4,75	4,57
NO ₃ -N	0,75	0,51	4,48	4,15	4,02	3,81
NH ₄ -N	0,03	0,02	0,11	0,09	0,16	0,12
Arealkoefficient						
Total N	2,26	2,52	17,2	16,3	18,6	18,3
NO ₃ -N	1,48	1,39	15,4	14,7	15,3	15,0
NH ₄ -N	0,05	0,05	0,34	0,26	0,56	0,38
Vandføringsvægtet koncentration						
Total N	1,35	1,23	6,34	6,32	5,58	5,37
NO ₃ -N	0,91	0,77	5,63	5,44	4,90	4,57
NH ₄ -N	0,03	0,03	0,11	0,10	0,16	0,13
Vandafstrømning mm	200	191	290	269	361	353
Oplandsstørrelse km ²	5,04	3,37	55,3	17,1	201	111

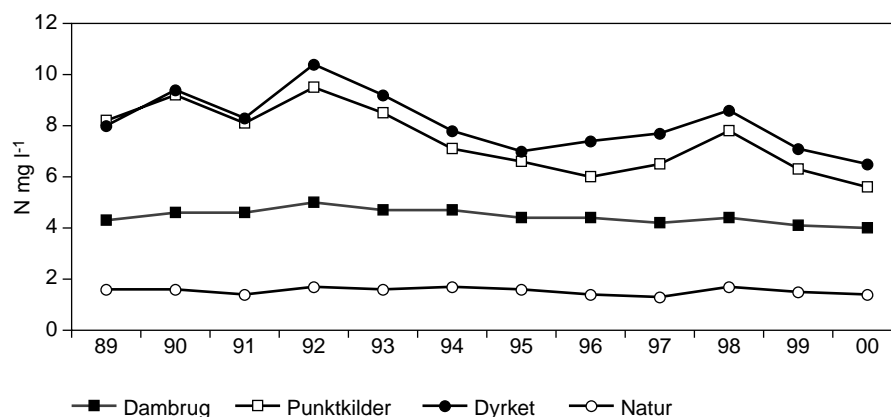


Figur 4.1 Kilder til total kvælstoftransport i vandløb i 3 forskellige oplandstyper i 2000 (jf. kap.1 og dette kapitel). Over søjlerne er angivet mængden af stationer i de enkelte kategorier.

Sammenligning af tilstanden i 2000 med de tidligere år

Faldende koncentrationer af kvælstof i vandløb

Ved analyse af udviklingstendenser bruges vandføringsvægtede koncentrationer, som kun i ringe grad påvirkes af nedbørsbetingede år til år variationer i kvælstofkoncentration og -transport. Der har siden 1989 været en faldende tendens i både de dyrkede oplande og i oplande med punktkilder (fig.4.2). Det lave niveau omkring 1995-96 og det tilsvarende høje niveau i 1998 skyldes formentlig at vandføringsvægtningen ikke fuldstændig kan eliminere nedbørsafhængige år til år variationer.



Figur 4.2 Udvikling i vandføringsvægtet koncentration af total kvælstof som gennemsnit for hver af de 4 oplandstyper efter 1991-typeinddelingen.

I tørre år vil en større del af afstrømningen udgøres af grundvand, og dermed vil der ofte være et mindre kvælstofindhold i vandløbsvandet. Det skyldes, at grundvand er forholdsvis gammelt vand, og at nitrat derfor ofte har været udsat for en omsætning (denitrifikation), inden det når frem til vandløbene. I våde år med en større andel af overfladenær og hurtig tilstrømning af kvælstof fra rodzonen til vandløb vil kvælstofkoncentrationen i vandløb omvendt ofte være højere. Dog med en mulighed for en vis fortyndingseffekt i år med ekstremt høje afstrømninger på grund af det lave kvælstofindhold i overfladisk afstrømning og/eller en begrænset udvaskbar pulje af uorganisk kvælstof i rodzonen.

4.2 Udviklingen i perioden 1989-2000

Korrektion for vandføring

Den tidlige udvikling testes statistisk ved anvendelse af vandføringskorrigerede koncentrationer. Korrektionen baseres på en estimeret sammenhæng mellem målte kvælstofkoncentrationer og samtidigt målte vandføringer for hele overvågningsperioden 1989-2000 (CQ-sammenhæng). Sammenhængen estimeres for hvert vandløb for sig ved anvendelse af den statistiske metode LOWESS (Cleveland, 1979). Der er i alt 165 stationer med i denne analyse, idet der kun er anvendt stationer med mindst 9 års data og som stadig er i drift.

Statistisk test af korrigerede koncentrationer

Der gennemføres en statistisk test af den tidlige udvikling i de målte koncentrationers afvigelse fra den estimerede CQ-sammenhæng. Testen, der anvendes er Kendall's sæson test (Larsen, 1999) med et signifikansniveau på 5 %.

Ligeledes beregnes der for hvert vandløb et hældningsestimat baseret på Sen's hældningsestimator (Larsen, 1999). Dette estimat er et udtryk for den årlige ændring i koncentrationen af total kvælstof. Ud fra dette estimat er det muligt at beregne den samlede ændring over hele perioden og denne er sammenholdt med den tidsvægtede koncentration i startåret for det enkelte vandløb.

Den samlede koncentrationsændring, der beregnes med ovennævnte metode, er også omregnet til en ændring i absolut arealspecifik transport samt som procentuel ændring i forhold til en normaliseret transport i startåret. I beregningerne af effekten på kvælstoftransporten anvendes medianvandføring for de enkelte måneder i hele måleperioden. Metoden og dens forudsætninger er nærmere omtalt i *Kronvang et al. (2000)*. Målestationernes placering med angivelse af om udviklingstendensen er stigende eller faldende og om den er statistisk signifikant kan ses af bilag 4.2 bagerst i rapporten.

Signifikant fald i kvælstofkoncentrationen i 58 % af vandløbene.

I næsten 60 % af vandløbene kan der nu konstateres et signifikant fald gennem perioden (tabel 4.2), mens der kun har været en enkelt station med signifikant stigning. Navnlig i gruppen af spildevandsbelastede vandløb har der været mange signifikante fald, men tendensen ses også i dambrugsbelastede vandløb og i lidt mindre grad i vandløb i dyrkede oplande.

Den faldende tendens kan ikke tilskrives eventuelle faldende tendenser i vandføring, idet der kun i 9 vandløb har kunnet påvises signifikante ændringer, og disse har alle været stigende.

Tabel 4.2 Nøgletal for den statistiske test af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer af kvælstof.

Oplandstype	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration (median)	Procentvis ændring i transport (median)
Natur	7	1	0	-9	-12
Dyrket	63	28	1	-19	-22
Punktkilder	76	55	0	-25	-26
Dambrug	15	11	0	-15	-15
Alle	166	96	1	-23	-24

Størrelsen på reduktionen er tilsvarende størst i de spildevandsbelastede vandløb, hvor der i flere vandløb har været en reduktion på mere end 50 %. Men også i grupperne af dambrugsbelastede vandløb og vandløb i dyrkede oplande er der overvægt af vandløb med faldende koncentrationer.

Den tilsyneladende faldende tendens i naturvandløbene skyldes en enkelt station og bør ikke tillægges generel betydning.

Hovedårsagen til det mindskede kvælstofindhold i vandløbene er en reduceret udvaskning fra de dyrkede arealer. En mindre del af ændringerne skyldes reduktion i udledninger fra punktkilder. Udledningerne er reduceret med omkring halvdelen siden 1989 (kapitel 10). Ferskvandsdambrug er samtidig i vidt omfang blevet nedlagt eller har formindsket deres udledninger, samlet set også til omkring det halve (*Miljøstyrelsen 2001c*). Hovedparten (11) af de 15 vandløb der i 1991 blev klassificeret som dambrugsbelastede falder i 2000 ind under andre typer på grund af reduktioner i belastningen fra dambrug. Dette skyldes dog primært reduktion i belastningen med fosfor.

Også den samlede diffuse tilførsel til havet er mindsket signifikant (kapitel 10). Den ligeledes overvejende faldende tendens i vandløb i dyrkede oplande understøtter disse tegn på en reduceret udvaskning fra landbrugsjorden. Den vandføringskorrigerede transport er i de dyrkede oplande reduceret med ca. 22 %. Procentsatsen er dog belagt med nogen usikkerhed.

Fald i kvælstoftabet fra landbrugsjorden.

Modelberegninger af udvaskningen af kvælstof fra rodzonen i de 6 landovervågningsoplande ved normalt klima viser til sammenligning, at ændringen i landbrugspraksis fra 1989/90 til 1999/2000 over en årrække vil medføre en reduktion i udvaskningen på i gennemsnit ca. 32 % (*Grant et al., 2001*), altså noget mere end de 22 % der er beregnet ud fra målinger i vandløbene.

Reduceret udvaskning fra rodzonen vil først efter en årrække slå fuldt igennem i vandløbene

En del af forklaringen på denne forskel er, at den modelberegnete reduktion i kvælstofudvaskningen fra rodzonen først slår igennem efter en årrække. Desuden nedsiver en større eller mindre del af det udvaskede kvælstof fra rodzonen til grundvand for først efter flere års transporttid at nå frem til vandløb. Reduktioner i kvælstofkoncentration og -transport vil derfor først kunne erkendes i rodzonen, derefter i øvre grundvand og først senere i kvælstoftransporten i vandløb. Først efter nogle år vil reduktionerne i kvælstofudvaskning fra rodzonen derfor slå fuldt igennem i vandløb. Responstiden (forsinkelsen) vil være meget afhængig af naturgivne forhold som jordtype og hydrogeologi i det enkelte vandløbsopland. Reduktioner i kvælstofudvaskningen fra rodzonen vil heller ikke medføre den samme mængdemæssige reduktion i kvælstoftilførslen til vandløb. Det skyldes, at en del af kvælstoffet under passagen af jorden fjernes ved denitrifikationsprocesser. Den forventede forsinkelse i reduktion af kvælstoftransport i vandløb som følge af grundvandets indflydelse understøttes af, at kvælstofkoncentrationen i kilder og kildebække i landbrugsområder generelt har været stigende i overvågningsperioden (kapitel 3). Samtidig kunne det tyde på at det fald der ses både i vandløbene og i transporten til havet primært skyldes en reduktion i den overfladenære afstrømning af kvælstof.

4.3 Udviklingen i længere tidsperspektiv

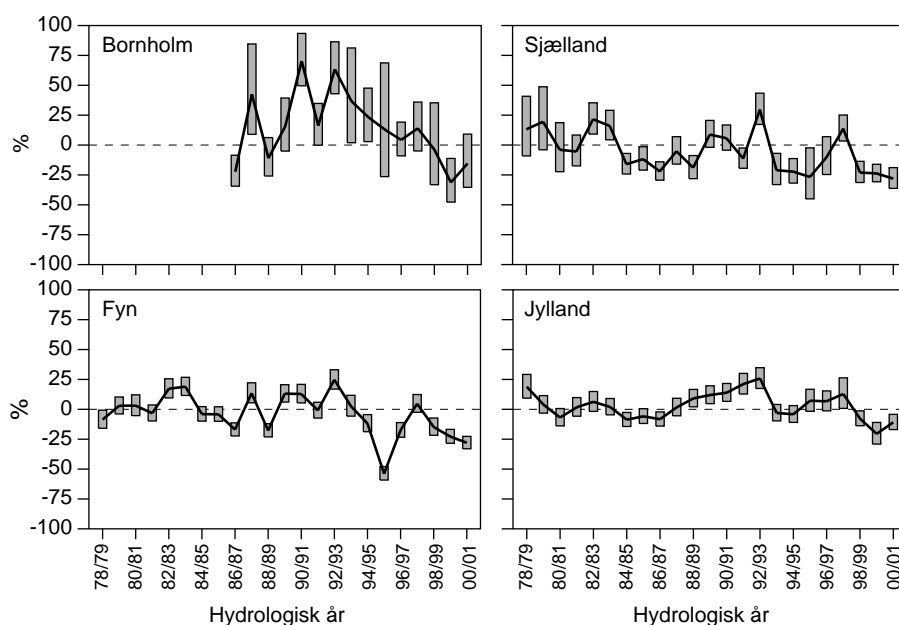
55 stationer med tidsserier tilbage til slutningen af halvferdserne giver indblik i tilstanden før overvågningsperioden

I perioden forud for Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er koncentrationen af kvælstof regelmæssigt blevet målt i enkelte danske vandløb i forbindelse med amternes tilsynsprogrammer. Der findes således tidsserier af kvælstofkoncentrationer og kvælstoftransport fra omkring 55 vandløb i perioden 1978/1989 til 2000/2001. Amternes daværende tilsynsprogrammer opfyldte ikke de standardiserede krav til overvågningsprogrammet, som i dag er aftalt i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Det drejer sig primært om prøvetagningsfrekvensen, som typisk var mindre end nu.

De forholdsvis mange vandløbsstationer med kvælstofanalyser fra før 1989 bedømmes dog som egnede til at give en vurdering af udviklingen i transporten af kvælstof i de danske vandløb i perioden før og efter Vandmiljøplanen blev vedtaget. De 55 vandløb fordeler sig med 23 i Jylland, 23 på Fyn, 6 på Sjælland og 3 på Bornholm. Oplandene til de 55 vandløb dækker mellem 12 og 50 % af det samlede areal i regionerne. Bedst dækket er Fyn med 50 % af arealet og dårligst Sjælland med 12 % af arealet.

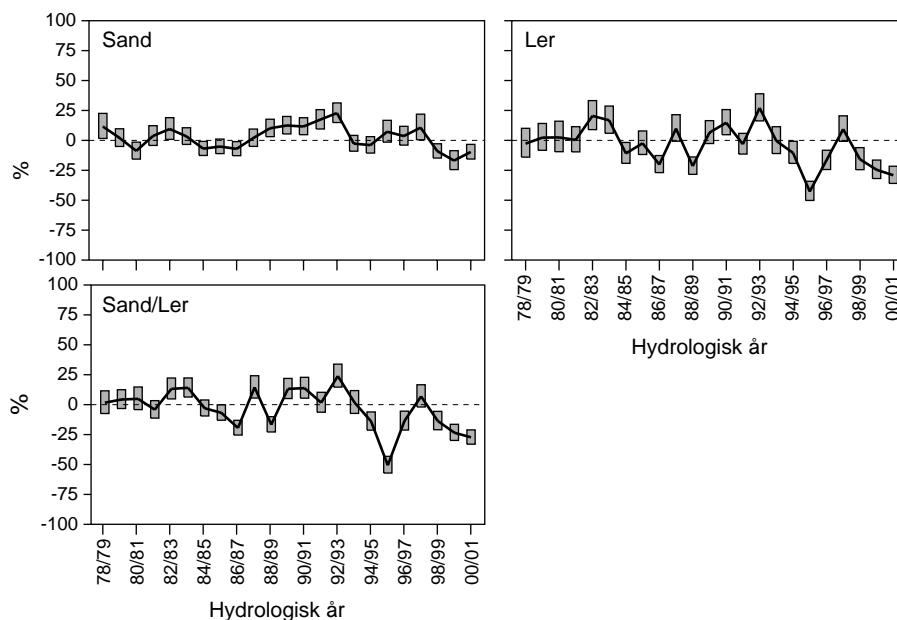
Kvælstof transporten er korrigeret for vandafstrømningen

Den anvendte metodes normaliserede nitrat-transport for de 4 regioner er vist i figur 4.3 og på de tre hovedjordtyper i figur 4.4. I metoden er der søgt korrigeret for år til år ændringer i de klimatiske forhold ved at inddrage vandafstrømningen. Temperaturen er tidligere forsøgt inddraget, men har ikke vist sig at kunne bidrage med nogen yderligere forklaring af år til år variationerne i kvælstoftransport.



Figur 4.3 Klimatisk (vandafstrømning) korrigeret transport af nitratkvælstof i grupperne af vandløb i 4 regioner af Danmark i perioden 1978/79 til 2000/2001. For hver region er indlagt et referenceniveau (nul-niveauet) som en stiplede linie, der angiver gennemsnittet for 9-årsperioden før Vandmiljøplanen blev vedtaget, dvs. perioden 1978/79 til 1986/87. I figuren er der for hvert hydrologisk år angivet det korrigerede relative transportniveau af kvælstof for den analyserede gruppe af vandløb med et sikkerhedsbånd (± 2 gange standardafvigelsen).

I perioden fra Vandmiljøplanens vedtagelse og frem til 1992/93 har det klimatiske korrigerede transportniveau af kvælstof, med små udsving fra år til år, ligget omkring gennemsnittet for 9-års perioden forud for Vandmiljøplanen (fig. 4.3). Det gælder især for vandløbene, der afvander lerjord og de sand- og lerblandede jorder. I vandløb på de sandede jorder har der i samme periode været en svag, men entydig stigende tendens (fig. 4.4).



Figur 4.4 Klimatisk (vandafstrømning) korrigeret transport af nitratkvælstof i grupperne af vandløb, der henholdsvis afvander sandjord, blandede sand- og lerjord og ren lerjord. For hver jordtype er indlagt et referenceniveau (nul-niveauet), som en stiplede linie, der angiver gennemsnittet for 9-års perioden for Vandmiljøplanen blev vedtaget, dvs. perioden 1978/79 til 1986/87. I figuren er der for hvert hydrologisk år angivet det korrigerede relative transportniveau af kvælstof for den analyserede gruppe af vandløb med et sikkerhedsbånd (± 2 gange standardafvigelsen).

Tegn på ændringer i transportniveauet efter 1992/93

Efter 1992/93 er det klimatiske korrigerede transportniveau af kvælstof i generelt faldet og er således i gennemsnit mindre end de forudgående 15 år i alle jordtyper. Faldet er mest udtalt på lerjorde (17 %) og de sand- og lerblandede jorder (16 %), og er signifikant ($P=0,002$ og $P=0,004$). For vandløb på sandjord er det korrigerede transportniveau af kvælstof faldet 11 % efter 92/93, men er ikke signifikant (dog er $P=0,052$).

Ekstreme forhold i 1995/96

Det store fald i det korrigerede transportniveau af kvælstof, som er konstateret i 1995/96 for vandløbene på lerjord og de sand- og lerblandede jorder, skyldes altovervejende de meget specielle klimatiske forhold i dette hydrologiske år. Året var det mest tørre i dette århundrede. I løbet af året faldt der så lidt nedbør, at der næsten ikke var nogen overskudsnedbør til rådighed til nedsivning i jorden.

I løbet af 1995/96 blev der derfor ikke udvasket ret meget kvælstof fra rodzonen til vandløb og grundvand på Øerne og i Jylland. Dette ekstreme forhold er også påvist ud fra direkte målinger af jordvand og dræn i de 3 landovervågningsoplande på lerjord. I to af oplandene (beliggende på Fyn og Sjælland) kunne der således ikke beregnes

nogen afstrømning og dermed kvælstofudvaskning fra rodzonen i 1995/96 (*Grant et al., 1997*).

De seneste 3 år har den korrigerede transport af kvælstof været lavere end gennemsnittet for 9-års perioden forud for vedtagelsen af vandmiljøplanen. Resultaterne ved analyse af de lange tidsserier bekræfter således at der er et fald i kvælstoftransport i vandløbene.

[Tom side]

5 Fosfor

Jens Bøgestrand & Hans L. Iversen

5.1 Tilstanden i 2000

År 2000 var tæt på det normale både hvad angår vandafstrømning og fosforafstrømning og -koncentration.

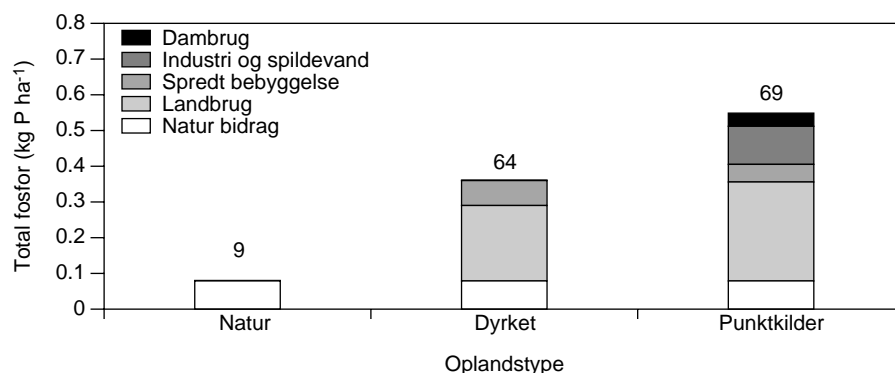
Mest fosfor i
punktkildebelastede vandløb

Koncentrationerne af total fosfor var i 2000, ligesom i tidligere år, højest i vandløb i oplande med punktkilder fulgt af vandløbene i de dyrkede oplande (tabel 5.1). Koncentrationerne i vandløb i dyrkede oplande og punktkildebelastede vandløb er 2-3 gange så høje som den naturlige baggrundsværdi der findes i vandløb der afvander naturoplande. Den arealspecifikke afstrømning er tilsvarende 4-6 gange så høj som i naturvandløb. Uoverensstemmelsen mellem koncentration og arealkoefficient skyldes den generelt meget lavere vandafstrømning i naturvandløbene.

Table 5.1 Årsgennemsnit og median (2000) for tidsvægtede koncentrationer, arealkoefficient og vandføringsvægtet koncentration for Total P og Ortho-P samt vandafstrømning (mm) for vandløb i 3 oplandstyper (natur, dyrket, punktkilder)

Fosfor 2000	Naturoplande TYPE 1		Dyrkede oplande TYPE 2		Oplande m. punktkilder TYPE 4 + TYPE 5	
	gns.	median	gns.	median	gns.	median
Antal stationer	9		64		69	
Årsmiddelkoncentration P mg l ⁻¹						
Total P mg P l ⁻¹	0,050	0,047	0,144	0,121	0,185	0,144
PO ₄ -P mg P l ⁻¹	0,023	0,022	0,071	0,058	0,102	0,069
Arealkoefficient						
Total P kg P ha ⁻¹	0,079	0,072	0,361	0,291	0,549	0,495
PO ₄ -P kg P ha ⁻¹	0,037	0,028	0,151	0,125	0,247	0,219
Vandføringsvægtet koncentration						
Total P mg P l ⁻¹	0,044	0,045	0,126	0,117	0,163	0,141
PO ₄ -P mg P l ⁻¹	0,021	0,023	0,055	0,051	0,078	0,064
Afstrømning mm	200,3	190,6	289,2	253,9	361,3	352,6
Oplandsstørrelse km ²	5,04	3,37	19,27	10,4	201,4	110,8

De vandføringsvægtede koncentrationer er typisk lidt lavere end de målte koncentrationer fordi fosforkoncentrationerne generelt er lavest i perioder med høj vandafstrømning. Ved meget høje afstrømninger kan der dog også kortvarigt være meget høje koncentrationer af fosfor.



Figur 5.1 Kilder til fosfortransport i vandløb i 3 forskellige oplandstyper (jf. kap. 1) i 2000. Vandløb er typefastsat efter 2000-situation. Over søjlerne er angivet antal af stationer i de enkelt kategorier.

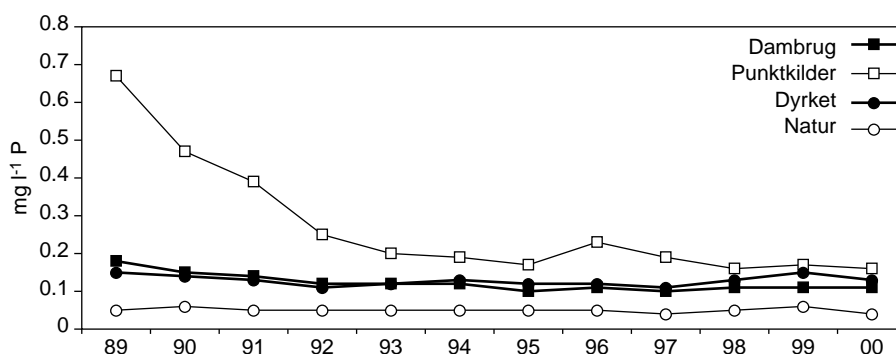
Landbruget den vigtigste kilde til fosfor i vandløb

Landbruget var i 2000 den vigtigste kilde til fosfortransporten både i dyrkede oplande og i oplande med punktkilder (fig. 5.1). Spildevandsudledningerne udgjorde tidligere den væsentligste andel af fosfortransporten i oplandene med punktkilder, men er på grund af forbedret spildevandsrensning ikke længere den dominerende kilde. De samlede udledninger fra punktkilder er dog stadig betydelige, og navnlig i de dyrkede oplande udgør udledninger fra den spredte bebyggelse en betragtelig del (20%) af fosfortransporten.

Sammenligning af tilstanden i 2000 med tidligere år

Koncentrationen af total fosfor i 2000 ligger på samme niveau som de seneste par år i alle de 4 oplandstyper (fig. 5.2). I de første år fra 1989 var der dog højere gennemsnitlige koncentrationer i de punktkildebelastede vandløb og dambrugsvandløbene, men de forureningsbegrænsende tiltag har i vidt omfang været sat i værk inden 1989 og det deraf følgende fald i koncentrationer er tydeligst i den første halvdel af 1990'erne.

Koncentrationen i naturvandløb og i vandløb i dyrkede oplande viser ikke nogen tydelig ændring siden 1989, og varierer kun lidt fra år til år.



Figur 5.2 Udvikling i vandføringsvægtet koncentration af total fosfor som gennemsnit for hver af de 4 oplandstyper efter 1991-typeinddelingen..

5.2 Udviklingstendenser i perioden 1989-2000

Udviklingen analyseret ved hjælp af normaliserede fosforkoncentrationer

På samme måde som for kvælstof er udviklingen i fosforkoncentration i vandløbene søgt rensset for naturlig år-til-år variation (se kapitel 4). Herved opnås mulighed for bedre at belyse den generelle udvikling som effekt af de gennemførte miljøforbedrende tiltag.

Signifikant fald i fosforkoncentrationen i 50 % af vandløbene

I halvdelen af vandløbene har der været signifikant faldende fosforkoncentration siden 1989 (tabel 5.2). I grupperne af punktkildebelastede og dambrugsbelastede vandløb er tendensen specielt tydelig og ville have været endnu tydeligere hvis der havde været data længere tilbage i tiden. Allerede før 1989 var der sket betydelige forbedringer i spildevandsrensning, som er den dominerende forklaring på den faldende tendens. Siden 1989 er de samlede udledninger fra punktkilder til ferskvand reduceret med $\frac{3}{4}$ (kapitel 10). Tilsvarende er den samlede belastning fra dambrug reduceret med ca. 60% i det samme tidsrum (*Miljøstyrelsen, 2001c*).

Vandløb i dyrkede oplande har ikke udvist et lige så tydeligt fald i fosforkoncentration, men der er dog tegn på en faldende tendens. Noget af dette fald kan skyldes en reduceret belastning fra den spredte bebyggelse, hovedsagelig på grund af øget anvendelse af fosfatfrit vaskepulver. Det er usikkert om der har været en ændring i den dyrkningsbetingede tilførsel fra det åbne land, men da der ikke er fundet nogen signifikant ændring i den samlede diffuse tilførsel til havet (kapitel 10), må den betragtes som stort set uændret. Det vedvarende overskud af fosfor i landbrugets gødningsregnskab kan betyde en stigende belastning fra landbrugsarealerne i fremtiden (*Grant et al., 2001*). Fosfortal (Pt) på 2-4 er tilstrækkeligt til at dække de fleste afgrøders fosforbehov. Ved fosfortal over 4 er der overskud af fosfor i jorden med øget risiko for udvaskning. Det anbefales derfor at tilføre mindre fosfor end der fraføres med afgrøderne. Ved fosfortal over 6 er der stor risiko for udvaskning via dræn, og så høje værdier optræder på fra 0 % til 13 % af arealet i de enkelte LOOP oplande. Der har dog ikke umiddelbart kunnet ses en sammenhæng mellem Pt og fosforkoncentration i vandløbene, men situationen kræver bevågenhed.

Tabel 5.2 Nøgletal for den statistiske test af udviklingstendenser for vandføringsvægtede koncentrationer af fosfor.

	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration	Procentvis ændring i transport (median)
Natur	7	0	0	+3	+1
Dyrket	36	7	2	-6	-9
Punktkilder	76	53	0	-25	-37
Dambrug	15	9	0	-22	-31
Alle	163	82	2	-17	-25

[Tom side]

6 Oplandsanalyse

Hans Estrup Andersen, Brian Kronvang, Søren E. Larsen, Irene Paulsen, Ole Jørgensen og Morten L. Pedersen

6.1 Indledning

Oplandsanalyserne skal give mere viden om vand- og næringsstofstrømme

Formålet med at gennemføre oplandsanalyser i 25 vandløbsoplande der er fordelt over hele landet, er at øge forståelsen af vand og –stofstrømme i landbrugspåvirkede oplande med forskellig hydrologi og geologi. Desuden er det håbet at oplandsanalyserne kan hjælpe til en bedre forståelse af årsagssammenhænge mellem stofafstrømning og f.eks. dyrkningspraksis og den tidslige udvikling heri.

Dataindsamling og modelberegninger

I forbindelse med analyserne er indsamlet en lang række data til belysning af oplandenes jordbund og geologi, arealanvendelsen, dyrkningspraksis – herunder tilførsel og fraførsel af næringsstoffer – samt klima. Der er foretaget en beregning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen, og der er foretaget en hydrologisk modellering af oplandene med det sigte at karakterisere deres respons på nedbør i form af tilstrømning af vand og dermed stof til vandløbet fra forskellige vandmagasiner. I *Kronvang et al. (2000)* findes en udtømmende beskrivelse af de indsamlede data og analysemetoder.

Dette års beskrivelse af arbejdet med oplandsanalyserne omhandler fortrinsvis vand og kvælstof. Der eksisterer kun fuldstændige datasæt vedrørende kvælstof-input og –output for 21 af de 25 oplande. Analyserne er derfor begrænset til de 21 oplande.

6.2 Hydrologisk beskrivelse af oplandene

I forbindelse med analyser af stofstrømme indenfor vandløbsoplande er der behov for en grundlæggende viden om det aktuelle oplands hydrologiske kredsløb og respons på nedbør. Størrelsen af nettonedbøren har betydning for hvor meget vand der passerer gennem rodzonen, og dermed for udvaskningen af næringsstoffer og for koncentrationer og transport i vandløbene. I forhold til beskrivelse af stofstrømme fra jord til overfladevand er der behov for at kunne kvantificere, udover nettonedbøren, betydningen af de forskellige veje vand kan strømme fra det falder som nedbør på jordoverfladen til det når overfladevand.

Overfladenær afstrømning

På drænedede og vandmættede jorder vil der i forbindelse med regn forekomme en vandstrømning gennem dræn til vandløbet. Det vand der når vandløbet gennem dræn vil typisk have et højt nitratindhold. Fra en frosset jord eller fra en jord, hvor regnintensiteten overskrider jordens infiltrationskapacitet kan en del af nedbøren nå vandløbet som en hurtig overfladisk afstrømning. Vand der strømmer af overfladisk vil normalt have en lav nitratkoncentration pga. den ringe kontakt med jorden.

Grundvands-afstrømning

Vand der strømmer til vandløbet via dybereliggende grundvand vil ofte have været adskillige år undervejs (se f.eks. *Grant et al., 2000* for et eksempel på aldersdatering af grundvand under et landovervågningsopland). Stofkoncentrationen i det fremtrængende grundvand kan således ikke relateres til den aktuelle udvaskning fra rodzonen, men må tilskrives de forhold, der bestemte udvaskningen, herunder dyrkningspraksis og afgrødevalg, for en række år siden. Under transporten mod vandløbet kan grundvandet have været udsat for forskellige biogeokemiske processer: denitrifikation af nitrat ved passage af reducerede organiske aflejringer (fx en våd eng), sorption af fosfor til jern- eller aluminium-hydroxider eller eventuel frigivelse af fosfor fra geologiske aflejringer.

Intermediær afstrømning

Udover dybt grundvand kan vandløbet modtage vand fra overfladenære grundvandsmagasiner. Fra disse magasiner kan der være en umiddelbar respons på nedbør. Det er ikke muligt at foretage nogen klar skelnen mellem dybt og mere overfladenært grundvand. I visse tilfælde kan hurtig grundvands-respons på nedbør sandsynligvis skyldes at dybere grundvand presses op ved stempelvirkning som følge af nedadgående transport af infiltrerende vand. Stofkoncentrationen i denne afstrømningskomponent vil afhænge af om der er tale om overfladenært grundvand eller oppresset, dybt grundvand. Overfaldenært grundvand er for relativt nylig dannet af nedsivende vand fra rodzonen og vil dermed vil have et kvælstofindhold tæt på rodzonens. Stofkoncentrationen i dybt grundvand kan, som ovenfor beskrevet, være stærkt modificeret i forhold til udgangsniveauet.

Nedbør-afstrømningsmodellen NAM er anvendt til opsplitning af vandløbshydrografen

Hydrologisk modellering

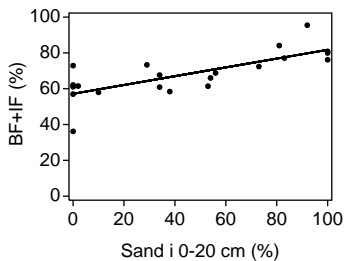
Opstilling af vandbalancen samt opsplitning af vandløbshydrografen på forskellige afstrømningskomponenter er for alle oplande foretaget med nedbør-afstrømningsmodellen NAM (*Dansk Hydraulisk Institut, 1996*) for perioden 1989-2000. Modellen er områdeintegrerende, dvs. at den behandler et opland som een enhed. Simuleringen foregår v.h.j.a. fysisk baserede ligninger kombineret med semi-empiriske sammenhænge. Drivende variable er tidsserier af døgnværdier af nedbør, potentiel fordampning og lufttemperatur. For nedbør er anvendt 10x10 km² griddata med korrektioner udmeldt i 1998 (*Allerup et al., 1998*). Potentiel fordampning og lufttemperatur er 40x40 km² griddata, hvor potentiel fordampning er beregnet med en modificeret Penman-formel (*Mikkelsen og Olesen, 1991*). NAM-modellen genererer en vandbalance og opdeler vandløbshydrografen i tre afstrømningskomponenter: overfladisk afstrømning (OF), intermediær afstrømning (IF) og grundvandsafstrømning (BF). Der henvises til *Bøgestrand et al., (1999)* for en nærmere beskrivelse af modelleringen.

Forbehold overfor NAM's udpegning af afstrømningskomponenter

Da NAM-modellen ikke laver en geografisk distribueret beregning og er delvist semiempirisk, kan der ikke nødvendigvis sættes lighedstegn mellem modellens opdeling af hydrografen i afstrømningskomponenter og så vandets faktiske transportveje i oplandet. Modellen tager ikke hensyn til deloplande med forskellig geologi og tilsvarende tages der ikke hensyn til forskelle i vandets transporttid i vandløbet, som er afhængig af vandløbets længde, udformning og fald. Eksempelvis er transporttiden fra topenden til udløbet ved målestationene i det 10.6 km² store Voel Bæk opland med en vandløbslængde

på 2.8 km og et gennemsnitligt fald på 5.4 promille ca. 3 timer. I Græse Å på 25.4 km² med en vandløbslængde på 10.6 km og et fald på 1.8 promille er transporttiden ca. 16 timer (data fra Ovesen *et al.*, 2000, Bilag 2. De nævnte transporttider er minimumsværdier, idet strømhastigheden målt ved målestationen er anvendt for hele vandløbslængden). NAM er i denne sammenhæng anvendt forsøgsvist for at afklare om en sådan modellering kan forbedre beskrivelsen af stofstrømme i et opland.

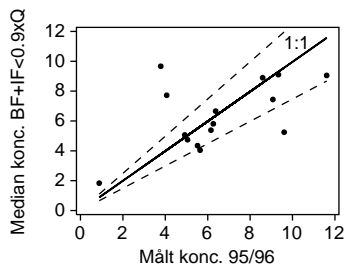
Sammenhæng mellem et oplands geologi og dets hydrologiske respons på nedbør



Figur 6.1. Grundvandsafstrømningens andel af total vandløbsafstrømning som funktion af procentdel af sand i topjorden.

Det er velkendte at der er sammenhæng mellem geologien i et opland og oplandets respons på nedbør. I fig. 6.1 er vist grundvandsafstrømningens andel af total vandløbsafstrømning i oplandene som funktion af procentdelen af sand i overjorden. Sammenhængen er signifikant med en forklaringsgrad (R^2) på 0.56. Erstatning af sandprocent i overjorden med sandprocenten i 1 m's dybde giver en dårligere sammenhæng ($R^2 = 0.43$). Grundvandsafstrømningen er beregnet med NAM som summen af BF og IF.

For at undersøge hvor godt den model-udpegede grundvandsafstrømning harmonerer med den sande grundvandsafstrømning er der foretaget følgende sammenligning: det hydrologiske år 1995/96 var ekstremt tørt, og vandløbsafstrømningen bestod derfor hovedsagelig af grundvandsafstrømning. Den målte koncentration af totalkvælstof i vandløbet må altså tilnærmelsesvist beskrive koncentrationen i det tilstrømmende grundvand. Koncentrationen af totalkvælstof i 1995/96 renses for effekten af punktkilder, spredt bebyggelse og naturarealer må altså være tæt på den sande, vandføringsvægtede koncentration af totalkvælstof i grundvand, der er afstrømmet fra det dyrkede areal. Denne koncentration er sammenlignet med medianen af målte koncentrationer af totalkvælstof i perioden 1989-2000 i situationer der af NAM er udpeget som værende domineret af grundvandsafstrømning (her bestemt som: $BF + IF \geq 90\%$ af totalafstrømning).



Figur 6.2 Sammenligning af median af målte koncentrationer af totalkvælstof (mg l^{-1}) i situationer udpeget af NAM som værende domineret af grundvandstilstrømning i perioden 1989-2000 med vandføringsvægtet koncentration af totalkvælstof (mg l^{-1}) i 1995/96. 1:1-linjen er indlagt med et 25%-bånd.

De målte koncentrationer, der jo repræsenterer hele oplandet, er omregnet til kun at repræsentere det dyrkede areal ved at korrigere med forholdet mellem totaltransport og transporten renses for effekten af punktkilder, spredt bebyggelse og naturarealer. Sammenligningen er vist i fig. 6.2 som et scatter-plot med 1:1-linjen indlagt. Desuden er indlagt et 25%-bånd på hver side af 1:1-linjen. Det ses at den NAM-udpegede koncentration for de fleste oplande ligger indenfor +/-25% af koncentrationen målt i 1995/96. NAM synes altså for de fleste oplande at være i stand til at udpege grundvandsafstrømningen.

Vandbalancen

Vandbalancen for et opland kan skrives som

$$(1) N - E_a - P - Q_o - Q_u - \Delta S = 0 + \text{fejl}$$

hvor

N = nedbør (målt)

E_a = aktuel fordampning (model-beregnet)

P = oppumpet vand (målt/skønnet)

Q_o = vandløbsafstrømning (målt)

Q_u = underjordisk afstrømning, dvs. den vandmængde der direkte via grundvand løber til et naboopland eller til havet (model-beregnet)

ΔS = magasinændring (model-beregnet)

fejl = summen af tilfældige og systematiske fejl på de målte og beregnede variable i vandbalanceligningen

Vandbalance-residualen defineres her som

$$(2) \text{ Residual} = Q_u + \Delta S + \text{fejl}$$

ΔS kan antages at være 0, hvis balancen beregnes over en periode på flere år, hvor der ikke har forekommet klimatiske forandringer. Q_u fremkommer som et restled i modelleringen. Dette skyldes at modellen er kalibreret til at minimere forskellen mellem simuleret og observeret vandløbsafstrømning, Q_o . Har nettonedbøren ($N - E_a$) været større end Q_o er vand taget ud af modellen som underjordisk afstrømning (Q_u).

Vandbalance-residualen i gennemsnit 181 mm år⁻¹

Vandbalance-residualen er i gennemsnit for de 21 oplande 181 mm år⁻¹ varierende mellem 7.3 mm år⁻¹ (Bolbro Bæk i sønderjyllands Amt) og 367.1 mm år⁻¹ (Lyby-Grønning Grøft i Viborg Amt). Der kunne ikke findes signifikante sammenhænge mellem residualen og hhv. oplandsareal, vandløbsafstrømning eller nedbør. Residualen er negativt korreleret til potentiel fordampning med en forklaringsgrad (R^2) på 0.41. Det er velkendt at der ofte tabes vand som underjordisk afstrømning, Q_u , fra mindre oplande højt oppe i vandløbssystemet til nedstrømsliggende oplande, hvor det trænger op i vandløbsbunden. Vandbalance-residualen er imidlertid meget stor og kan formentlig ikke alene forklares som underjordisk afstrømning. Det p.t. bedste bud på underjordisk afstrømning fra større oplande er i størrelsesordenen 10 mm år⁻¹ (Rasmussen et al., 1995; Henriksen, H. J., GEUS, pers. komm.), mens den for mindre oplande beliggende højt oppe i et vandløbssystem kan være væsentlig større.

Er fordampningen undervurderet?

Afstrømningen i vandløb antages normalt at være bestemt med en relativt høj sikkerhed (+/- 5%, Ovesen, N. B., DMU, pers. komm.) og forventes ikke at give ensidige fejl. Oppumpet vand i oplandene er dels er en lille størrelse, dels antages mængden at være relativt velbestemt. Derfor retter opmærksomheden sig mod nettonedbøren ($N - E_a$). E_a er beregnet ud fra reference-fordampning, E_{ref} . Reference-fordampning er beregnet ved Højbakkegård ved Tåstrup over en årrække med Penman-ligningen på grundlag af målt nettostråling, jordvarmefflux, vindhastighed, luftfugtighed og lufttemperatur over kortklippet, optimalt vandforsyret græs. Reference-fordampning var i gennemsnit over perioden 1967-1986 582.3 mm år⁻¹. E_{ref} beregnet med den modificerede Penman-ligning (Mikkelsen og Olesen, 1991), der benyttes i grid-klimadatasættet, er i gennemsnit for perioden 1989-2000 546 mm år⁻¹ for de 7 sjællandske af de 21 oplande, der har nogenlunde samme fordampningsklima som Højbakkegård. Da ydermere antallet af solskinstimer og dermed indstrålingen i 1989-2000 de fleste år har været over normalen 1961-1990 synes der at være tale om en betydelig undervurdering af reference-fordampning i oplandene.

Er nedbøren overvurderet?

I slutningen af 1998 udsendte Danmarks Meteorologiske Institut nye standardværdier for nedbørskorrektioner på månedsniveau (*Allerup et al., 1998*). Som årsgennemsnit øgedes korrektionen med 5%-point fra 16% til 21% som årsgennemsnit. Dette skyldes primært en ny model til beregning af korrektionsfaktoren for sne og slud. Det betyder, at langt den største del af ændringerne i korrektionen ligger i vintermånederne. Dermed påvirkes størrelsen af nettonedbøren stærkt, idet fordampningen i denne periode er meget beskedent.

Der er behov for et forbedret vidensgrundlag omkring vandbalanceforhold

Der er problemer med opgørelsen af vandbalancerne. Tilsvarende problemer er set for Landovervågningsoplandene (*Grant et al., 2001*) og i GEUS's arbejde med den landsdækkende vandressourcemodel DK-modellen (*Henriksen, H. J., GEUS, pers. komm.*). Det er med det nuværende vidensniveau ikke muligt med sikkerhed at sige hvad de korrekte tal for de enkelte led i vandbalancen er. Der er derfor et stort behov for at få etableret et forbedret vidensgrundlag omkring vandbalanceforhold.

6.3 Undersøgelse af dyrkningspraksis i oplandene

To indsamlinger af data vedrørende kvælstofinput og -output

Data vedrørende dyrkningspraksis er indsamlet to gange omfattende dyrkningsårene 1993/94 og 1998/99. Et dyrkningsår strækker sig fra høst til og med høst det følgende år. Begge indsamlinger er baseret på udtræk fra eksisterende EDB-gødningsplanlægningssystemer suppleret med interviews. Ved undersøgelsen i 1993/94 blev ejendomme med størstedelen af jorden udenfor oplandet udeladt. I 1998/99 blev alle ejendomme med jord i oplandet medtaget. Der kan derfor specielt for små oplande være betydelig forskel på det areal, der er indgået i de to undersøgelser. I begge undersøgelser blev en del brug under 5–10 ha udeladt. I 1993/94 indgik 46 oplande, heraf en række meget små oplande (< 1 km²). I 1998/99 indgik 25 oplande. 21 oplande er omfattet af begge dataindsamlinger. Arealet af disse oplande er i gennemsnit 12.3 km², varierende mellem 3.9 km² og 57.8 km². De to dataindsamlinger er nærmere beskrevet i *Andersen og Jensen (1996)* og *Paulsen (2001)*.

Rodzoneudvaskning af kvælstof er beregnet med modellen N-LES

Beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen under dyrkede arealer hidrørende fra den observerede dyrkningspraksis i hhv. 1993/94 og 1998/99 er for de 21 oplande beregnet med den empiriske model N-LES (se f.eks. *Grant et al. (2001)* for en beskrivelse af modellen). Modellen kræver som input bl.a. vandafstrømning fra rodzonen. Denne er beregnet med modellen EVACROP (Olesen og Heidman, 1990). Oplandene inddelt i 4 grupper og for hver gruppe er udvalgt et repræsentativt klimagrid. For disse 4 grids er der efterfølgende lavet afstrømningsberegninger. For 1990-1998 er anvendt klimadata fra 40x40 km² grid og for året 1999 er anvendt 10x10 km² griddata for nedbør og 20x20 km² griddata for temperatur og potentiel fordampning. Nedbør er i alle tilfælde korrigeret med korrektionsfaktorer udmeldt i 1998 (*Allerup et al., 1998*). Potentiel fordampning er i alle tilfælde beregnet med en modificeret Penman-formel (*Mikkelsen og Olesen, 1991*). Udvasningsberegningerne er nærmere beskrevet i *Paulsen og Jørgensen (2001)*.

*Problemer med de
modelberegne
kvælstofudvaskninger*

De ovenfor omtalte problemer med vandbalancerne har også betydning for den modelberegne kvælstofudvaskning fra rodzonen. Den anvendte model er empirisk og baseret på udvaskningstal, der er fremkommet som produktet af målt kvælstofkoncentration i rodzonen og modelberegnet vandperkolation gennem rodzonen. I det omfang perkolationen er overvurderet pga. en for høj nettonedbør vil den resulterende kvælstofudvaskning naturligvis også være det. I efterfølgende brug vil udvaskningsmodellen, der er kalibreret mod disse for høje udvaskningstal, levere for høje beregnede værdier. Da imidlertid både perkolation og modelberegnet udvaskning er overestimerede vil en omregning til vandføringsvægtet koncentration være omtrent korrekt. Der vil dog være en mindre underestimering af koncentrationen i størrelsesordenen 7% pga. skævvridning, idet der ikke er lineær sammenhæng i modellen mellem perkolation og udvaskning (se også *Grant et al., 2001*). Der vil i de efterfølgende analyser blive benyttet vandføringsvægtet rodzonekoncentration (mg l^{-1}) fremfor rodzoneudvaskning ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

*Perspektivering af
dyrkningsbetingelserne i de
to år hvor der blev indsamlet
dyrkningspraksis-data*

Klima og høst i 1994 og 1999 på landsniveau

Både 1994 og 1999 var med hhv. $8.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ og $8.9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end gennemsnittet for overvågningsperioden 1989-1999 ($8.4 \text{ }^{\circ}\text{C}$) og betydeligt varmere end temperaturnormalen (1961-1990) på $7.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Samtidig var begge år vådere end normalt. Der faldt i 1994 880 mm nedbør og i 1999 905 mm mod normalt (1961-1990) 712 mm. Afstrømningerne i vandløb de to år var følgelig også høje – hhv. 455 mm (1994) og 427 mm (1999) mod normalt (1961-1990) 326 mm. Høsten opgjort i fraført kg N pr. ha dyrket areal var i 1994 lavere end gennemsnittet for 1989-1999 – $126.9 \text{ kg N ha}^{-1}$ mod $131.5 \text{ kg N ha}^{-1}$. Høsten i 1999 var med $130.5 \text{ kg N ha}^{-1}$ tæt på gennemsnittet for 1989-1999.

Vurdering af datamaterialet

Nøgletal fra dyrkningspraksis-undersøgelserne

Det ses af tabel 6.1 at andelen af store brug er vokset fra 1993/94 til 1998/99 fra 30% til 44% af det totale antal brug i undersøgelserne. På landsniveau er de tilsvarende tal hhv. 24% og 31%. Undersøgelserne afspejler altså den landsdækkende tendens mod større brug, men der er en overrepræsentation af de store brug i undersøgelserne. Husdyrholdet målt i DE ha^{-1} er faldet fra 1.16 til 0.82. Der har også på landsplan i perioden været et fald i husdyrhold, omend mere beskedent fra 1.03 DE ha^{-1} til 0.95 DE ha^{-1} . De udbragte husdyrgødningsmængder i undersøgelserne er faldet med ca. 8 kg N ha^{-1} . Tilførsel af N i forbindelse med udbinding (dyr på græs) er nogenlunde ens omkring 13 kg N ha^{-1} . I 1998/99-undersøgelsen er der god overensstemmelse mellem mængden af DE ha^{-1} og opgivet mængde husdyrgødning, idet produktionen af N pr. DE er ca. 100 kg. I 1993/94-indsamlingen er opgivet for lidt gødnings-N relativt til antallet af DE ha^{-1} . Det var i 1993/94 muligt for landmanden eller landbrugskonsulenten at ændre på normerne for N-indhold i husdyrgødning på grundlag af analysetal eller oplysning om fortynding af husdyrgødningen med f.eks. vaskevand eller ensilagesaft. Det blev i *Andersen og Jensen (1996)* konkluderet at det var en undervurdering af N-indholdet i husdyrgødningen, der var årsag til misforholdet mellem mængden af husdyr og mængden af oplyst husdyrgødnings-N. Plantedirektoratet fandt i 1995 i en undersøgelse af 301 brug en helt

parallel undervurdering af N-indholdet i husdyrgødningen baseret på landmandens egne vurderinger. Indholdet af N i husdyrgødning må nu kun vurderes ud fra normtal.

Tablet 6.1 Nøgletal fra de to undersøgelser af dyrkningspraksis. De indgående oplande vægter ens uanset størrelse. Data kun fra det dyrkede areal.

	1993/94	1998/99
Antal brug under 10 ha, %	12	10
Antal brug over 50 ha, %	30	44
DE ha ⁻¹	1.16	0.82
DE kvæg, %	49	46
DE svin, %	48.7	49
Handelsgødning, kg N ha ⁻¹	110.7	97.5
Husdyrgødning, kg N ha ⁻¹	76.7	68.9
Udbinding, kg N ha ⁻¹	13.5	12.5
Forårsudbragt husdyrgødning, %	66	86
Høst, kg N ha ⁻¹	129.2	120.0
N-overskud, kg N ha ⁻¹	108.4	86.7
Udvasket N, kg N ha ⁻¹	87.6	70.1

De to undersøgelser viser en forbedret dyrkningspraksis. Mængden af forårsudbragt husdyrgødning er steget med 20%-point, hvilket øger sandsynligheden for at de udbragte næringsstoffer udnyttes af planterne fremfor at udvaskes. Forbruget af handelsgødning er tilsvarende faldet med godt 13 kg N ha⁻¹. Kvælstofbalance-overskuddet beregnet som differencen mellem al tilført N (inklusive atmosfærisk deposition og N-fixering) og høstet N er formindsket med ca. 22 kg N ha⁻¹ til 87 kg N ha⁻¹. Overskuddet angiver et tabspotentiale; kvælstof kan tabes ved udvaskning, denitrifikation og ammoniakfordampning, men også indlejres i jordens kvælstofpuljer. Høstudbyttet er i sagens natur en varierende faktor i balancen. Det opgivne udbytte i 1998/99 er lavt sammenlignet med landsgennemsnittet på 130.5 kg N ha⁻¹. Det kan skyldes at der i et vist omfang er tale om forventede fremfor faktiske udbytter (*Paulsen, I., pers. komm.*). Endelig er det svært at fastlægge udbyttet for især foderafgrøder som roer og græs.

Den viste udvaskning er normaludvaskningen fra det dyrkede areal, forstået som den udvaskning der ville være med den aktuelle dyrkningspraksis i et klimatisk set normal-år. De indtrufne forbedringer i dyrkningspraksis har resulteret i et fald i udvaskning på 20%.

Gruppering af oplandene

Det er ofte formålstjenligt at gruppere de undersøgte oplande for at skabe overblik. Her er valgt en gruppering, der tager hensyn til dels oplandenes jordbund, dels deres geografiske placering: gruppe 1 er sandede oplande i Jylland, gruppe 2 er lerede oplande i Jylland, gruppe 3 er sandede oplande på Øerne, og gruppe 4 er lerede oplande på Øerne. Vi ved at der er en forskel i dyrkningspraksis med stigende husdyrhold og kvælstofoverskud fra øst til vest i landet (fx *Paulsen, 2001*). Samtidig er der en klimatisk øst-til-vest gradient med

stigende nedbør og faldende fordampning med resulterende højere nettonedbør. Endelig er der taget hensyn til oplandenes hydrologiske respons på nedbør ved at skelne mellem sandede og lerede oplande (Fig. 6.1).

I tabel 6.2 er vist median-værdier for oplandene for udvalgte parametre. Den valgte gruppering ses at differentiere oplandene mht. både hydrologisk respons og dyrkningspraksis. Det største fald i rodzonekoncentration forekommer i de sandede, jyske oplande, hvor også faldet i kvælstofoverskud er størst.

Tabel 6.2 Nøgletal for oplandene som median-værdier indenfor grupperne. BF+IF er grundvandsafstrømningens andel af total afstrømning, HU er forbruget af husdyrgødning i 1993/94, TOT_N er total-tilført kvælstof i 1993/94, Δ N-bal. er ændringen i kvælstofoverskud fra 1993/94 til 1998/99, Konc. er den vandføringsvægtede rodzonekoncentration i 1993/94, Δ konc. er ændringen i vandføringsvægtet rodzonekoncentration fra 1993/94 til 1998/99. I parentes er vist ændringen i procent.

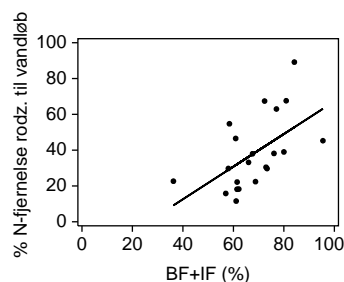
Gruppe	BF+IF	HU	TOT_N	Δ N-bal.	Konc.	Δ konc.
	%	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹
1 Sand, Jylland	77.1	99.8	288.8	-38.6	18.2	-2.6 (-14.3)
2 Ler, Jylland	60.9	98.6	264.3	-28.1	16.1	-2.1 (-13.0)
3 Sand, Øerne	76.1	39.2	201.5	-15.9	15.6	-2.0 (-12.8)
4 Ler, Øerne	61.3	28.9	191.3	-14.4	15.9	-2.4 (-15.1)

6.4 Kvælstofomsætning

Under forudsætning af at vandbalancen for et opland stemmer, kan kvælstoffjernelsen under vandets transport gennem jorden til vandløbet estimeres. De aktuelle vandbalanceproblemer kan omgås ved at sammenholde den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof i rodzonen med den samme koncentration i vandløb, fremfor at betragte hhv. kvælstofudvaskning og oplandstab af kvælstof. Denne betragtningstype forudsætter imidlertid at hele overskudsnedbøren passerer rodzonen således at udgangskoncentrationen af al vand er kendt. Dette forhold er som regel opfyldt idet afstrømning direkte fra jordoverfladen kvantitativt spiller en ringe rolle i danske oplande. I det følgende er vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i rodzonen i 1993/94 ved normalklima sammenholdt med vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i vandløb. Den sidste er rensset for effekten af punktkilder, spredt bebyggelse og naturarealer. Kvælstofkoncentrationen i vandløb dækker perioden 1994-2000 i et forsøg på at tage højde for vandets transporttid i jorden fra det forlader rodzonen til udtrængning i vandløbet.

Tabel 6.3. Kvælstoffjernelse under grundvandstransport indenfor oplandsgrupper. Median-værdier.

Gruppe	Kvælstoffjernelse, %
1 Sand, jylland	63.0
2 Ler, Jylland	38.0
3 Sand, Øerne	38.2
4 Ler, Øerne	20.2



Figur 6.3. Kvælstoffjernelse fra rodzone til vandløb som funktion af andelen af grundvandsafstrømning. Kvælstofkoncentration i rodzone er fra 1993/94. Koncentration i vandløb er fra perioden 1994-2000.

Tabel 6.3 viser kvælstoffjernelsen i procent som medianværdier for oplandsgrupperne. Den største kvælstoffjernelse sker i de sandede, jyske oplande, hvor vandløbene er domineret af grundvands-tilstrømning. I figur 6.3 er sammenhængen mellem andelen af grundvandsafstrømning og procentvis kvælstoffjernelse for alle oplandene vist. Sammenhængen er signifikant, men forklaringsgraden (R^2) for den bedste regression er på kun 0.31. Der er altså andre faktorer end vandets hoved-transportvej mod vandløbet, der må inddrages for at forklare kvælstofomsætningen i et givet opland.

Analyse af udviklingstendens for kvælstofkoncentration i vandløb

I tabel 6.4 er vist resultater fra en statistisk test af udviklingen i kvælstofkoncentration i vandløbene, hvor koncentrationen er korrigeret for forskelle i afstrømning på prøvetagningsdagene (se *Kronvang et al., 2000*). Analysen er foretaget dels på alle målte koncentrationer i måleperioden 1989-2000, dels på perioder domineret af de respektive afstrømningskomponenter, som de er beregnet med NAM-modellen.

Af tabel 6.4 fremgår det at der er en tendens til faldende koncentration af total kvælstof i alle vandløb, når alle målinger betragtes. I 10 vandløb er faldet signifikant. For disse 10 oplande er den relative ændring i forhold til 1989-niveaueet -28.6% (median-værdi). Af de 21 oplande blev ved overvågningsprogramets start i 1989 10 oplande karakteriseret som værende uden punktkilder (type 2), 9 oplande som værende med punktkilder mindre end 0.5 kg N ha^{-1} (type 3), mens 1 opland havde punktkilder større end 0.5 kg N ha^{-1} (type 4). Det konstaterede fald i koncentration over perioden kan altså ikke tilskrives bortskæring af punktkilder (et bidrag på $0.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ svarer til en koncentrationforøgelse på 0.2 mg N l^{-1} ved en afstrømning på 250 mm år^{-1}). 7 af de 10 vandløb ligger i Jylland, mens 6 af vandløbene afvander sandede oplande og 4 afvander lerede oplande. Det kan altså ikke ud fra materialet konkluderes at det især er oplande med en relativt stor andel af overfladenær afstrømning, der udviser faldende tendens. Dette var ellers forventet, idet effekten af forbedringer i dyrkningspraksis resulterende i en lavere kvælstofudvaskning fra rodzonen først vil kunne konstateres i det vand, der når vandløbet med den mindste forsinkelse. I tabel 6.5 er vist medianværdier dels for alle målinger, dels indenfor afstrømningskomponenterne. Det var nødvendigt at se bort fra IF-komponenten, idet kun oplande der indenfor hver afstrømningskomponent har mindst 24 observationer er medtaget. Det fremgår at den faldende trend er størst i det hurtigt tilstrømmende vand og lavest i det dybe grundvand. Dette indikerer at den overfladenære afstrømning, som forventet, afspejler de observerede forbedringer i dyrkningspraksis.

Tabel 6.4 Seasonal Mann-Kendall trend test af målinger af total-kvælstof i perioden 1989-2000. *** angiver signifikans på 1% niveau; ** angiver signifikans på 5% niveau. Den angivne værdi er median ændring pr. år ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$). I parentes er vist antallet af observationer, der har indgået i testen. Manglende testresultater skyldes at vandføringen har ændret sig signifikant over perioden, og at et test på ændring i koncentration således ikke er meningsfuldt. Relativ ændring er ændringen i koncentration (alle målinger) over perioden 1989-2000 i % af koncentrationen i 1989.

DMU-nr.	Gruppe	Alle målinger $\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$	BF $\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$	IF $\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$	OF $\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$	Relativ ændring %
420012	1	-0.0381*** (303)	-0.0171 (61)	-0.08571 (14)		-30.1
360012	1	-0.1708*** (219)	-0.0893 (47)		0.0467 (8)	-35.2
350011	1	-0.0959** (216)	-0.0972 (121)		-0.2134 (5)	-14.0
210072	1	-0.0415 (154)	-0.0116 (73)		-0.3791 (11)	
210759	1	-0.1472 (227)	-0.04370 (127)	-0.5755 (8)	-0.3775 (35)	
160030	1	-0.2574** (216)	-0.2708** (80)	-0.3027 (6)	-0.4147 (45)	-26.9
130011	1	-0.0497 (402)	-0.0097 (77)	0.2675 (16)	-0.3894** (17)	
380020	2	-0.2138** (283)	-0.2333 (145)		-0.3700 (25)	-35.2
210872	2	-0.2150 (197)	-0.1985 (94)		-0.4728 (40)	
220043	2	-0.0830 (213)	-0.0217 (68)	-0.0860 (12)	-0.6850** (13)	
210752	2	-0.1243*** (310)	-0.0280 (80)	-0.2168 (11)	-0.1777 (65)	-27.1
210803	2	-0.1153** (274)	0.01090 (158)		-0.8347** (48)	-22.6
480011	3	-0.2168*** (294)	-0.0920 (181)			-37.8
520033	3	-0.1356 (315)	-0.0382 (213)	-0.3593 (15)	-0.8728	
470001	3	-0.2056*** (552)	-0.2805** (156)	-0.0962 (31)	-0.0649 (63)	-32.8
580019	4	-0.0965 (301)	-0.0770 (62)	-0.1831 (34)	-0.1733 (71)	
570044	4	-0.0751 (313)	-0.0032 (90)	-0.2439** (68)		
570063	4	-0.2978 (203)	-0.3202 (76)	-0.0366 (30)	-0.4781 (4)	
620014	4	-0.0081 (430)	-0.0706 (152)	-0.3510 (4)	-0.2137 (50)	
620022	4	-0.0671 (194)	-0.0668 (44)	-0.2387 (21)	-0.2090 (41)	
470033	4	-0.1666** (526)	-0.1424** (296)		-0.2438 (69)	-25.0

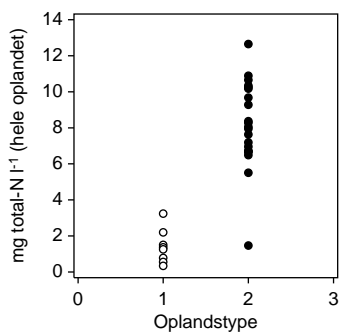
Tabel 6.5. Median værdier af trend ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$) for 11 oplande med mindst 24 observationer pr. afstrømningskomponent.

Alle målinger	BF	OF
-0.1472	-0.0770	-0.2438

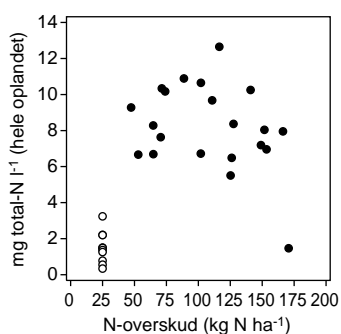
Grunden til at det alligevel ikke er oplande med en relativt stor andel af overfladenær afstrømning, der især udviser signifikante fald i kvælstofkoncentration kan være, at dels udgør den overfladenære komponent i alle oplande en mindre del af den totale afstrømning, dels er det i de sandede oplande med stort kvælstof-overskud, at de største fald i rodzonekoncentration har fundet sted.

Model for oplandstab af kvælstof

For at sætte de 21 intensivt dyrkede oplande i perspektiv er de i figur 6.4 vist sammen med overvågningsprogrammets 10 referenceoplände, der har en gennemsnitlig dyrkningsgrad på 10.8% (median 6.9%).



Figur 6.4 Vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 fordelt på oplandstyper. Data repræsenterer samlet oplandsareal og er altså ikke korrigeret for naturarealer. type 1 = referenceoplande, type 2 = intensivt dyrkede oplande.



Figur 6.5 Vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 som funktion af kvælstofoverskud på markniveau for 1993/94 for to oplandstyper. Data repræsenterer samlet oplandsareal og er altså ikke korrigeret for punktkilder, spredt bebyggelse og naturarealer.

Der er for alle oplande vist koncentrationen af kvælstof hidrørende fra det totale oplandsareal. Af figuren fremgår det, at koncentrationerne i vandet der afstrømmer fra de to oplandstyper er markant forskellige. Median-koncentration for de 10 referenceoplande er 1.4 mg total-N l⁻¹, mens den er 8.0 mg total-N l⁻¹ for de 21 dyrkede oplande.

I figur 6.5 er vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 vist som funktion af oplandets kvælstofbalance på markniveau opgjort for 1993/94. Referenceoplandene er skønsmæssigt tildelt et kvælstofoverskud på 25 kg N ha⁻¹ svarende til den atmosfæriske kvælstofdeposition. For de dyrkede oplande er kvælstofbalancen kun opgjort for det dyrkede areal, men da naturarealet i disse oplande kun udgør en lille del af det samlede areal (11.3% i median for de 21 oplande) medfører det kun en lille fejl. Af figuren ses det, at der udover forskydningen i koncentrationsniveau mellem de to oplandstyper ikke er nogen klar effekt af stigende kvælstofoverskud på markniveau. For de dyrkede oplande isoleret set er der en svagt faldende koncentration ved stigende kvælstofoverskud.

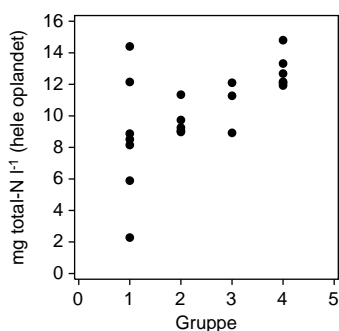
Figur 6.4 og 6.5 kan tolkes som at det er dyrkning i sig selv snarere end det forøgede kvælstofoverskud, der betinger det højere kvælstofniveau i vandløb, der afvander dyrkede oplande. Imidlertid består gruppen af referenceoplande især af sandede oplande (6 af de 10 oplande er overvejende sandede). Fra sandede oplande er afstrømningen ofte domineret af dybere grundvand, hvilket giver mulighed for en betydelig kvælstoffjernelse under transport fra rodzone til vandløb (se også tabel 6.3). Betragtes kun gruppen af dyrkede oplande hænges en analyse af effekten af forskellig dyrkningspraksis af, at der er stor interkorrelation mellem de bestemmende faktorer: de største kvælstofoverskud er registreret i sandede, jyske oplande, hvor der også er observeret den største kvælstoffjernelse under grundvandstransport, og hvor samtidig afstrømningen og dermed fortyndingen af kvælstof fra rodzonen er størst. Det er altså på det foreliggende materiale svært at isolere effekten af forskellig dyrkningspraksis. Figur 6.6 viser for de dyrkede oplande den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 fra det dyrkede areal fordelt på grupper. Den valgte gruppering, som ved at basere sig på jordtype og geografisk placering til en vis grad differentierer oplandene hydrogeologisk, klimatisk og dyrkningsmæssigt, ses at beskrive en del af variationen i materialet.

Den bedste model til beskrivelse af vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 fra det dyrkede areal inddrager gruppe, oplandets sand-procent, afstrømningen og kvælstofoverskuddet på markniveau og forklarer 98% af variationen:

$$(3) \quad \text{Konc} = \text{Gruppe}_i + a \cdot \text{Sand_procent} + b_i \cdot Q + c_i \cdot N \quad (R^2 = 0.98)$$

hvor

Konc = vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 fra det dyrkede areal



Figur 6.6 Vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 fra det dyrkede areal fordelt på gruppe Jylland; gruppe 3 = Sand, Øerne 4 = Ler, Øerne

Sand_procent = oplandets procentiske andel af sand i overjorden
 Q = gennemsnitlig afstrømning i mm år⁻¹ for perioden 1994-2000
 N = kvælstofoverskud på markniveau for 1993/94
 $i = 1-4$
 a , b_i og c_i er koefficienter

For de jyske oplande (gruppe 1 og 2) er c_i negativ (hhv. -0.071 og -0.023), mens der for oplandene på Øerne er en positiv effekt af stigende kvælstofoverskud (c_3 og c_4 hhv. 0.313 og 0.027). Modellen er naturligvis kun indikativ selvom alle parametre indgår signifikant ($P < 0.01$), idet den bruger hele 12 ud af 21 frihedsgrader.

6.5 Konklusion

Indsamlingen og analyserne af data fra de 25 oplande udvalgt til oplandsanalyse-projektet har foreløbig vist:

- Der har været en betydelig forbedring i dyrkningspraksis resulterende i et fald i kvælstofoverskud fra i gennemsnit $108 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i 1993/94 til $87 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i 1998/99. Kvælstofudvaskning fra rodzonen er tilsvarende reduceret 20%. De største forbedringer er sket på sandede oplande med et stort kvælstofoverskud.
- Den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof i vandløbene er faldet i alle oplandene. For 10 oplande er faldet signifikant. For disse 10 oplande er faldet over perioden 1989-2000 i median 28.6% i forhold til 1989-niveauet.
- af de 10 vandløb med signifikant fald afvander jyske oplande, og 6 af disse 10 vandløb afvander sandede oplande domineret af grundvandsafstrømning, der når vandløbene med stor tidsforsinkelse. En særskilt analyse på afstrømningskomponenter indenfor det enkelte vandløb viser imidlertid, at de største fald i kvælstofkoncentration er forekommet i det hurtigt tilstrømmende vand. Lerede oplande har en relativt større andel af hurtigt tilstrømmende vand. Når det alligevel ikke er de lerede oplande, der især udviser fald i kvælstofmængden i vandløbene, skyldes det at dels udgør hurtigt tilstrømmende vand altid en mindre del af den samlede vandføring, dels er det i de sandede oplande de største forbedringer i dyrkningspraksis har fundet sted.
- Den bedste model til beskrivelse af vandføringsvægtet koncentration af total-kvælstof for perioden 1994-2000 fra det dyrkede areal forklarer 98% af variationen imellem oplandene. Modellen indtager jordbund, geografisk placering af oplandet, oplandets sand-procent, afstrømningen og kvælstofoverskuddet på markniveau. På grund af det store antal parametre i forhold til antallet af observationer er modellen imidlertid kun indikativ. Effekten af dyrkningspraksis er svær at fremanalysere på det foreliggende materiale fordi der er stor interkorrelation mellem de bestemmende faktorer: de største kvælstofoverskud er registreret i sandede, jyske oplande, hvor der også er observeret den største kvælstoffjernelse under grundvandstransport, og hvor samtidig afstrømningen og dermed fortyndingen af kvælstof fra rodzonen er størst.

7 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

Hans L. Iversen, Anker Laubel, Jens Peder Jensen & Peter Borgen Sørensen

7.1 Miljøfremmede stoffer

Formål med overvågning af miljøfremmede stoffer.

Formålet med overvågning af miljøfremmede stoffer er at give et landsdækkende billede af stoffernes forekomst i danske vandløb, samt at kunne opgøre transporten af pesticider og andre miljøfremmede stoffer til havet i henhold til internationale forpligtelser (*Miljøstyrelsen, 2000*).

Overvågningsprogrammet for miljøfremmede stoffer er omfattende (*Miljøstyrelsen, 2000*). Således overvåges 10 forskellige grupper af miljøfremmede stoffer. I dette års afrapportering af miljøfremmede stoffer er vægten lagt på behandling af pesticider. Denne vægtning fordi pesticider er den gruppe af miljøfremmede stoffer, der for øjeblikket er genstand for den mest intensive overvågning.

Opbygning af kapitlet

Behandlingen af pesticider er lagt i første del af kapitlet om miljøfremmede stoffer. Dernæst følger en mere kursorisk gennemgang af andre miljøfremmede stoffer og til slut er transportopgørelser for alle miljøfremmede stoffer beskrevet.

7.1.1 Pesticider

Måleprogrammet

Det er beskrevet i "overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand" (*Kronvang, et al., 1999*) hvor og hvordan der måles.

Tabel 7.1 Oversigt over antal prøvetagninger i 2000 fordelt på måneder og delprogrammer.

Måned	Landbrugsoplande		Store vandløb	I alt
	Intensivt program	Ekstensivt program		
1		3	4	7
2		2	5	7
3		1	5	6
4		5	5	10
5	28	9	5	42
6	26	11	5	42
7	1	6	5	12
8	1	4	5	10
9	2	5	5	12
10	26	9	5	40
11	28	6	5	39
12	1	3	4	8
I alt	113	64	58	235

Tabel 7.2 Liste over pesticider der indgår i overvågningsprogrammet, inddelt i pesticid undergrupper. Nedbrydningsprodukter er indrykket under de aktivstoffer de nedbrydes fra.

¹: Indgår kun i delprogrammet "store vandløb"

²: Kun nedbrydningsproduktet indgår i overvågningen. Aktivstoffet analyseres ikke.

Herbicider	
2,4-D	Ioxynil
Atrazin	Isoproturon
Desethylatrazin	Lenacil
Desisopropylatrazin	MCPA
Hydroxyatrazin	Mechlorprop
Desethyldeisopropylatrazin	Metabenzthiazuron ¹
Bentazon	Metamitron
Bromoxynil	Metazachlor ¹
Chloridazon	Metoxuron ¹
Chlorsulfuron	Metribuzin
Cyanazin	Metsulfuron methyl
Dalapon	Pendimethalin
Dichlobenil	Propachlor ¹
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	Simazin
Dichlorprop	Hydroxysimazin
Dinoseb	Desethyldeisopropylatrazin
Diuron	Terbutylazin
Ethofumesat	Desethylterbutylazin
Glyphosat	Trichloreddikesyre (TCA)
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	Trifluralin
Hexazinon	
Fungicider	
Fenpropimorph	Propiconazol
Mancozeb/maneb/zineb ²	Thiram
Ethylenthiourea (ETU)	
Insekticider	
Aldrin ¹	Endrin ¹
Azinphos-ethyl ¹	Esfenvalerat (pyrethorid)
Azinphos-methyl ¹	Fenitrothion ¹
Carbofuran ²	Isodrin ¹
3-hydroxycarbofuran	Lindan (HCH) ¹
DDT ¹	Malathion ¹
DDE ¹	Mevinphos ¹
Dichlorvos ¹	Parathion ¹
Dieldrin ¹	4-nitrophenol
Dimethoat	Parathion-methyl ¹
DNOC	Pirimicarb
Endosulfan ¹	
Andre	
Maleinhydrazid	

Der måles i 25 vandløb der gennemløber landbrugsoplande (tabel 7.1). Formålet med prøvetagningsstrategien i landbrugsoplande er at få viden om hvornår tabet af pesticider til vandløbet sker.

Landbrugsoplande, intensivt program

I 5 vandløb i landbrugsoplande, hvor måleprogrammet er særligt intensivt, tages der årligt 16 prøver. Der udtages for det første 1 stikprøve i hvert kvartal med det formål at registrere den generelle baggrundforekomst af pesticider i vandløbet. I sprøjtesæsonen (maj-juni og oktober-november), hvor der er særlig stor risiko for tab af pesti-

cider til vandløbet, tages der 6 stikprøver. Der tages endvidere 2 stikprøver i sommermånederne (august-september), for at viden om transport af pesticider i baseflow-tilstrømningen, som kan bestå af vand fra kapilærer i den umættede zone eller fra øvre eller nedre grundvandsmagasiner. Endelig tages 4 såkaldte "intelligente" stikprøver i forbindelse med nedbørshændelser på mindst 10 mm, for at få viden om pesticid transporten til vandløbet med overfladisk afstrømning og interflow.

Landbrugsoplande, ekstensivt program

I de 20 øvrige vandløb i landbrugsoplande udtages årligt 6 vandprøver, fordelt med 1 almindelig stikprøve hver måned i sprøjtesæsonen (maj-juni og oktober-november) og 2 "intelligente" stikprøver i sprøjtesæsonen.

Store vandløb

Der tages en stikprøve hver måned i 5 større vandløb. Formålet hermed er at overvåge basisforekomsten af pesticider i de danske vandløb samt at kunne levere transportopgørelser i henhold til forskellige internationale konventioner.

Hvilke pesticidforbindelser indgår i måleprogrammet

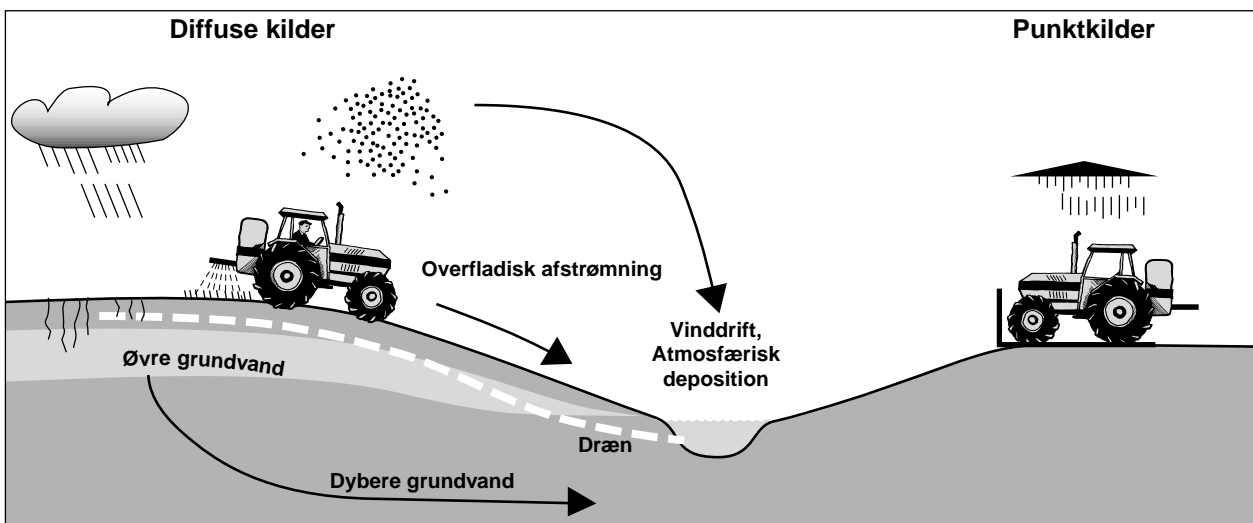
Vandprøverne i de 5 store vandløb undersøges for 68 forskellige pesticidforbindelser (tabel 7.2). 48 af disse går igen i måleprogrammet for vandløb i landbrugsoplande. Målepakken er sammensat med henblik på at Danmark kan leve op til internationale konventioner og forpligtigelser (*Miljøstyrelsen, 2000*).

Hvordan kommer pesticider til vandløbet

Pesticider kan tabes til vandløbene fra forskellige kilder og ad forskellige tilførselsveje (fig. 7.1).

Diffuse kilder

Langt den overvejende del af pesticiderne anvendes på markerne. Fra denne diffus kilde eller fladekilde som den også kaldes, sker der en spredning til luften ved fordampning og vinddrift og en del af det luftbårne pesticid deponeres før eller senere i vandløbet. En del af pesticiderne afsættes på jorden, herfra kan noget transporteres med overfladisk afstrømning til vandløb, men hovedparten siver ind i jorden, hvorfra det kan udvaskes til dræn og det øvre grundvand og derfra føres videre til vandløbet.



Figur 7.1 Kilder og transportveje for pesticider

Punktkilder

Selv om de absolutte mængder af pesticider der findes i punktkilder såsom vaskepladser for sprøjteudstyr og gårdspladser er beskedne, er de anvendte mængder ganske store i forhold til punktkilders areal og bindingskapaciteten i overjorden er ofte mindre end på dyrkede arealer. Der måles derfor betydeligt højere pesticid koncentrationer i jord og vand under punktkilderne end under de dyrkede arealer og tabet herfra til vandløbet kan derfor være større end hidtil antaget (Bay *et al.*, 2001). Tabet fra punktkilder til vandløb kan foregå via overfladisk afstrømning, dræn eller grundvandstilstrømning.

Forekomst af pesticider i vandløb

Der er fundet 47 forskellige pesticider i 2000

Der er fundet 47 forskellige pesticider i målbare koncentrationer i 2000 (bilag 7.1). I vandløb i landbrugsoplande er der fundet 42 forskellige pesticider under det ekstensive program og 34 under det intensive program. I de store vandløb er der i alt fundet 32 forskellige pesticider. 26 pesticider går igen i alle 3 delprogrammer (tabel 7.3).

Tabel 7.3 Fundfrekvens (%) af 26 pesticidforbindelser der er fundet i alle delprogrammer.

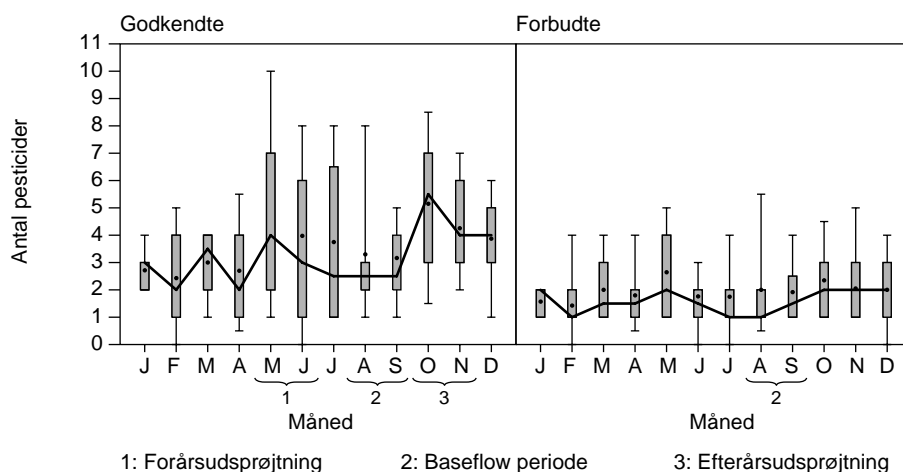
	Vandløb i landbrugsoplande		Store vandløb
	Intensivt program	Ekstensivt program	
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	66	91	92
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	62	91	91
Glyphosat	56	88	81
Trichloreddikesyre (TCA)	21	76	76
Isoproturon	25	48	41
Terbuthylazin	28	35	41
Diuron	17	29	37
Hydroxysimazin	3	3	28
Bentazon	34	37	25
4-nitrophenol	24	11	22
DNOC	14	15	22
MCPA	11	25	20
MECHLORPROP	6	23	20
Hydroxyatrazin	6	14	20
SIMAZIN	2	13	19
Desethylterbuthylazin	17	18	19
DICHLORPROP	3	9	14
Desethylisopropylatrazin	11	24	11
Desethylatrazin	3	4	10
Hexazinon	3	12	5
ATRAZIN	5	12	3
Dalapon	2	1	3
Ethofumesat	3	6	2
Cyanazin	3	2	2
Desisopropylatrazin	5	14	2
Pendimethalin	9	13	2

Den gennemsnitlige fund hyppighed af de gennemgående pesticider er 27 % i store vandløb 27 % i ekstensivt overvågede vandløb i landbrugs oplande og 17 % i de intensivt overvågede vandløb. Der er generelt et stort sammenfald mellem de stoffer der optræder hyppigt i de 3 delprogrammer.

Der er fundet 37 aktivstoffer og 10 metabolitter. 20 pesticider eller metabolitter der er fundet i vandløbene kan henføres til 15 aktivstoffer, der er taget ud af handelen og som det ikke længere er tilladt at anvende.

Sæson variationer i forekomst

Antallet af fund i de enkelte vandløb er vist måned for måned i figur 7.2. Der findes typisk ca. 4 godkendte pesticider, hver gang der findes ca. 2 forbudte. De godkendte pesticider forekommer typisk lidt oftere i sprøjteperioderne og i ekstreme tilfælde meget oftere. Derimod ses der ikke er nogen markant sæsonvariation i antallet af forbudte pesticider.



Figur 7.2 Årstidsvariationer i fund af pesticider i alle vandløb angivet som antal pesticider pr. prøve, henholdsvis godkendte og forbudte pesticider. Boxplot med median (forbundne linjer), gennemsnit (punkt), 25 og 75 percentil (rektangel) og 10 og 90 percentil (lodrette linjestykker).

De målte koncentrationer

De målte koncentrationer for hver af de 3 delprogrammer findes i bilag 7.1.

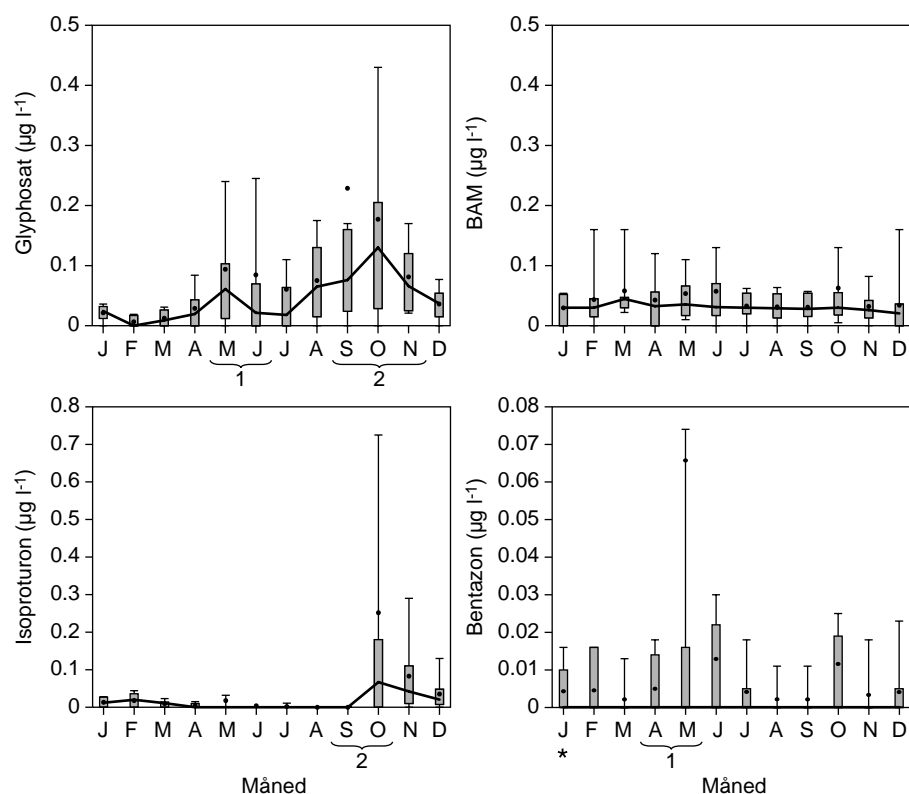
Detektionsgrænserne er 0,01 mikrogram pr. liter for alle stoffer bortset fra 4-nitrophenol. De målte pesticid-koncentrationer i vandløbsvandet ligger typisk under 0,1 mikrogram pr. liter, men mere end en tredje del af de fundne pesticider forekommer dog i koncentrationer over 0,1 mikrogram pr. liter. Maximumskoncentrationerne er typisk ca. 8 gange større end median værdierne.

Median og maksimums koncentrationen af de 10 hyppigst fundne stoffer er vist i tabel 7.4. De største koncentrationer er i mange tilfælde målt i vandløb i landbrugsoplande. I de 5 vandløb i landbrugsoplande, med intensiv prøvetagning, er de målte koncentrationer noget lavere end i de 20 øvrige vandløb i landbrugsoplande.

I figur 7.3 ses årstidsvariationen for 4 af de stoffer der er hyppigt forekommende. I det følgende gennemgås stofferne enkeltvis.

Tabel 7.4 Maksimum koncentrationer og median koncentrationer (mikrogram pr. liter) af de 10 hyppigst fundne pesticidforbindelser i de 3 delprogrammer.

Pesticid	Landbrugsoplande				Store vandløb	
	Intensivt program		Ekstensivt program		Maksimum koncentration	Median koncentration
	Maksimum koncentration	Median koncentration	Maksimum koncentration	Median koncentration		
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	0,07	0,03	0,61	0,04	0,18	0,05
Aminomethylphosphorsyre (AMPA)	0,38	0,08	0,52	0,12	1,10	0,11
Glyphosat	0,32	0,05	1,40	0,09	1,80	0,06
Trichloreddikesyre (TCA)	0,07	0,06	0,27	0,04	1,60	0,07
Isoproturon	1,90	0,11	2,10	0,06	0,13	0,02
Bentazon	0,76	0,02	1,20	0,02	0,03	0,02
Terbuthylazin	0,63	0,03	1,26	0,03	0,58	0,02
Diuron	0,07	0,01	0,36	0,04	0,07	0,02
MCPA	0,28	0,04	0,82	0,03	0,17	0,02
Desethylisopropylatrazin	0,03	0,02	0,21	0,03	0,03	0,02



1: Forårsudsprøjtning 2: Efterårsudsprøjtning * Outlier på 0.15 mg l⁻¹ fjernet

Figur 7.3 Årstidsvariationer i koncentrationer af 4 hyppigt fundne pesticider, Alle vandløb. Boxplot med median (forbundne linjer), gennemsnit (punkt), 25 og 75 percentil (rektangel) og 10 og 90 percentil (lodrette linjestykker).

Glyphosat

Glyphosat, der er fundet i mere end 75 % af vandprøverne, var det mest solgte ukrudtsmiddel i 2000 (878 tons aktivstof ud af et totalt salg på 2841 tons (*Miljøstyrelsen, 2001b*). Der er målt høje koncentrationer forår og efterår (figur 7.3), hvilket er sammenfaldende med at Glyphosat anvendes forår og efterår til totalbekæmpelse af ukrudt og nedvisning i korn, ærter, raps og græs (*Kristensen et al., 2000*). Glyphosat binder sig kraftigt til jordpartikler (median $K_d=75$: *Sørensen, 2001a*), men er samtidigt opløseligt i vand, fordi det optræder på positiv ionform i jorden. Mobiliteten i jord øges med stigende pH og fosforindhold, fordi fosfor- og glyphosat-molekyler indbyrdes konkurrerer om bindingspladserne på jordpartikler (*Ludvigsen et al, 2001a*). Koncentrationen af Glyphosat falder gradvist til et minimum i februar marts (fig. 7.3). Glyphosat nedbrydes især mikrobielt og har en halveringstid på mellem 22 og 205 dage (*Sørensen, 2001a*).

BAM

BAM (2,6-dichlorbenzamid), er det stof der oftest er målt i vandprøverne. Koncentrationen af BAM er nogenlunde konstant over året (fig. 7.3). BAM er en langsomt nedbrydelig metabolit af Dichlobenil og Chlorthiamid (*Bay et al, 2001*). Halveringstiden af BAM i jord er rapporteret til 660 dage i *Linders et al. (1994)*. Det har ikke været tilladt at anvende Dichlobenil i Danmark siden 1997 (*Miljøstyrelsen, 1997a*), mens Chlorthiamid ikke har været anvendt siden 1980 (*Miljøstyrelsen, 1997b*). Dichlobenil har hovedsageligt været anvendt til total ukrudtbekæmpelse på gårdspladser og andre udyrkede arealer (*Bay et al, 2001*).

Isoproturon

Isoproturon forekommer ofte i alle de målte vandløb, men de største koncentrationer er målt i efterårs sæsonen (fig. 7.3) i vandløb der afvander landbrugs oplande. Isoproturon blev anvendt til ukrudtsbekæmpelse i vintersæd i efterårs sprøjtesæsonen (*Petersen et al, 1999*) frem til 1. december 1999, hvor det blev forbudt (*Miljøstyrelsen 2001a*). Det er dog stadig anvendt i 2000 (*Miljøstyrelsen 2001b*), hvilket kan forklare at der blev der målt store koncentrationer i efterårs sprøjtesæsonen 2000. Den første del af året målt generelt lave og faldene koncentrationer af isoproturon. Isoproturon har en halveringstid i jord på mellem 7 og 64 dage (*Sørensen, 2001a*). Ifølge nogle udenlandske undersøgelser tabes isoproturon primært fra punktkilder (*Stensvang, 2000*).

Bentazon

Bentazon anvendes i forholdsvis ringe mængder (ca. 48 kg i 2000: *Miljøstyrelsen 2001b*), men har en ringe bindingskapacitet til jord ($k_d = 0.32$: *Sørensen, 2001a*) og er derfor yderst mobilt. Et kontrolleret felt eksperiment har vist at det nedvaskes gennem jorden til dræn (*Kronvang et al, 2001*). Der er målt forhøjede koncentrationer af Bentazon i forårssprøjtesæsonen (fig. 7.3), hvor det anvendes til bekæmpelse af ukrudt i vårsæd o.a. Bentazon har en halveringstid på 17 til 73 dage i jorden (*Sørensen, 2001a*).

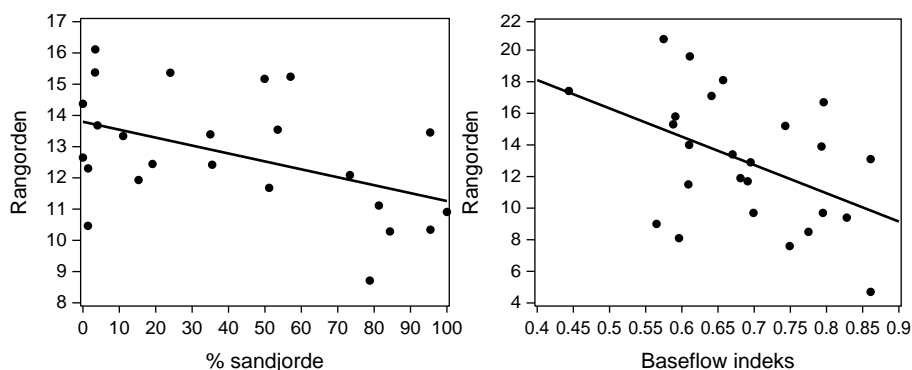
Hvor finder vi de højeste pesticid koncentrationer

Pesticid-forekomst og -koncentrationer varierer en del mellem de 25 undersøgte vandløb i landbrugsoplande. For at få en indikation af hvad der styrer disse forskelle er vandløbene i landbrugsoplande blevet rangordnede i forhold til pesticid belastning (bilag 7.2). Vandløbene er ordnet indbyrdes efter maksimumskoncentrationer og der er beregnet en rangorden for hvert enkelt pesticid der indgår. Et vand-

løbs samlede score er beregnet som gennemsnittet af rangordningen for de enkelte pesticider. Der er gennemført 2 rangordningsanalyser. I den første af de to indgår alle 48 analyserede pesticider. I denne rangordning vægtes forekomsten højt, idet et vandløb med mange fund i lave koncentrationer får en højere rangordning end et vandløb med få fund i høje koncentrationer. Der er derfor lavet endnu en rangorden, hvor kun de 5 hyppigst fundne pesticidforbindelser indgår. I denne rangordning er de enkelte pesticider stort set repræsenteret i alle vandløb og her det derfor primært koncentrationen der er bestemmende for et vandløbs rangordning.

Pesticid belastningen er korreleret med jordtype og baseflowindeks.

Rangordning nr. 1 (alle pesticider) er signifikant negativt korreleret med andelen af sandede jorde i oplandet (fig. 7.4). Rangordning nr. 2 (5 almindeligt forekommende pesticider) er signifikant negativt korreleret med det såkaldte Baseflow indeks (*Gustard et al., 1992*). De laveste koncentrationer forekommer således i oplande med høje baseflowindeks. Det kan skyldes at det langsomt strømmende baseflow har et lavt pesticid indhold og dermed fortynder den samlede pesticid koncentration i overfladevandet.



Figur 7.4 Til venstre: Rangordning af vandløb (beregnet på grundlag af 48 pesticider) som funktion af sandprocent, der er beregnet som i *Windolf (1996)*. Til højre: Rangordning af vandløb (beregnet på grundlag af 5 hyppigt fundne pesticider) som funktion af BFI, der er beregnet som i *Gustard (1992)*.

Pesticidforbruget på markerne er sammenlignet med forekomsten i vandløbene

Hvorfor finder vi bestemte stoffer frem for andre

Hvorfor finder vi bestemte stoffer frem for andre. Det er nærliggende at det har noget at gøre med fx størrelsen af det areal der er sprøjtet eller doseringen der er anvendt i forbindelse med udsprøjtningen. Sammenhæng mellem forbruget på markerne og forekomsten i vandløbene (tabel 7.5) er undersøgt med rangordens korelations analyse (*Sorensen et al., 2001b* og *Sorensen et al., 2001b*). Pesticiderne er først blevet rangordnet i et såkaldt Hassediagram efter fundfrekvens og koncentration (median af maximum koncentrationerne i de enkelte vandløb) og dernæst er pesticiderne blevet rangordnet i et andet hassediagram efter sprøjtet areal og standard dosering i 2000 (*Miljøstyrelsen, 2001b*). Rangordningen sker efter et ganske enkelt princip. Alle stoffer sammenlignes parvis og hvis et stof har højere parameter værdier (fx koncentration og fundfrekvens) end et andet rangordnes det højere end dette. Hvis det ene stof har størst koncentration og det andet største fundfrekvens kan de to stoffer ikke rangordnes indbyrdes og vil derfor ikke blive sammenlignet.

Tabel 7.5 sprøjtet areal og standard dosering i 2000 i 25 landbrugsoplande (Kilde: bekæmpelsesmiddelstatistikken 2000) sammen med fundfrekvens og koncentration i mikrogram pr. liter (median af maksimum koncentrationerne i de enkelte vandløb).

	Fund- hyppighed	Median maximum	Sprøjtet areal (1000 ha)	Standard dose (kg/ha)
2,4_D	2	0,044	0,0	0,000
ATRAZIN	9	0,025	0,0	0,000
Bentazon	36	0,024	91,3	0,523
Bromoxnyl	6	0,075	110,4	0,384
Carbofuran	0	0,000	1,1	0,659
Chloridazon	1	0,384	0,0	0,000
Chlorsulfuron	2	0,030	0,0	0,000
Cyanazin	2	0,200	0,0	0,000
DICHLORPROP	7	0,066	2,0	0,847
Dimethoat	2	0,037	81,0	0,304
Esfenvalerat (Py- rethorid)	0	0,000	75,9	0,010
Ethofumesat	5	0,095	31,1	0,491
Fenpropimorph	2	0,069	248,7	0,477
Glyphosat	76	0,220	573,1	1172,000
Ioxynil	6	0,033	113,2	0,349
Isoproturon	40	0,130	3,7	2,750
Maleinhydrazid	1	0,010	0,3	1787,000
MCPA	20	0,140	100,8	1,410
MECHLORPROP	17	0,031	12,9	0,900
Metamitron	8	0,095	47,7	2098,000
Metribuzin	1	0,049	26,7	0,250
Metsulfuron methyl	1	0,014	150,6	0,005
Pendimethalin	12	0,043	177,8	1368,000
Pirimicarb	4	0,026	7,4	0,135
Propiconazol	6	0,022	3,1	6,830
Terbuthylazin	33	0,100	21,6	1,500
Trifluralin	0	0,000	0,7	0,830

Alle pesticider der er blevet anvendt i landbruget i perioden fra 1992 til 2000 (27 pesticider) er i første omgang blevet medtaget i rangordens korrelationsanalysen. Overensstemmelse mellem pesticidforbrug på markerne og forekomst i vandløbene undersøges ved at tælle antallet af gange hvor to stoffer er blevet rangordnet hhv. ens og modsat i de to Hasse diagrammer.

I tabel 7.6 ses det at når alle 27 stoffer er med er der nogen konflikt mellem de to hassediagrammer, selvom der er en klar tendens til at der er flere overensstemmelser end konflikter. Dette kan tolkes der hen at forbruget i 2000 har nogen betydning for tolkning af dataene, men der er også andre faktorer. Det ses umiddelbart at stofferne Atrazin, Chloridazon, 2,4-D, Cyanazin og chlorsulfuron forekommer i

vandløbene selv om de ikke er anvendt på markerne i 2000 (tabel 7.5). Det ses også at 3 stoffer som er anvendt ikke er fundet (trifluralin, esfenvalerat og 3-hydroxycarbofuran).

Der er en klar sammenhæng mellem pesticidforbruget og den relative forekomst i vandløbene

Hvis alle de stoffer der ikke er brugt i 2000 trækkes ud af analysen, fremkommer der en langt bedre overensstemmelse mellem fund i vandløbene og forbruget på markerne, idet der kun er tre konflikter tilbage. Forholdet mellem de stoffer, der stadig bruges synes altså stærkt styret af forbruget, mens de "gamle" stoffer stadig forekommer som residualer fra fortiden. Det er overraskende at der er så klar en sammenhæng mellem forbruget og den relative forekomst i vandløbene, da en lang række andre faktorer kan have indflydelse, såsom forskelle i fysisk og kemiske forhold mellem stofferne, forskelle i udbringningsmetode og tidspunkt, osv.

Tabel 7.6 Antal overensstemmelser mellem pesticidforbrug på markerne og forekomst i vandløbene og antallet af konflikter, beregnet på grundlag af rangordningskorrelationsanalyse.

	antal overensstemmelser	antal konflikter
Alle stoffer brugt i landbruget 1992-2000 (27 stk.)	93	34
Alle stoffer brugt i landbruget i 2000 (22 stk.)	66	3

Potentielle miljø effekter

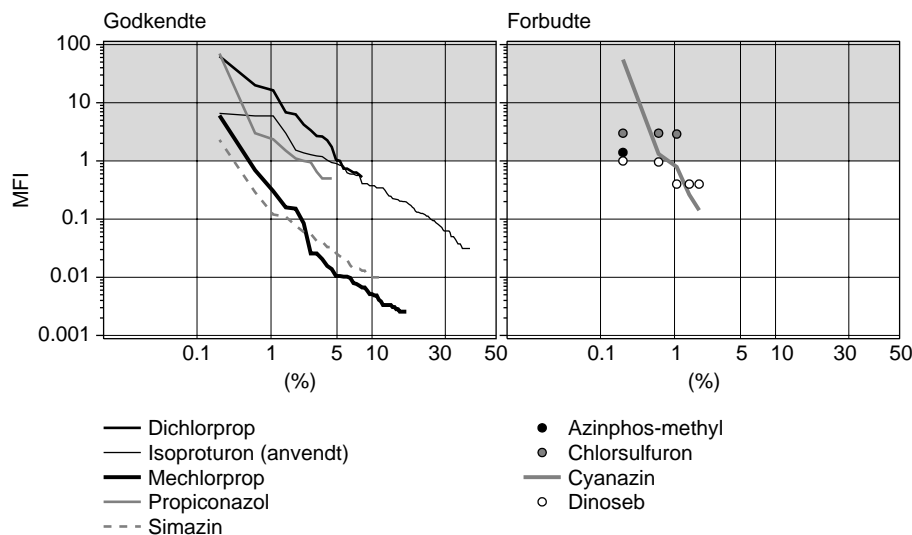
Der er ikke dokumenteret effekter af pesticidbelastningen i danske vandløb. Det er svært at belyse eventuelle effekter fordi det har vist sig at de høje koncentrationer, der kan være miljøskadelige kun forekommer ganske kortvarigt.

Pesticid koncentrationer sammenlignet med grænseværdier

For at få indikationer af om pesticider forekommer i koncentrationer, der kan have en effekt er data sammenlignet med danske, norske og hollandske grænseværdier for pesticider i overfladevand (bilag 7.3). Kravværdierne er bestemt på grundlag EC/LD50 værdier for invertebrater, alger, makrofyter og fisk ved at dividere værdierne med en sikkerhedsfaktor (Ludvigsen et al., 2001a). Som udgangspunkt er den danske kravværdi anvendt og hvis den danske ikke findes er den laveste af de 2 udenlandske anvendt. Der er fundet grænseværdier for 42 af de 68 pesticider der er målt i 2000.

9 stoffer er fundet i koncentrationer der overskrider grænseværdierne for overflade vand.

Der er i 36 vandprøver fundet stoffer i koncentrationer som kan have effekt på plante- eller dyreliv. I figur 7.5 ses den empiriske sandsynlighedsfordeling af de 9 pesticider der forekom i koncentrationer højere end grænseværdien i 2000. Både fundfrekvensen, samt hyppighed og størrelsen af overskridelser kan aflæses af figuren. Koncentrationerne er indekseret med krav værdien, hvilket vil sige at værdier over 1 kan have effekter på dyr og planter i vandløbet. I Fyns amt har man tidligere målt koncentrationer af Isoproturon, Propikonazol, Dimethat, Pirimicarb og Esfenvalerat i koncentrationer, der har en dokumenteret effekt (Clausen-Schwerter, R., 1999).



Figur 7.5 Sandsynligheds plot af koncentrationer indekseret med grænseværdier for overflade vand, godkendte og forbudte pesticider. Ved indeks værdier over 1 er der en potentiel risiko for effekter på dyr og planter i vandløbet. Fundfrekvensen, samt hyppighed og størrelse af overskridelser kan aflæses af figuren.

7.1.2 Andre miljøfremmede stoffer

Måleprogrammet for andre miljøfremmede stoffer

I 5 store vandløb undersøges forekomsten af andre miljøfremmede stoffer end pesticider (*Miljøstyrelsen, 2000*). Målepakken er sammensat med henblik på at Danmark kan leve op til internationale konventioner og forpligtigelser. Der udtages 12 vandprøver om året fordelt med 1 en stikprøve hver måned. Hensigten med prøvetagningsstrategien er at overvåge basisforekomsten af miljøfremmede stoffer i de danske vandløb samt at kunne levere transportopgørelser i henhold til forskellige internationale konventioner.

Fund af andre miljøfremmede stoffer

Der er fundet 23 andre miljøfremmede stoffer (bilag 7.4). De fleste er fundet i ganske få tilfælde. Kun 4 er fundet i mere end 10 % af prøverne. DEHP er fundet i 5 vandprøver og i alle tilfælde er koncentrationen større end grænseværdien for overfladevand.

7.1.3 Transport af miljøfremmede stoffer

Transportopgørelser af miljøfremmede stoffer er usikre

Der findes ikke som for næringsstoffer danske metodestudier, der kan godtgøre hvordan stoftransporten af miljøfremmede stoffer skal beregnes. Transport opgørelser af miljøfremmede stoffer er usikre fordi koncentrationerne varierer meget og fordi stofferne i mange tilfælde ikke forekommer i målbare koncentrationer. I bilag 7.5 findes transportestimer for alle fundne miljøfremmede stoffer, beregnet som gennemsnit af døgntransporter på dage med koncentrationsmålinger. Døgntransporten er beregnet som døgntransporten af vand gange øjeblik koncentrationen. Der er angivet et minimums estimat, hvor ikke målbare koncentrationer er sat til 0 og et maximum estimat hvor ikke målbare koncentrationer er sat til detektionsgrænsen.

7.2 Tungmetaller

Fem hovedstationer

Koncentration af otte tungmetaller blev i 2000 målt på fem hovedstationer, nemlig i Gudenåen, Bygholm Å, Odense Å, Skjern Å og Damhusåen. De otte tungmetaller er arsen (As), cadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kviksølv (Hg), bly (Pb), nikkel (Ni) og zink (Zn). Prøverne er også analyseret for suspenderet stof og glødetab. På yderligere fire EU vandløbsstationer er to tungmetaller målt, nemlig cadmium og kviksølv.

12 stikprøver af tungmetaller per år

Der er taget ca. 12 stikprøver henover året på de 9 stationer. I 1998 blev der målt tungmetaller i Odense Å og i Damhusåen (*Windolf et al., 2000; Københavns Kommune, 2000*). I 1999 blev der målt tungmetaller på fire af hovedstationerne samt på de fire EU stationer. Resultaterne fra 1999 kan ses i *Bøgestrand (2000)*.

Tungmetaller: Målemetode og detektionsgrænser

Total-koncentration er målt af hvert tungmetal

Vandprøverne fra 2000 blev omrystede, og en repræsentativ delprøve blev analyseret for samlet indhold i vand og suspenderet stof af hvert enkelt tungmetal. *Totalkoncentrationen* af hvert tungmetal er med andre ord analyseret. I 1998 og 1999 blev prøverne analyseret på en lidt anden måde, idet 7 ud af de 8 tungmetaller hver især blev målt både i filtrat (opløst tungmetal) og i sediment på filteret (partikelbundet tungmetal). Tilsammen gav det totalkoncentrationen af hvert tungmetal.

Anvendte detektionsgrænser for tungmetaller var høje i 2000

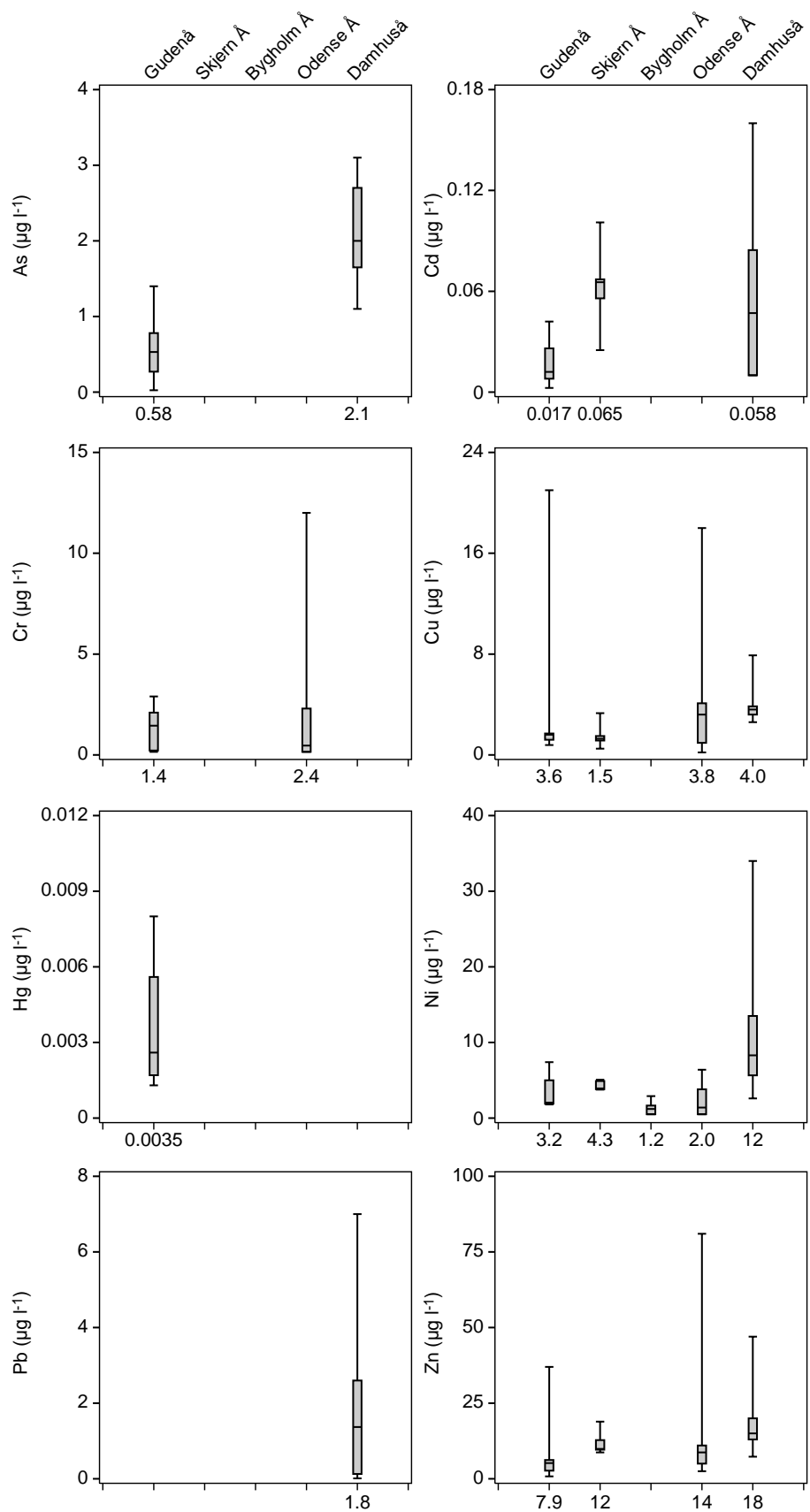
På grund af, at der er målt totalkoncentration af tungmetaller i 2000, har flere af analyse-laboratorierne anvendt højere detektionsgrænser i 2000 end i 1999. Derfor er datakvaliteten ringere i 2000 end i 1999. I mange tilfælde har man anvendt så høje detektionsgrænser, at det ikke har været muligt at måle koncentrationen af det pågældende tungmetal. For de 5 hovedvandløb var det kun i 57% af tilfældene muligt at måle tungmetalkoncentrationen. Især for Hg ligger mange målinger (76%) under den anvendte detektionsgrænse. Bilag 7.5 viser, hvilke detektionsgrænser laboratorierne anvendte, sammenholdt med de anbefalede detektionsgrænser. Fra år 2003 vender vi tilbage til 1999-procedure og den tilsvarende højere datakvalitet.

Tungmetaller, som er målt til at være under den anvendte detektionsgrænse, er sat til halvdelen af den anvendte detektionsgrænse. Hvis den anvendte detektionsgrænse for et givent tungmetal - fx. Cd - dog er så høj, at mere end halvdelen af Cd-analyserne fra vandløbet i 2000 ligger under detektionsgrænsen, har vi valgt at se bort fra alle Cd-målinger fra det pågældende vandløb.

Koncentration af tungmetaller

Koncentration af 8 tungmetaller

Zink er det tungmetal, der i 2000 blev fundet i de højeste koncentrationer i de fire vandløb. Dernæst følger Ni og Cu. Især Hg fandt man i lavere koncentrationer. Tages alle fem vandløb under et, kan metal-koncentration for de otte metaller listes efter stigende median koncentration: 0,0026 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Hg), 0,036 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Cd), 0,65 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Cr), 1,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Pb), 1,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ (As), 2,6 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Cu), 2,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Ni), 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Zn).



Figur 7.6 Koncentration af otte tungmetaller ($\mu\text{g l}^{-1}$) på fem hovedstationer i 2000 angivet som minimum og maksimum, samt 25%-, 50%- og 75%-fraktilen. Gennemsnitskoncentration er angivet som tal under figuren.

Damhusåen havde i gennemsnit højere koncentration af As, Cu, Ni og Zn end øvrige målte vandløb (fig. 7.4).

På de to EU stationer "Suså" og "Gudenå-2" var den gennemsnitlige koncentration af Cd på hhv. 0,16 µg l⁻¹ og 0,014 µg l⁻¹ i 2000. Gennemsnitskoncentrationen af Hg på de to stationer var 0,0024 µg l⁻¹ og 0,0051 µg l⁻¹. Det er i samme størrelsesorden som gennemsnit fra de 5 hovedvandløb (se figur 7.6).

1999- og 1990-målinger

Sammenligning af tungmetaller fra 2000 og 1999 vanskeliggøres af den omtalte forskel i datakvalitet mellem de to måleår. Betragter man tungmetallernes mediankoncentration i de fire målte hovedvandløb fra 1999, viser koncentrationerne fra 1999 og 2000 sig dog at være på samme niveau. Mediankoncentrationen af Pb var markant højere i 2000 (1,4 µg l⁻¹) end i 1999 (0,64 µg l⁻¹) på grund af, at data i 2000 alene repræsenterede Damhusåen. Målinger fra 1990 i Skjern Å, Suså og Gudenåen (Jensen, 1991) af fem tungmetaller viser koncentrationsniveauer, der er sammenlignelige med hvad der blev målt i 1999 og 2000. Sammenligningen vanskeliggøres dog af, at 1990-målingerne ikke altid systematisk medtog den partikelbundne fraktion.

Transport og oplandstab af tungmetaller

Døgntransport af tungmetal på måledagen

Døgntransporten af et tungmetal kan estimeres for hver af de ca. 12 døgn, idet koncentration ganges med døgnmiddelvandføring. Det døgnlige arealspecifikke oplandstab kan estimeres ved at tage oplandsarealet i betragtning, og gennemsnittet mellem de ca. 12 døgnlige oplandstab kan beregnes (tabel 7.7). For flere af tungmetallerne har det ikke været muligt at lave estimatet i alle 5 vandløb pga. for mange koncentrationsmålinger under detektionsgræsen. For hver enkelt station er der stor variation mellem de 12 dage pga. variation både i koncentration og vandføring. De 5 vandløb har i flere tilfælde relativt ens oplandstab. De største forskelle ses for Cd og Zn. Her er der op til en faktor fire i forskel mellem vandløbet med størst og vandløbet med mindst oplandstab (tabel 7.7).

Tabel 7.7 Gennemsnitligt døgnet oplandstab af otte tungmetaller på hovedstationerne i 2000 - kun få koncentrationsmålinger er målt over den anvendte detektionsgrænse.

	Gns. oplandstab (g km ⁻² d ⁻¹)				
	Gudenåen	Skjern Å	Bygholm Å	Odense Å	Damhusåen
As	0,73	-	-	-	0,76
Cd	0,024	0,097	-	-	0,024
Cr	1,2	-	-	3,7	-
Cu	5,0	2,7	-	6,9	2,1
Hg	0,0045	-	-	-	-
Pb	-	-	-	-	1,1
Ni	3,3	6,3	2,1	2,8	2,7
Zn	7,4	17	-	31	10

Stor usikkerhed på årstransport af tungmetal

En estimering af den årlige transport af tungmetal vil være behæftet med meget stor usikkerhed. Dels pga. mange målinger under detekti-

onsgrænsen, dels pga. den tidlige variation i tungmetal-koncentration set i lyset af det trods alt begrænsede antal stikprøver der benyttes (12).

Høje krom- og kobberkoncentrationer

Tungmetaller og miljøpåvirkning

Ved at sammenholde målte metalkoncentrationer med kvalitetskrav eller økotoksikologiske retningslinier, kan man få et indtryk af, om et tungmetal har en påvirkning af det akvatiske miljø (tabel 7.8). Udledningskrav for vandløb, søer eller hav (*Miljøstyrelsen, 1996*) blev i 2000 overskredet i Odense Å for både Cr og Cu - og i Gudenåen for Cu.

Tabel 7.8 Maksimum koncentration fra fire hovedstationer, 2000, sammenholdt med danske grænseværdier (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

	Max. værdi (interval mellem max. værdi i hovedvandløbene)	Antal målte hoved- vandløb	Udledningskrav, Danmark
	µg l ⁻¹		µg l ⁻¹
As	1,4-3,1	2	4
Cd	0,04-0,16	3	5
Cr	2,9-12	2	10
Cu	3,3-21	4	12
Hg	0,008	1	1
Pb	7,0	1	3,2
Ni	2,9-34	5	160
Zn	18-81	4	110

[Tom side]

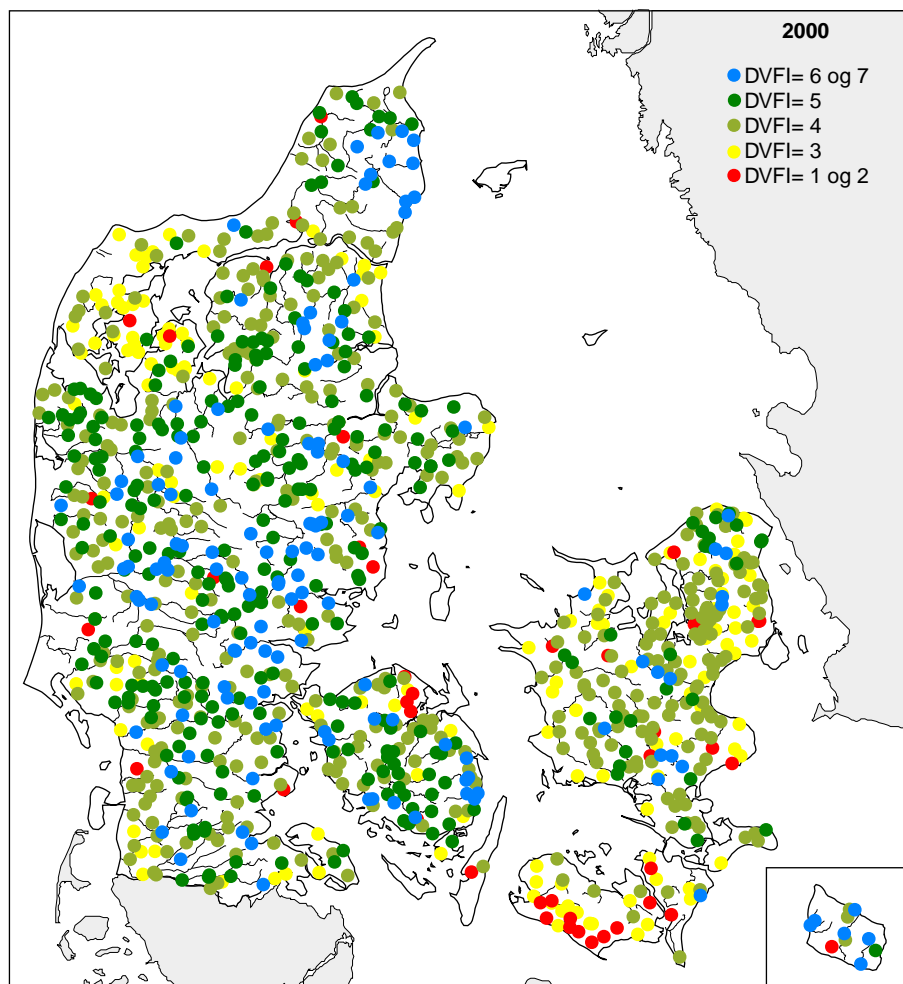
8 Biologisk vandløbskvalitet (DVFI)

Jens Skriver

8.1 Generel miljøtilstand i danske vandløb

Miljøtilstand i danske vandløb

Der er i alt i 2000 foretaget DVFI bedømmelser på 1047 stationer, idet prøver ikke er blevet indsamlet på 6 lokaliteter. Den dominerende tilstand var faunaklasse 4, som forekom på knapt 41 % af stationerne (fig. 8.1). Faunaklasse 4 svarer til en moderat påvirket fauna, hvor hovedparten af de mere krævende smådyrarter enten mangler eller er meget fåtallige. Vandløb, der er upåvirkede eller svagt påvirkede (faunaklasserne 5, 6 og 7), forekom på godt 40 % af stationerne, mens vandløb der er kraftigt eller meget kraftigt påvirkede (faunaklasserne 1, 2 og 3), udgjorde næsten 19 %.



Figur 8.1 Biologisk vandløbskvalitet (DVFI) på 1047 stationer i 2000.

8.2 Udvikling i vandløbenes miljøtilstand

Der er foretaget en analyse af DVFI værdierne for årene 1999 og 2000, hvor der har indgået 1039 stationer, idet enkelte af overvågningsstationerne ikke er blevet indsamlet begge år.

I 2000 var der i alt 51 flere stationer med faunaklasserne 5, 6 og 7 i forhold til i 1999. Denne forskel mellem 1999 og 2000 var signifikant ($p < 0.001$, χ^2 -test). Der er på tilsvarende måde testet for en eventuel udvikling i tilstanden på de 444 stationer med data fra 1998, 1999 og 2000. Også her er der tale om en signifikant forbedring med et øget antal stationer med faunaklasserne 5, 6 og 7 ($p < 0.001$, χ^2 -test). Betragtes årene 1998 og 1999 isoleret er der i enkelte amter ikke konstateret nogen ændring i tilstanden på NOVA stationerne (fx *Vestsjællands Amt 2001*, *Århus Amt 2001*), mens der i andre amter er konstateret en større eller mindre forbedring (*Nordjyllands Amt 2001*, *Ribe Amt*, *Ringkøbing Amt 2001*, *Storstrøms Amt 2001*). Vurderet over en længere årrække er der sket en klar forbedring i vandløbenes tilstand i alle områder af landet, idet andelen af meget påvirkede vandløb (faunaklasse 1 og 2) er reduceret samtidigt med at andelen af svagt påvirkede eller upåvirkede vandløb (faunaklasse 5, 6 og 7) er steget (fx *Fyns Amt 2001*, *Nordjyllands Amt*, *Vejle Amt 2001*, *Århus Amt 2001*). Årsagen hertil er primært forbedret spildevandsrensning og begrænsning i antallet af ulovlige udledninger.

8.3 Regionale forskelle i vandløbenes miljøtilstand

Forskel i miljøtilstanden

Vandløbenes tilstand er signifikant bedre i Jylland og på Fyn (tabel 8.1) end i den øvrige del af landet ($P = 0.001$, χ^2 -test). Vandløb med en god eller meget god tilstand (faunaklasse 5, 6 og 7) udgør i Jylland og på Fyn i alt 48 % af stationerne, mens vandløb med en dårlig eller meget dårlig tilstand (faunaklasse 1, 2 og 3) udgør 15 %. De tilsvarende værdier for Sjælland, Lolland og Falster er 17 %, henholdsvis 32 %.

Tabel 8.1. Miljøtilstanden i det østlige og vestlige Danmark. Antallet af stationer inden for regionerne er vist.

	Faunaklasse (DVFI)							Total
	1	2	3	4	5	6	7	
Sjælland, Lolland, Falster, Bornholm m.m.	7	16	67	143	28	14	7	282
Jylland, Fyn	5	16	92	287	249	54	62	765
Hele landet	12	32	159	430	277	68	69	1047

En tilsvarende forskel i vandløbenes miljøtilstand mellem på den ene side Jylland og Fyn og på den anden side Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm er ligeledes konstateret både på DVFI stationsnettet i 1998 og 1999 samt ved amternes regionale overvågning (*Skriver 1999*, *Skriver 2000*, *Skriver et al. 1997*).

8.4 Miljøtilstanden i små og store vandløb

De større vandløb er bedst

Vandløbene er nedenfor opdelt i 4 størrelsesgrupper ud fra vandløbsbredden (tabel 8.2). I alle 4 størrelsesgrupper af vandløb er faunaklasse 4 den hyppigst fundne tilstand. Men der er alligevel en tydelig tendens til, at større vandløb (> 5 meters bredde) generelt har en bedre tilstand end mindre vandløb (< 5 meters bredde) ($P=0.05$, χ^2 -test). Faunaklasserne 1, 2 og 3 (meget påvirkede) er fundet på 22 % af stationerne i de mindre vandløb, mens en tilsvarende tilstand kun er fundet på 9 % af stationerne i større vandløb. Omvendt er der blandt de mindre vandløb 38 %, der har faunaklasserne 5, 6 og 7, mens andelen blandt de større vandløb udgør 48 %.

Tabel 8.2. Miljøtilstanden i danske vandløb i 2000. Antallet af stationer inden for hver bredde- og faunaklasse er vist.

Bredde	Faunaklasse (DVFI)							Total
	1	2	3	4	5	6	7	
0-2	7	23	86	209	129	33	32	519
2-5	4	6	61	142	94	21	19	347
5-10	1	2	6	59	41	11	8	128
≥ 10	-	1	6	20	13	3	10	53
Total	12	32	159	430	277	68	69	1047

En tilsvarende tilstand for små og store vandløb er fundet i 1999. Vandløb med DVFI værdier på 5, 6 og 7 er dog steget fra 33% til 38% i de små vandløb og fra 44% til 48% i de større vandløb. På Fyn har udviklingen i tilstanden i både små (kommunale) og større vandløb (amt) været fulgt hvert år siden 1988. Forbedringer i tilstanden har været markante i de større vandløb, men tendensen til en forbedring kan nu også ses i de mindre vandløb (*Fyns Amt 2001*). Yderligere forbedringer i de mindre vandløb vurderes generelt af amterne, at skulle ske gennem forbedret rensning af spildevand fra spredt bebyggelse, forbedring af vandløbenes fysiske forhold, samt reduktion i antallet af overløb fra kloakerede områder.

8.5 Målsætningsopfyldelse i de danske vandløb

Fastsættelse af målsætningsklasser

Målsætningsklasser er tidligere blevet fastsat ud fra oplysninger fra amterne (*Skriver 1999*).

Opfyldelse af målsætningsklasser

Disse målsætningsklasser er herefter blevet sammenholdt med DVFI faunaklasserne for 2000. For DVFI nettet som helhed var målsætningen opfyldt på 44 % af stationerne. Den højere grad af mål opfyldelse i forhold til 1999 skyldes at antallet af stationer med faunaklasserne 5, 6 og 7 er øget med ca. 5%. Målsætningsopfyldelsen varierede afhængigt af målsætningen for vandløbet (tabel 8.3), idet mål opfyldelsen var størst blandt vandløb med skærpede målsætninger (A) og mindst for vandløb målsat som karpefiskevand (B3).

Table 8.3. Målsætningsopfyldelse indenfor de enkelte fiskevands målsætninger. Tallene angiver den procentvise målopfyldelse. Overvågningsstationer som ikke har nogen entydig klassifikation inden for en enkelt af målsætningerne er ikke medtaget i oversigten.

Målsætning	Målsætning opfyldt (%)
Skærpet målsætning (A)	74
Gyde- og yngelopvækst vand for laksefisk (B1)	50
Opholdsvand for laksefisk (B2)	41
Basismålsætning uden fiskeinteresser (B0/B4)	41
Karpefiskevand (B3)	30
Lempet målsætning (C + D + E)	49

Den regionale målopfyldelse

Den tidligere omtalte forskel i miljøtilstand mellem på den ene side vandløbene i Jylland og på Fyn og på den anden side vandløbene på Sjælland, Lolland og Falster afspejles i en tilsvarende forskel i målopfyldelsen mellem de to regioner. Målopfyldelsen var således 48 % i Jylland og på Fyn, mens den tilsvarende kun var 33 % øst for Storebælt.

Fastsættelse af målsætningsklassen foretages stadig ikke ensartet i amterne. Årsagen til at vandløb målsat som "Karpefiskevand" (B3) generelt har en ringere målopfyldelse end de øvrige B-målsatte vandløb, er bl.a. at en del amter fortsat ikke foretager en differentiering ved fastsættelse af målsætningerne. Dette betyder, at de B3-målsatte vandløb i en række amter skal opnå faunaklasse 5, på samme måde som i vandløb målsat som ørredvand (B1 og B2). Dette til trods for at de naturgivne muligheder typisk er meget dårligere i de B3-målsatte vandløb, samt at vejledningen i bedømmelse af biologisk vandløbskvalitet (*Miljøstyrelsen 1998*) foreskriver at der foretages en konkret vurdering af vandløbene med udgangspunkt i de enkelte lokaliteters fysiske potentiale.

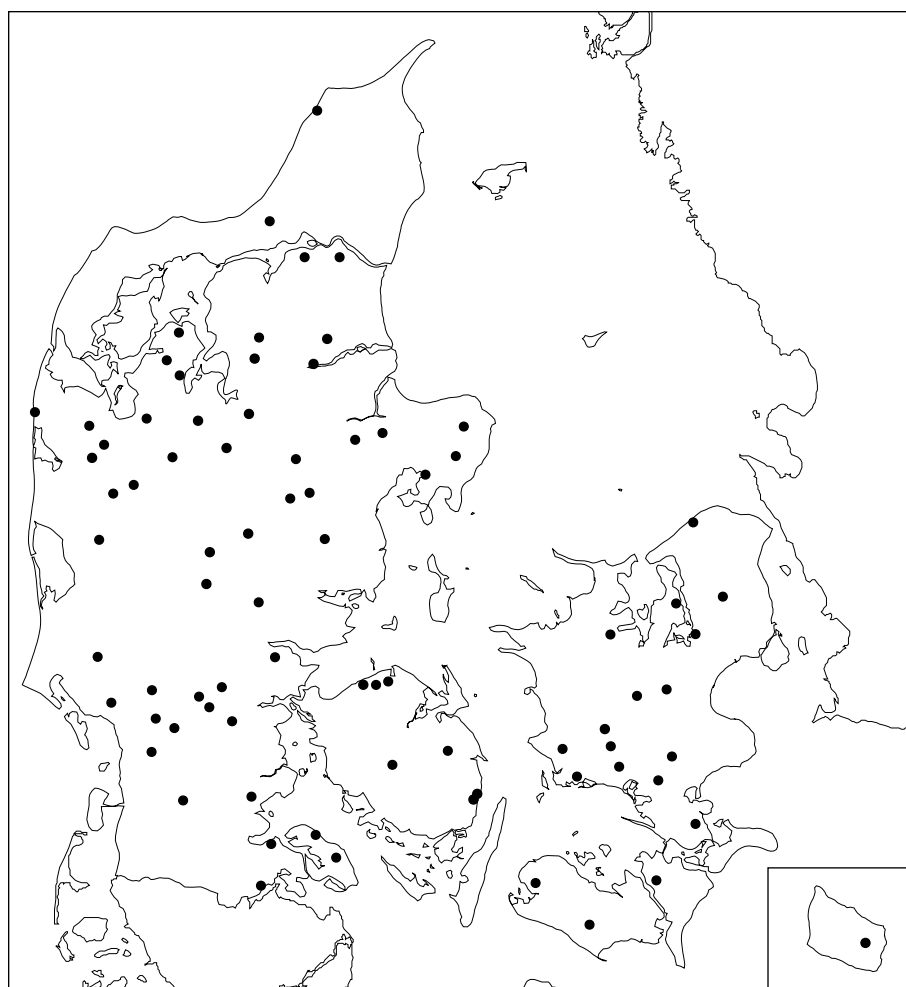
9 Udvidet biologi

Jens Skriver, Jens Bøgestrand og Annette Baattrup-Pedersen

9.1 Undersøgelsesernes formål

Formålet med undersøgelse

De udvidede biologiske undersøgelser foretages i 80 mindre vandløb (fig. 9.1). Undersøgelserne udføres i 1998, 2000 og 2003 (Skriver *et al.* 1999). Formålet med undersøgelse



Figur 9.1. Placeringen af de 80 vandløbslokaliteter, hvor der foretages udvidede biologiske undersøgelser i 1998, 2000 og 2003.

9.2 Generel karakteristik af vandløbene

Hvilke vandløb?

Vandløbene der indgår i det udvidede biologiske program er udvalgt som mindre vandløb (typisk 1-3 meter brede) i det åbne landbrugslandskab. Det var endvidere et kriterium, at der ikke indgik vandløb med større punktkilder, samt at ca. 15 af de udvalgte vandløb skulle vælges som referencer. I praksis er det dog kun enkelte af reference vandløbene som ikke i en eller anden form er påvirket af menneskelige aktiviteter.

9.3 De biologiske forhold

Planter

Hyppige arter i vandløbet og på brinkerne

Der blev i alt registreret 138 arter/slægter/taxa af planter i vandløbene, mens der blev registreret 282 arter/slægter/taxa af planter på brinkerne. De 15 hyppigste arter fra vandløb henholdsvis brinker er angivet i tabel 9.1. Der var et betydeligt overlap mellem arter der forekom både i vandløbet og på brinken. I alt 118 arter blev fundet begge steder. Arterne Lådden Dueurt, Rørgræs og Lav Ranunkel der forekom som nummer 3, 4 og 5 på listen over de hyppigste arter på brinkerne er også med på listen over de hyppigste arter fundet i vandløbene (tabel 9.1). Dette forhold samt det store antal plantearter som er fundet både i vandløbene og på brinkerne viser hvor stor betydning brinkernes vegetation har for plantesamfundet i de små vandløb.

Betydningen af brinkplanterne i vandløbet er også tidligere blevet dokumenteret (*Baatrup-Pedersen et al. 1999*).

Smådyr

Smådyrfaunaen der blev indsamlet forår og sommer udgjordes af i alt 421 forskellige taxa på de 80 stationer. *Gammarus pulex*, *Pisidium sp.*, *Dicranota sp.*, Tubificidae indet., *Micropsectra sp.*, *Prodiamesa olivacea*, *Glossisiphonia complanata* og Limnephilidae indet. forekom hyppigst, og blev fundet i 80-96% af vandløbene. En oversigt med de 30 hyp-

Tabel 9.1. De hyppigst forekommende plantearter i vandløbene og på brinkerne af 80 mindre lysåbne danske vandløb.

Planter i vandløbene		Planter på brinkerne	
Navn	Antal lokaliteter	Navn	Antal lokaliteter
Smalbladet Mærke	51	Stor Nælde	69
Vandstjerne	43	Burre-Snerre	65
Lådden Dueurt	42	Lådden Dueurt	61
Rørgræs	37	Rørgræs	58
Liden Andemad	36	Lav Ranunkel	57
Manna Sødgræs	34	Ager Tidsel	52
Grenet Pindsvineknop	33	Alm. Mjødurt	52
Trådalger	27	Alm. Rapgræs	50
Tykbladet Ærenpris	27	Alm. Kvik	50
Lancetbladet Ærenpris	25	Draphavre	46
Eng Forglemmigej	25	Skvalderkål	41
Lav Ranunkel	24	Rød Svingel	39
Kryb-Hvene	20	Vild Kørvel	38
Vandmynte	17	Alm. Hundegræs	36
Høj Sødgræs	17	Kål Tidsel	32

pigste taxa ses i tabel 9.2. Alle disse taxa kan betragtes som almindeligt forekommende i danske vandløb. I Fyns Amt er der tidligere foretaget en oversigt over de hyppigste taxa fra både de nationale og de regionale overvågningsstationer (*Fyns Amt 2000*). Der kan konstateres et betydeligt overlap imellem de taxa som er de hyppigste på landsplan og de taxa som er mest hyppige i de fynske vandløb.

Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) som er baseret på smådyrfaunen varierede på stationerne fra 2 til 7. Blandt de 30 hyppigste taxa (tabel 9.2) var der ingen taxa fra NG1 og kun *Elmis aenea* fra NG2, mens henholdsvis 5 taxa og 3 taxa som er positive henholdsvis negative diversitetsgrupper i DVFI. Blandt de mindre hyppige taxa var der dog mange som indgår i DVFI. For nøglegrupperne NG1 og NG2 forekom 17 ud af 24 taxa, mens der i alt blev fundet 28 positive diversitetsgrupper og 9 negative diversitetsgrupper.

Tabel 9.2. Smådyrfaunaen i 80 mindre lysåbne vandløb. Det samlede antal af vandløb med forekomst er vist for den enkelte art/taxa (forår + sommer). Kun de 30 hyppigst forekommende taxa er vist. Der blev i alt i 2000 registreret 421 forskellige taxa.

Taxa	Antal vandløb
<i>Gammarus pulex</i>	77
<i>Pisidium sp.</i>	76
<i>Dicranota sp.</i>	73
Tubificidae indet.	69
<i>Micropsectra sp.</i>	66
<i>Prodiamesa olivacea</i>	65
<i>Glossiphonia complanata</i>	65
Limnephilidae indet.	64
<i>Baetis rhodani</i>	62
<i>Eloeophila sp.</i>	57
<i>Eiseniella tetraedra</i>	53
<i>Brillia modesta</i>	51
<i>Elmis aenea</i>	49
<i>Asellus aquaticus</i>	49
<i>Lymnaea peregra</i>	48
<i>Orthocladius sp.</i>	46
Naididae indet.	46
<i>Eusimulium venum</i>	43
<i>Macropelopia sp.</i>	43
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	39
<i>Baetis sp.</i>	39
<i>Nemoura cinerea</i>	38
<i>Conchapelopia melanops</i>	37
<i>Odagmia ornata</i>	34
<i>Baetis vernus</i>	33
<i>Erpobdella octoculata</i>	33
<i>Diamesa insignipes</i>	31
<i>Odagmia sp.</i>	30
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	30
Ostracoda indet.	30

De såkaldte EPT taxa som udgøres af døgnfluer, slørvinger og vårfluer udgjorde i alt 72 arter fra de 80 overvågningsvandløb. Heraf var der 15 arter af døgnfluer, 16 arter af slørvinger og 41 arter af vårfluer. Samlet set må det konstateres, at der i små vandløb som helhed findes en meget artsrig fauna som i sig selv er bevaringsværdig. Men derudover kan de små vandløb i mange tilfælde fungere som vigtige refugieområder for nedstrøms strækninger. Faunaen kan her vende tilbage i tilfælde, hvor den er blevet helt eller delvist elimineret f.eks. af udledning af forurenende stoffer.

Fisk

Antallet af arter

Der er i 2000 registreret i alt 17 arter af fisk samt bæklampret fra de 80 vandløb (tabel 9.3). Ørred var klart den hyppigst forekommende art, idet den blev registreret fra 61 vandløb. Derudover forekom 3-pigget hundestejle, ål, 9-pigget hundestejle og bæklampret i 20-33 af vandløbene. De øvrige arter blev kun registreret i 1-8 af vandløbene.

Tabel 9.3. Fisk i 80 mindre danske vandløb. De registrerede arter er ordnet efter faldende hyppighed.

Art	Antal vandløb
Ørred	61
3-pigget Hundestejle	33
Ål	31
9-pigget Hundestejle	23
Bæklampret	20
Aborre	8
Gedde	6
Skrubbe	3
Stalling	3
Elritse	2
Karuds	2
Skalle	2
Strømskalle	2
Finnestribet Ferskvandsulk	1
Grundling	1
Kildeørred	1
Laks	1
Regnbueørred	1

Der blev registreret 0-6 arter af fisk pr. station. I alt 7 strækninger var uden fisk. Af disse var de 4 udtørrede i 2000. Fiskebestanden bestod i 50 af de 80 vandløb af 1-3 arter (tabel 9.4), mens der i de resterende 23 vandløb blev registreret 4-6 arter.

Table 9.4. Antallet af fiskearter (inklusive bæklampret) fra de 80 mindre vandløb.

	Antal vandløb
Ingen fisk	7
1 art	17
2 arter	20
3 arter	13
4 arter	14
5 arter	4
6 arter	5

Ørred: forekomst og tæthed

Ørreden der var den klart hyppigste art i de 80 vandløb havde meget forskellige individtætheder. Antallet af individer varierede fra <1 til 919 pr 100 m². Enkelte lokaliteter skilte sig klart ud med meget store tætheder. På 22 vandløbslokaliteter var der en tæthed på ≥ 50 ørred pr. 100m², mens 15 lokaliteter havde mindre end 10 ørred pr. 100 m². Den mediane tæthed for de 61 lokaliteter med ørred var 30 individer pr. 100 m².

Gydebanks af ørred blev registreret på 21 lokaliteter. Antallet af gydebanks var korreleret til forekomsten af groft grus på vandløbsstrækningerne ($p < 0.05$). Derimod var der hverken sammenhæng mellem antallet af gydebanks på strækningerne og tætheden af ørred eller sammenhæng mellem antallet af udsatte ørred og den registrerede ørredtæthed ($p > 0.05$).

Ørred og hundestejler

Fyns Amt har konstateret, at der på strækningerne hvor der foretages udvidede biologiske undersøgelser er en tendens til at de to arter af hundestejler kun er talrige i vandløb, hvor ørreden enten mangler eller er meget fåtallige (*Fyns Amt 2001*). I det landsdækkende materiale er der en signifikant negativ sammenhæng mellem forekomsten af ørred og 9-pigget hundestejle ($p < 0,001$), hvorimod der ikke er nogen sammenhæng mellem forekomsten af ørred og 3-pigget hundestejle ($p > 0,10$).

9.4 Betydningen af de fysiske og kemiske faktorer for smådyrfaunaen og fiskene

De fysiske og kemiske forholds betydning for smådyrene og fiskene er blevet nærmere analyseret.

Smådyr og vandkvalitet

Smådyrfaunaen er i analysen udtrykt dels som DVFI værdien og dels som det samlede artsantal af døgnfluer, slørvinger og vårfluer (EPT taxa). Disse to udtryk varierede for DVFI fra 2 til 7, mens EPT varierede fra 1 til 25. For DVFI og antallet af EPT taxa ses en generel sammenhæng med parametre der beskriver vandkvaliteten (tabel 9.5), idet der generelt ved god vandkvalitet ses de største værdier af DVFI og EPT. Parametre som pH og total-jern viser ingen signifikant sammenhæng med de faunamæssige forhold. Årsagen hertil er utvivlsomt, at selve udvælgelsen af vandløbene gør, at der ikke er indgår

vandløb som er hverken særligt sure eller som er stærkt okkerbelastede.

Smådyr og bundsubstrat

Bundforholdene har ligeledes meget stor betydning for smådyrfaunaen. Bundforholdene er her udtrykt som summen af $S \times d$, hvor S er en score for værdien af de enkelte substrattyper, mens d er den procentvise andel af de enkelte substrattyper. Det her anvendte udtryk for bundforholdene adskiller sig således fra bundindekset anvendt i *Skriver (2000)* ved at en skønnet intensitet (1-3) af de enkelte substrater i stedet erstattes af målte værdier for den procentvise andel af de forskellige substrater. Indekset kan antage værdier fra -400 til +200 og benævnes som "Bundindeks_(proc)". Ved en værdi på -400 er hele bunden dækket af slam, mens bunden ved en værdi på +200 består af sten eller grus. Det skal dog bemærkes, at vandplanterne ikke bidrager til "Bundindeks_(proc)". Der ses en klar sammenhæng mellem "Bundindeks_(proc)" og de to udtryk for smådyrfaunaen. Dette er i overensstemmelse med at en række af de rentvandskrævende arter af døgnfluer, slørvinger og vårfluer lever knyttet til vandløbets grus- og stenområder.

Sammenhæng mellem vandløbenes fysiske forhold og miljøtilstanden er blevet analyseret på data indsamlet af amterne (*Friberg et al. 1999*). Der blev her fundet en tydelig sammenhæng mellem smådyrfaunaen (forureningsgrad) og indeks for bundforholdene. *Fyns Amt (2001)* har efterfølgende undersøgt sammenhængen mellem DVFI og en række parametre der afspejler vandkvaliteten samt vandløbets fysiske forhold i 52 mindre vandløb. Det blev her fundet at DVFI var afhængig af både vandkvaliteten og af vandløbets fysiske variation.

Tabel 9.5. Sammenhæng mellem udtryk for smådyrfaunaen (DVFI og EPT taxa) samt ørredbestanden (antal pr. meter) i forhold til vandkemiske variable og indeks for bundsubstratet (se teksten). Signifikans niveauet er angivet som $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) og $p < 0,001$ (***). Værdierne i tabellen angiver Spearman korrelations coefficienter, hvor et positivt fortegn svarer til en proportional sammenhæng og et negativt fortegn svarer til en omvendt proportional sammenhæng.

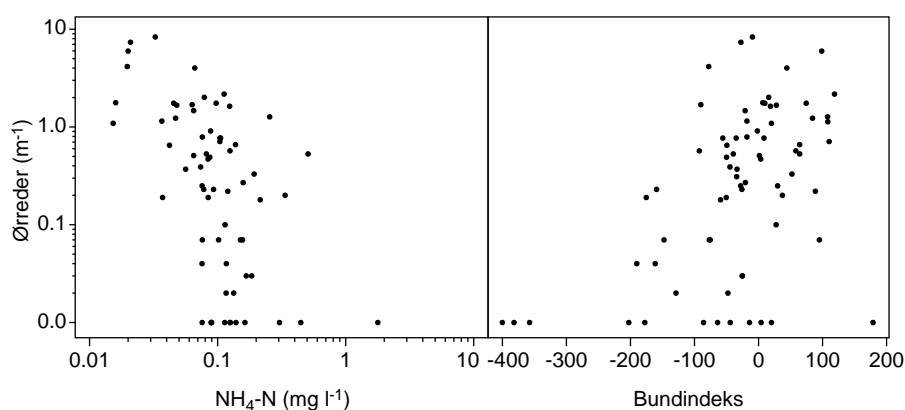
		Smådyr	Ørred
	DVFI	antal EPT arter	
BI _s	-0,305 (**)	-0,220 (ns)	-0,206 (ns)
pH	-0,164 (ns)	-0,155 (ns)	-0,081 (ns)
Alkalinitet	-0,307 (*)	-0,317 (*)	-0,241 (ns)
Total-jern	-0,014 (ns)	0,021 (ns)	-0,170 (ns)
Ammonium-N	-0,474 (***)	-0,555 (***)	-0,563 (***)
Ortho-P	-0,405 (***)	-0,313 (**)	-0,252 (*)
Bundindeks _(proc)	0,435 (***)	0,361 (**)	0,429 (***)

De fire hyppigst forekommende arter af fisk samt bæklampret er analyseret for eventuel sammenhæng med vandkvalitet og bundforhold.

Fisk og vandkvalitet

På samme måde som smådyrene var ørreden også afhængig af vandkvaliteten (tabel 9.5 og fig. 9.2), men dog med den forskel at

sammenhængen med BI_5 ikke var signifikant på 5% niveauet ($p < 0,1$). Ved analysen er data for ørred udtrykt som antal pr. meter vandløb, men tilsvarende værdier fås hvis der i stedet anvendes antal ørred pr. $100m^2$. Af de øvrige arter af fisk udviste den 9-piggede hundestejle den omvendte sammenhæng, dvs. at den forekom hyppigere ved høje niveauer af BI_5 , NH_4-N og ortho-P ($p < 0,01$). Blandt de øvrige hyppigt forekommende arter udviste den 3-piggede hundestejle og ål ingen sammenhæng med vandkvaliteten. Det synes således at være vandkvaliteten der direkte og/eller indirekte styrer forekomsten af ørred og 9-pigget hundestejle i de mindre vandløb. For bæklampret var sammenhængen med vandkvaliteten mere uklar, idet denne var signifikant for alkalinitet og ortho-P ($p < 0,05$), men ikke for hverken BI_5 eller ammonium-N.



Figur 9.2. Forekomsten af ørred i relation til det gennemsnitlige indhold af ammonium-N og Bundindeks_(proc).

Fiskene og de fysiske forhold

Sammenhængen mellem ørred og Bundindeks_(proc) var signifikant ($p < 0,001$) (tabel 9.5), mens dette ikke var tilfældet for de øvrige fiskearter eller for bæklampret. Betydningen af de fysiske forhold er tidligere blevet beskrevet af bl.a. *Wiberg-Larsen et al. (1994)* der dokumenterede, at ændret vedligeholdelse og forbedring af de fysiske forhold i fynske amtsvandløb medførte en signifikant forøgelse af disse vandløbs ørredbestande. Data for ørredtæthed og et indeks for de fysiske forhold er endvidere blevet testet fra 165 vandløbslokaliteter i Århus Amt, hvor der blev fundet en klar positiv sammenhæng, idet stor ørredtæthed var knyttet til god forekomst af grus og sten (*Kaarup 1999*).

9.5 Hvordan kan miljøtilstanden forbedres i de mindre vandløb?

Analysen af de fysiske-kemiske parametre i relation til de biologiske forhold viser tydeligt betydningen af en god vandkvalitet og betydningen af et varieret bundsubstrat for både smådyrfaunaen og for ørred.

Hvor kommer de forurenende stoffer fra?

Vandløbene blev oprindeligt udvalgt ud fra et kriterium om at der ikke måtte være punktkilder i form af spildevandsudløb fra rense-

anlæg eller dambrug. Dette indebærer, at vandkvaliteten vil være styret af oplandets udnyttelse og antallet af ejendomme der leder ud til vandløbet, idet det forudsættes, at der ikke har været ulovlige udledninger i de undersøgte vandløb. Indholdet af især ammonium-N viser at vandløbene i praksis er spildevandspåvirkede. Påvirkning af de miljømæssige forhold på grund af dårlig vandkvalitet kan derfor kun være forårsaget af udledning fra den spredte bebyggelse. Forbedring af de miljømæssige forhold kan i sådanne tilfælde opnås ved behandling af spildevandet fra den enkelte ejendom ved etablering af sandfilter eller etablering af nedsivning. Herved begrænses tilførslen af forurenende stoffer til vandløb.

Forbedring af de fysiske forhold

Den anden faktor, der forårsager en dårlig miljøkvalitet, er vandløbenes fysiske forhold med ringe variation som følge af tidligere tiders regulering og nuværende grødeskæring. Bortskæringen af vandplanter forårsager i sig selv en forringelse af miljøet for både vandplanter, smådyr og fisk. Men derudover betyder grødeskæringen en eliminering af planternes samspil med de fysiske bundforhold. Dette forringer yderligere den fysiske variation i vandløbene (*Baatrup-Pedersen et al. 1999*). En forbedret miljøkvalitet på alle biologiske niveauer forudsætter derfor at vandløbene i højere grad fremover får lov til at passe sig selv. Dette kan ske ved at grødeskæring udelades i alle vandløbsstrækninger, hvor de afvandingsmæssige interesser er begrænsede som følge af anvendelsen af de tilgrænsende arealer. I de offentlige vandløb kræver dette i mange tilfælde formelt en ændring af de nuværende regulativer. Der er derudover mulighed for, at ophøre med vandløbsvedligeholdelse i en række andre vandløb. Dette kan ske gennem en målrettet prioritering af offentlige midler, hvor landbrugsarealer udtages af omdrift og ekstensiveres i forbindelse med genskabelse af våde enge. Det bør her prioriteres at der skabes store sammenhængende områder således at der ikke fremover opstår interessekonflikter som følge af at intensivt dyrkede landbrugsarealer, ekstensiverede områder og egentlige naturområder ligger som et kludetæppe i vore ådale. I ådale/vandløb der ønskes genskabt som naturområder vil det være en forudsætning, at regulativerne i de offentlige vandløb ændres til sikring af det naturlige afstrømningsmønster, hvor vandløbene ved store afstrømninger sikres mulighed for at oversvømme større eller mindre partier af ådalen.

Tidligere reguleringer

Reguleringer der typisk er foretaget i perioden 1870-1970 har mange steder fortsat indflydelse på de fysiske og miljømæssige forhold i vandløbene. Egentlige restaureringer kan overvejes i visse vandløb, men ophør af de fysiske indgreb i form af vandløbsvedligeholdelse vil de fleste steder kunne give store miljømæssige forbedringer. Tiden og naturens egne kræfter vil genskabe varierede og mere naturlige forhold.

10 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit

Niels Bering Ovesen

Indledning

Vand- og stoftilførsler til danske marine kystafsnit (fjorde, bugter og øvrige kystafsnit) består af tilførslerne via vandløb og direkte udledninger. I dette kapitel beskrives ferskvandsafstrømningen, og tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof (udtrykt som det biokemiske iltforbrug BOD_5) til danske marine 1. og 2. ordens kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (eksklusiv havbrug). Opgørelserne er baseret på indberetninger fra amterne og Københavns Kommune, dog således at spildevandsoplysningerne er fra *Miljøstyrelsen (2001c)*. Opgørelse af ferskvandsafstrømningen er beskrevet i kapitel 2 og bilag 2. En mere detaljeret gennemgang af opgørelsesprincipper for kvælstof, fosfor og organisk stof er gengivet i *Svendsen og Hansen (1996)*. Ud over tilførsler med ferskvand tilføres havet næringsstoffer og organisk stof via atmosfærisk deposition, ved tilførsler fra omkringliggende lande, gennem udveksling med tilstødende farvandsområder samt med havbrug mv., hvilket er nærmere beskrevet i *Henriksen (2001)*.

Kapitlets indhold

I kapitlet beskrives tilførslerne med ferskvand i 2000 for Danmark som helhed og for 1. og 2. ordens kystafsnit samt kilderne hertil. Der er gennemført en statistisk analyse af eventuelle udviklingstendenser i de samlede tilførsler for perioden 1989-2000 og for hvert af de ni 1. ordens kystafsnit. Placering af farvandsområderne og oplandene hertil fremgår af figur 2.1.

Bilag 10 indeholder tabeller med oplysninger bag en del af figurerne i dette kapitel samt en række supplerende oplysninger, som fx kvælstof, fosfor og BOD_5 -afstrømningen til 1. og 2. ordens kystafsnit i 2000, tilførsler af til de ni første ordens marine kystafsnit i 2000. Endvidere indeholder bilag 10 kildeopsplitning af tilførslerne til de 49 2. ordens kystafsnit. Udvikling i kildestyrken i tilførsler til de ni 1. ordens marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000 findes i *Henriksen et al. 2001*.

10.1 Stoftilførslerne til marine kystafsnit i 2000

2000-tilførslerne af kvælstof, fosfor og organisk stof væsentligt mindre end 1999

Tilførslen af næringssalte via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit fremgår af tabel 10.1. For alle 3 stoffer gælder, at tilførslen var væsentligt mindre end i 1999, hvor tilførslerne også var meget store pga. en stor vandafstrømning.

Kildefordeling for 2000

Spildevandsudledninger til ferskvand af kvælstof, fosfor og BOD_5 er for 2000 opgjort til lidt mindre end i 1999. I de senere år (fra omkring 1996) har der kun været et mindre fald i spildevandsudledningerne til ferskvand, og det betydelige fald, der skete i begyndelsen af 1990'erne, er nu stagneret (fig. 10.4). De direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit (inklusiv udledninger fra spredt bebyggelse) er til gengæld fortsat faldet fra 1999 til 2000 for både kvælstof, fosfor og organisk stof, henholdsvis 9 %, 11 % og 39 %.

Table 10.1 Tilførslen af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger (eksklusiv havbrug) til marine kystafsnit i 2000. (afrundede tal). Spildevandsoplysningerne er fra *Miljøstyrelsen (2001)*.

	Kvælstof	Fosfor	BOD ₅
	t	t	t
<i>Baggrundsbidrag</i>	8.500	290	7.700
<i>Dyrkningsbidrag</i>	73.700	1.150	9.200
<i>Spredt bebyggelse</i>	1.000	220	3.800
<i>Punktkilder til ferskvand</i>	4.300	490	6.900
<i>Tilbageholdelse i ferskvand</i>	-7.700	-30	-
Afstrømning til havet via vandløb	79.800	2.120	27.600
Spildevand direkte til havet	3.200	390	7.300
Total til havet	83.100	2.520	35.000

Dermed fortsætter den faldende belastning fra direkte spildevandsudledninger. Punktkilder til ferskvand udgjorde i 2000 ca. 5 % af den samlede kvælstoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit. De tilsvarende tal er 23 % for fosfor og 25 % for BOD₅.

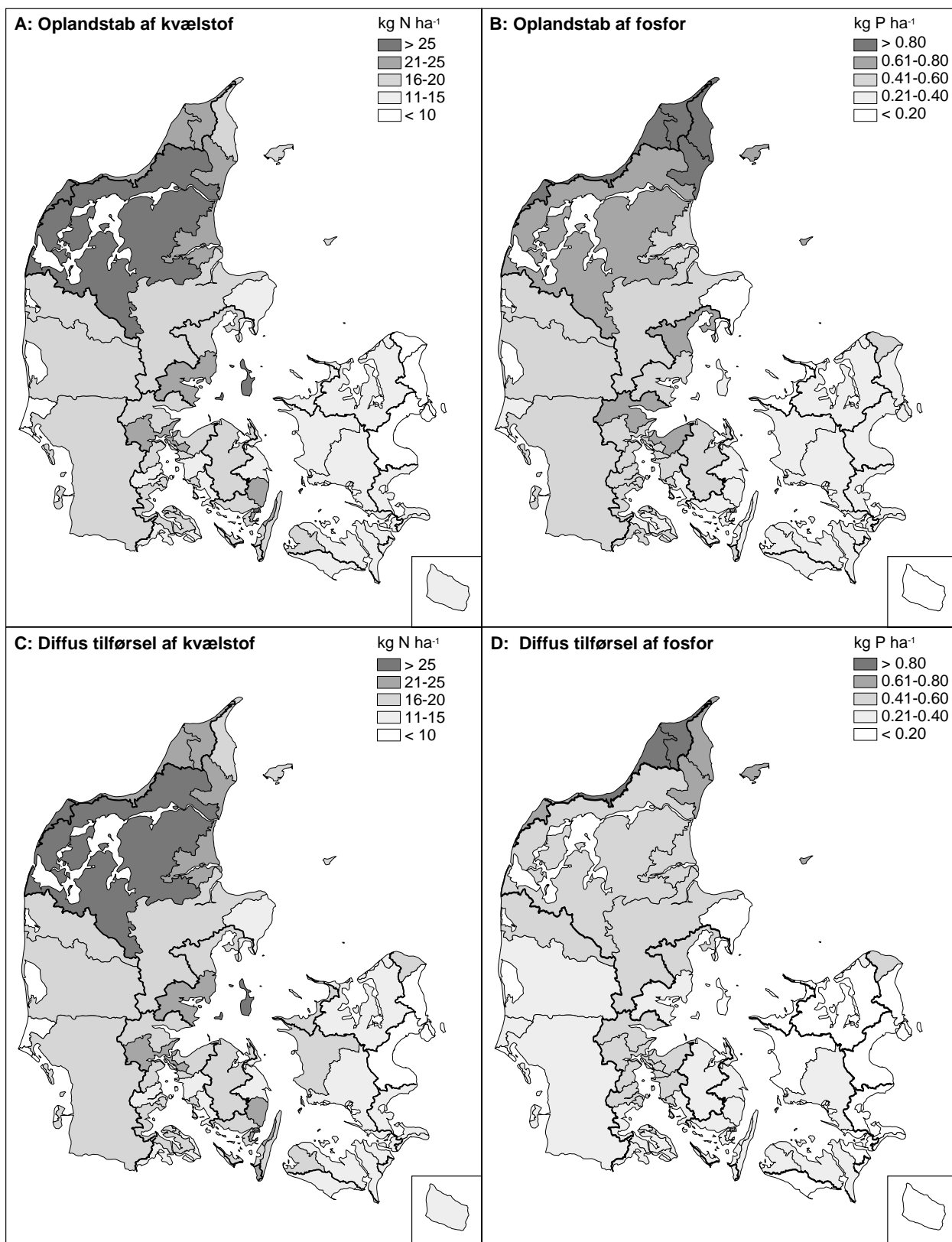
De diffuse kilder (dvs. afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde i 2000 92 % af den samlede kvælstoftilførsel med ferskvand til marine kystafsnit. For fosfor har andelen været 65 % og for BOD₅ 60 %. For BOD₅ sker der en stor omsætning under transport i vandløb og søer, og derfor er kildeopsplitningen og dermed opgørelsen af den diffuse belastning meget usikker. De diffuse kilder vil være relativt størst i år med en stor ferskvandsafstrømning.

Betydningen af naturgivne forhold og menneskelig aktivitet

Vand- og stoftilførslerne til marine kystafsnit vil ud over de klimatiske forhold også være relateret til geologi, jordbund, dyrkningsintensitet/-praksis, husdyrhold, befolkningstæthed mv. Således udgør ferskvandsafstrømningen fra oplandet til Nordsøen og til Kattegat ofte en relativ større andel af den samlede afstrømning fra Danmark i tørre år end i afstrømningsrige år, da der i disse oplande er store grundvandsmagasiner at tære af. Dette er ikke tilfældet specielt på Sjælland, hvorfor afstrømningen til Storebælt, Øresund og Sydlige Bælthav er relativt lav i afstrømningsfattede år. Størrelsen af stofkilderne til marine kystafsnit afhænger ikke kun af størrelsen af ferskvandsafstrømningen, men også af processer i jorden og i grundvandet, stor befolkningstæthed, industriel aktivitet samt af landbrugsaktivitet. Den høje befolkningstæthed og intensive industri giver relativt store spildevandsmængder til fx Øresund, således at de direkte spildevandsudledninger her er den største belastningskilde til Øresund for både kvælstof, fosfor og BOD₅ (bilag 10).

Oplandstab og diffuse tilførsel af fosfor i 2000 noget mindre end de foregående 2 år

Både oplandstabet af kvælstof (den målte transport via vandløb divideret med oplandsarealet) og den diffuse tilførsel af kvælstof til ferskvand (målte transport minus punktkildeudledninger men inklusiv udledninger fra spredt bebyggelse og inklusiv retention) var i 2000 mindre end i både 1998 og 1999. Det samme forhold gør sig gældende for fosfor. Samlet for Danmark var oplandstabet på 18,6 kg N ha⁻¹, 0,50 kg P ha⁻¹ og 6,4 kg BOD₅ ha⁻¹ (bilag 10). Tilsvarende var den diffuse tilførsel på 19,4 kg N ha⁻¹, 0,39 kg P ha⁻¹ og 4,8 kg BOD₅ ha⁻¹ (retention er ikke inkluderet for kg BOD₅).



Figur 10.1 Oplandstabet af kvælstof (A) og fosfor (B) til marine kystafsnit samt den diffuse tilførsel (inklusive spredt bebyggelse og retention) af kvælstof (C) og fosfor (D) til ferskvand i 2000.

Fordeling af oplandstab og diffuse tilførsler på de 49 2. ordens kystafsnit

Oplandstabet af kvælstof har været størst til Limfjorden, farvandet omkring Samsø, nordlige del af Lillebælt, det sydlige Bælthav, samt Vigsø Bugt og Jammerbugten (fig. 10.1A). Generelt afspejler dette, at der fra områder med intensiv landbrug og relativ høje afstrømninger er store tab af kvælstof (se fig. 2.1). Der har været lave oplandstab til store dele af Nordsøen, fra store dele af Sjælland, dele af det nordlige og østlig Jylland m.fl. Mønstret for den diffuse kvælstoftilførsel ligner overordnet det for oplandstabet af kvælstof, men områder, hvor direkte spildevandsudledninger udgør en stor andel af oplandstabet, har en relativ lav diffus tilførsel. For oplandstab af fosfor er betydningen af spildevand lidt mere udpræget end for det tilsvarende tab af kvælstof, men overordnet svarer mønstret nogenlunde til det for kvælstof (fig. 10.1A og C).

10.2 Sæsonvariationerne i tilførslerne i 2000

De store nedbørsmængder i vintermånederne afspejles også i stoftilførslerne

Ferskvandsafstrømning i de første 3 måneder af året samt i november og december var væsentligt over normalen, hvorimod sommerafstrømningen var nær normalen. Stofafstrømningen er præget af denne særdeles kraftige sæsonvariation i 2000 (fig. 10.2).

Tydelig sæsonvariation for koncentrationen i tilførslerne af især kvælstof til marine kystafsnit

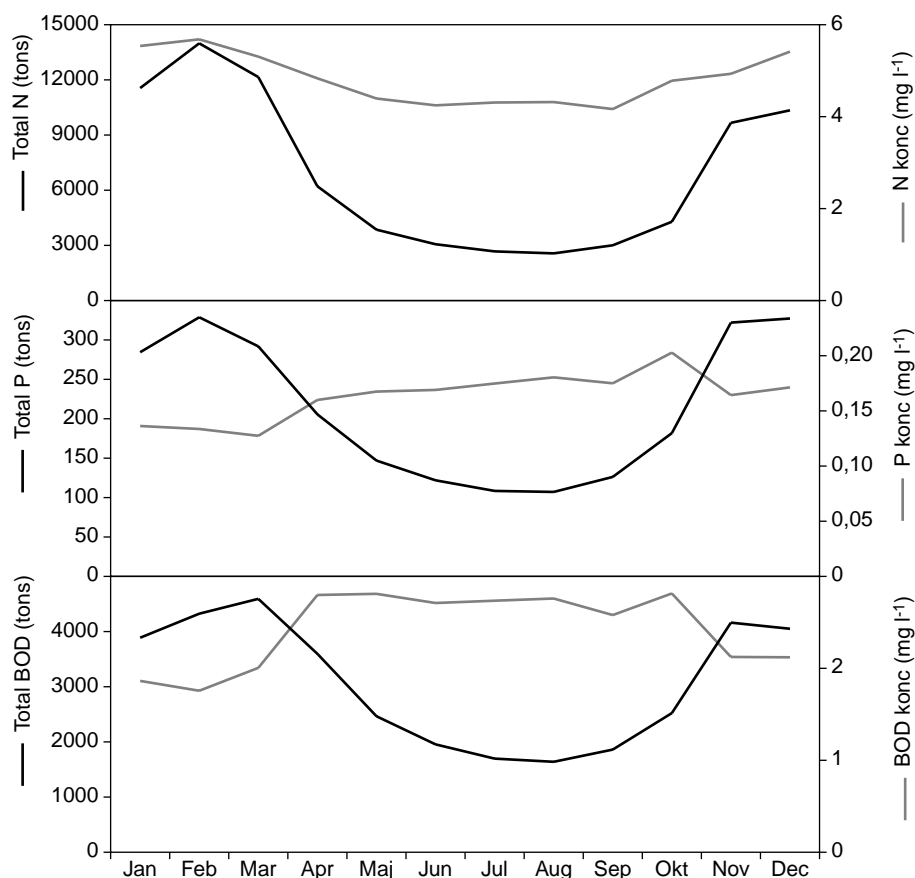
Der er en ret udpræget sæsonvariation i koncentrationerne af total kvælstof, total fosfor og BOD₅. (fig. 10.2). Koncentrationen af kvælstof er lav i sommerhalvåret, hvor de diffuse tilførsler typisk er lave. Omvendt stiger koncentrationen af fosfor og BOD₅ i sommerhalvåret, idet der grundet lavere afstrømning sker en mindre fortynding af det spildevand, der nogenlunde konstant hen over året tilføres ferskvand og udledes direkte til de marine kystafsnit.

Specielt i afstrømningen fra oplande med en lav specifik afstrømning i sommerperioden stiger koncentrationen af specielt fosfor og BOD₅, som fx til Storebælt og Øresund. Dette understreges også af, at andelen af PO₄-P af total fosfor er højest i sommermånederne. Problemet er størst i oplande med dårlig spildevandsrensning. I oplande, hvor spildevandstilførslerne af fx fosfor er relativt små, vil man finde samme sæsonvariation som for kvælstof.

Tilførslen af nitrat-nitrit og opløst fosfor

Sammenlignet med ferskvandsafstrømningen er tilførslen af kvælstof relativ beskeden fra oplandet til fx Nordsøen. Det skyldes blandt andet, at der i sandede oplande ofte sker en nitratreduktion i grundvandet, før det når frem til vandløbene i modsætning til lerede arealer, hvor en stor del af det vand, der strømmer til vandløbene, løber gennem dræn uden en reduktion af nitrat.

I dele af oplandet til Nordsøen findes der også høje jernkoncentrationer, som binder en del af det opløste fosfor (PO₄-P), hvorfor andelen heraf er lav i afstrømningen til dette farvandsområde. Omvendt er andelen høj, hvor der er en stor belastning fra byspildevand og spredt bebyggelse, dvs. i områder med stor befolkningstæthed og megen industri (fx Storebælt og Øresund). De høje koncentrationer af fosfor i de samlede udledninger med ferskvand forekommer således i tætbefolkede oplande kombineret med en relativ beskeden specifik afstrømning.



Figur 10.2 Tilførsel og koncentration af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2000. Koncentrationerne er beregnet som den samlede målte tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger divideret med den tilhørende ferskvandsafstrømningen (vandføringsvægtede koncentrationer).

10.3 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000

Væsentligste udvikling er en reduktion i spildevandsudledningerne

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger har været opgjort til de marine kystafsnit samlet siden 1989 (fig. 10.3).

Den samlede kildestyrke af kvælstof, fosfor og BOD₅ er opgjort ved til den opgjorte transport at tillægge retention i ferskvand (tabel 10.2, 10.3 og 10.4). Det erkendes tydeligt, at kvælstoftilførslen hænger nøje sammen med ferskvandsafstrømningen, hvorimod fosfortilførslen har udvist et stort set konstant fald fra slutningen af 1980'erne til midt i 90erne, hvor spildevandsrensningen var udbygget. Herefter har også fosfortilførslen fulgt vandafstrømningen, idet de største år til år forskelle er afstrømningsbetingede, især udvaskningen fra dyrkede arealer.

Tabel 10.2 Målt kvælstoftilførsel til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (eksklusiv havbrug) samt den totale målte tilførsel. Retention i ferskvand plus målt tilførsel til de marine kystafsnit giver bruttotilførslen til disse. Vandafstrømning findes i tabel 10.2 i kapitel 2.

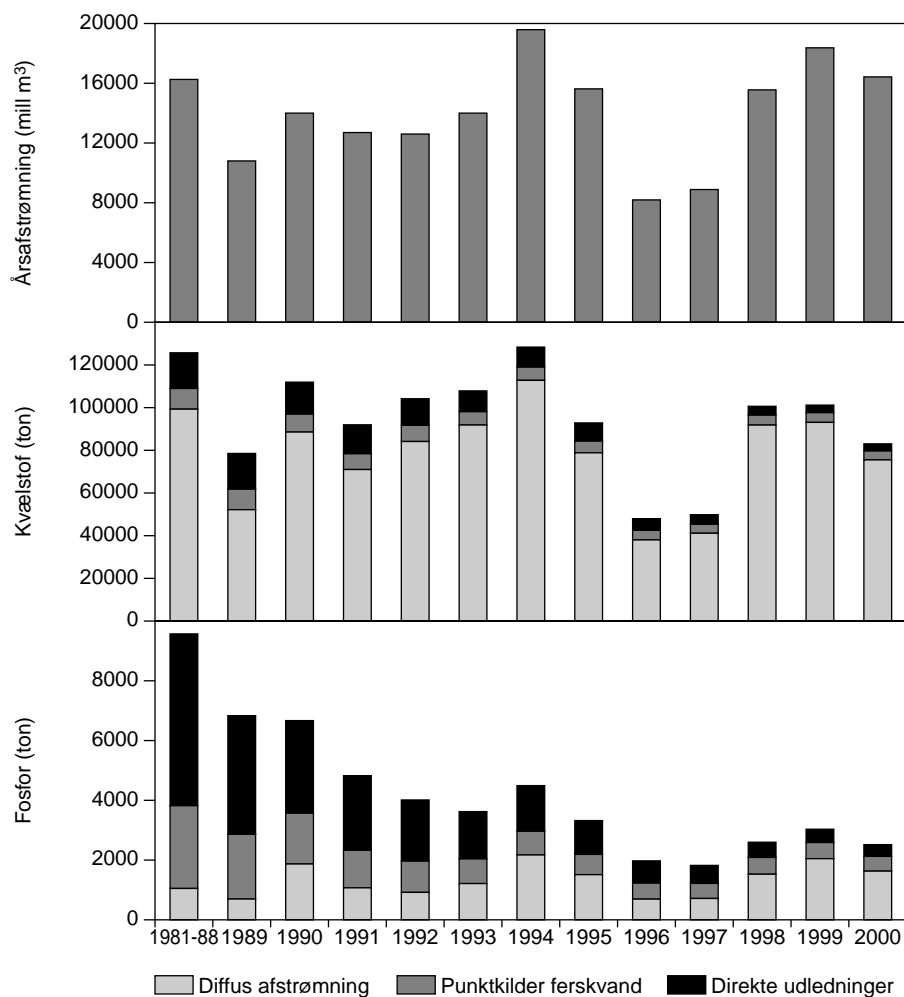
År	Via vandløb	Direkte udledninger	Målt tilførsel	Retention	Brutto tilførsel
tons	tons	tons	tons	tons	tons
1981-88	109000	16700	125700	11100	136800
1989	61900	16700	78000	10700	88700
1990	97100	14900	112000	10800	122800
1991	78500	13500	92000	11300	103300
1992	91800	12500	104300	13300	117600
1993	98200	9700	107900	12300	120200
1994	119100	9300	128400	11000	139400
1995	84400	8400	92800	8000	100800
1996	42500	5500	48000	5200	53200
1997	45400	4400	49800	6100	55900
1998	96500	4100	100600	11900	112500
1999	97700	3500	101200	8300	109500
2000	79800	3200	83100	7700	90700
1989-2000	82700	8800	91500	9700	101200

Tabel 10.3 Målt fosfortilførsel til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (eksklusiv havbrug) samt den totale målte tilførsel. Retention i ferskvand plus målt tilførsel til de marine kystafsnit giver bruttotilførslen til disse.

År	Via vandløb	Direkte udledninger	Målt tilførsel	Retention	Brutto tilførsel
tons	tons	tons	tons	tons	tons
1981-88	4200	5750	9950	120	10070
1989	2860	3970	6830	120	6950
1990	3570	3100	6670	90	6760
1991	2330	2500	4830	120	4950
1992	1960	2050	4010	-10	4000
1993	2040	1580	3620	80	3700
1994	2960	1530	4490	10	4500
1995	2190	1130	3320	60	3380
1996	1230	740	1970	30	2000
1997	1220	600	1820	20	1840
1998	2090	510	2600	70	4080
1999	2590	440	3030	60	3090
2000	2120	390	2520	30	2550
1989-2000	2270	1500	3800	60	3900

Tabel 10.4 Målt BOD₅-tilførsel til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (eksklusiv havbrug) samt den totale målte tilførsel.

År	Via vandløb tons	Direkte udledninger tons	Målt tilførsel tons
1994	41700	34200	75900
1995	24900	21000	45900
1996	15800	12500	28300
1997	17500	13700	31200
1998	26700	13200	39900
1999	33000	12000	45100
2000	27600	7300	35000



Figur 10.3 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit i de 12 overvågningsår og som et gennemsnit for perioden 1981-88.

Diffuse afstrømning hovedkilde til både kvælstof og fosfor

Renseindsatsen har markant reduceret de samlede ferskvandsbaserede fosforudledninger

Faldet i vandføringsvægtede fosforkoncentration kan alene tilskrives reducerede spildevandsudledninger

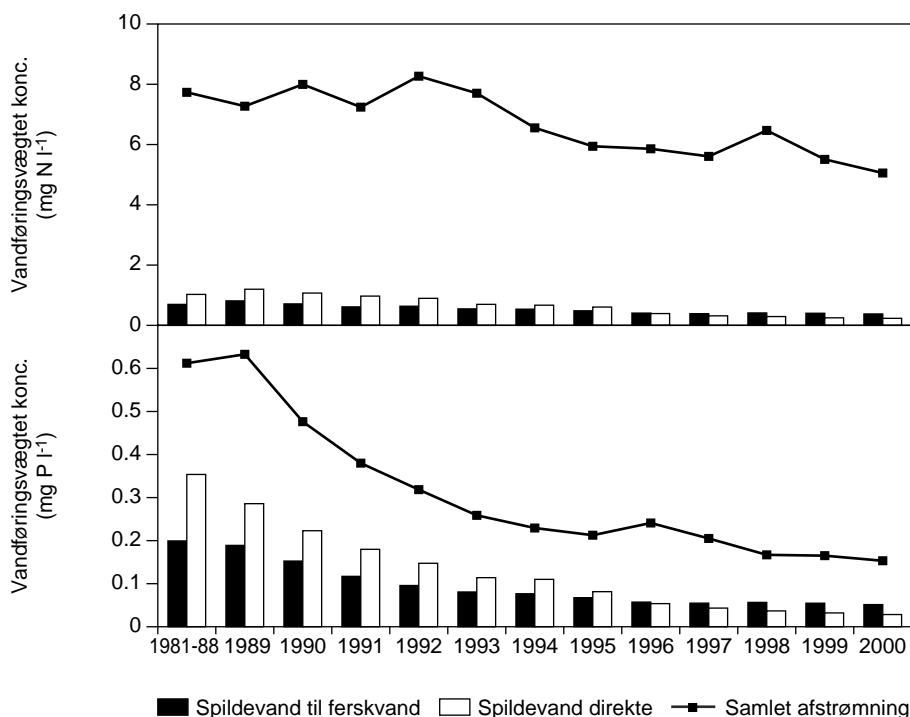
Tilførslen fra de dyrkede arealer er langt den største kilde til kvælstoftilførsler til ferskvand

Da den diffuse afstrømning er langt den største kilde til kvælstoftilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger, vil den være tæt korreleret til ferskvandsafstrømningen. For fosfor udgør den diffuse afstrømning nu også hovedkilden til belastningen (fig. 10.3). Betydningen af den diffuse fosfortilførsel er steget i takt med den forbedrede spildevandsrensning.

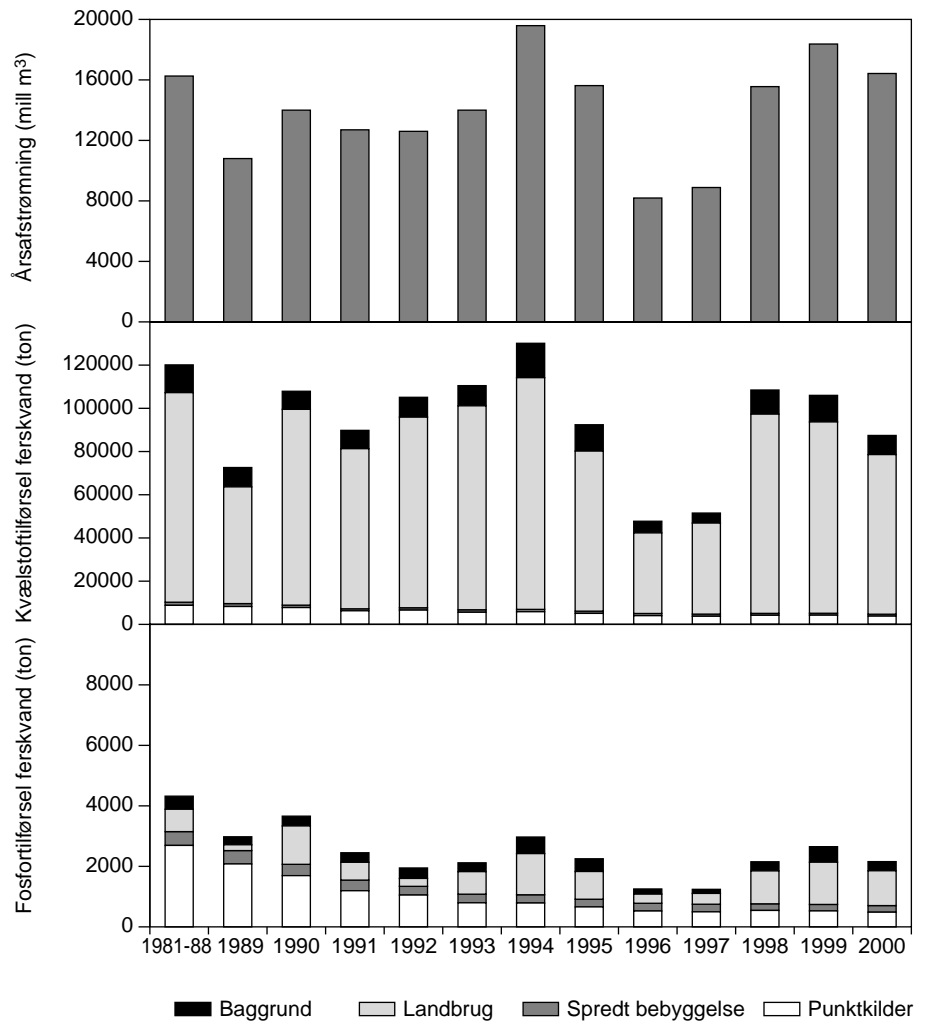
Den store rensindsats overfor spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger af fosfor er faldet fra ca. 9.000 tons fra 1981-88 til ca. 1.100 tons i 2000 svarende til 88 %. Tilsvarende er de samlede spildevandsudledninger af kvælstof faldet fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til godt 8.500 tons i 2000, dvs. med 70 %.

I figur 10.4 er spildevandsudledningerne omregnet til en årlig vandføringsvægtet koncentration ved at dividere spildevandsudledningerne med middelferskvandsafstrømningen i perioden 1989-2000 for at normalisere de beregnede koncentrationer.

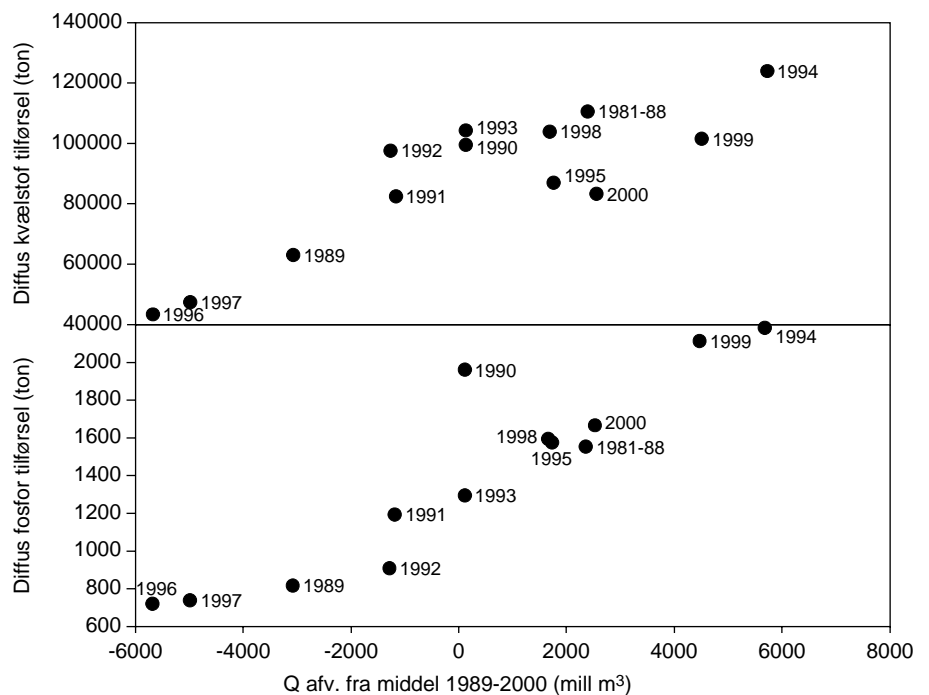
Endvidere er den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger omregnet til vandføringsvægtede koncentrationer (beregnet som årets tilførsel divideret med årets ferskvandsafstrømning). Heraf fremgår at faldet i den vandføringsvægtede fosforkoncentration i den samlede afstrømning alene kan forklares af de reducerede spildevandsudledninger, mens det tilsvarende fald i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration skyldes en kombination af reducerede spildevandsudledninger og reduceret diffus belastning.



Figur 10.4 Vandføringsvægtede koncentrationer i den samlede målte tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger af kvælstof (A) og fosfor (B). Endvidere vises den beregnede vandføringsvægtede koncentration som spildevand til ferskvand og direkte spildevandsudledninger bidrager med af den samlede vandføringsvægtede koncentration (se teksten for yderligere forklaring).



Figur 10.5 Tilførslen til ferskvand (dvs. inklusiv for retention) af kvælstof (øverst) og fosfor (nederst) opdelt i baggrundstilførslen, tilførslen fra dyrkede arealer, tilførslen fra spredt bebyggelse og tilførslen fra punktkilder.



Figur 10.6 Den diffuse tilførsel (dvs. tilførsel fra baggrund, dyrkede arealer og spredt bebyggelse og inklusiv retention) af kvælstof (øverst) og fosfor (nederst) som funktion af ferskvandsafstrømningen. Denne er angivet som den absolutte afvigelse fra gennemsnittet af ferskvandsafstrømningen i 1989-2000.

Hovedkilden for kvælstoftilførslen til ferskvand (dvs. hvor der er taget højde for retention) er bidraget fra de dyrkede arealer (fig. 10.5), der har bidraget med 74-86 % af tilførslerne i perioden 1989-2000.

Baggrundsbidraget (beregnet ud fra de arealkoefficienter, der findes fra målinger i naturoplandene (se kapitel 4 og 5) har udgjort 8-12 % af tilførslerne, medens spildevandets andel har været faldende gennem perioden fra 13 % i 1989 til kun 6 % i 1999 og 7 % i 2000.

Spildevandstilførslen udgør nu mindre end halvdelen af forfortilførslen til ferskvand

For fosfortilførslen til ferskvand har udledninger fra punktkilder tidligere været den største kilde, men fra i 1989 at have udgjort 70 % af belastningen udgjorde den kun 23 % i 2000. Tilførsel fra spredt bebyggelse har udgjort ca. 10 % i 2000, og har ellers ligget mellem 10 og 20 % af tilførslen til ferskvand i perioden siden 1989. Betydningen af spildevand er mindre i mere afstrømningsrige år, hvor den diffuse tilførsel vil stige.

Den årlige diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor kan beskrives som en simpel funktion af ferskvandsafstrømningen

Der er en nøje sammenhæng mellem den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor (inklusive retention) og ferskvandsafstrømningen (fig. 10.6). Tilførslen af fosfor fra det åbne land vil øges med øget nedbør gennem dræntilførsler og overfladisk afstrømning samt via jordvand (opløst fosfor). En øget nettonedbør vil alt andet lige også øge udvaskningen af nitrat og dermed tilførslen af kvælstof til ferskvand.

Sammenhængen mellem den samlede diffuse årlige tilførsel af kvælstof til ferskvand (DN angivet i tons) og ferskvandsafstrømningen (Q angivet i millioner m³) i perioden 1981-88 til 2000 kan beskrives ved:

$$DN = 2,1942 \cdot Q^{1.1084} \quad R^2 = 0,83 \quad (P < 0,1 \%)$$

Sammenhæng mellem den diffuse tilførsel og ferskvandsafstrømningen

Sammenhængen mellem den samlede diffuse årlige tilførsel af fosfor til ferskvand (DP angivet i tons) og ferskvandsafstrømningen (Q) i perioden 1981-88 til 2000 kan beskrives ved:

$$DP = 0,0024 \cdot Q^{1.3876} \quad R^2 = 0,87 \quad (P < 1 \%)$$

Vurdering af de opstillede relationer

De fundne relationer giver en god beskrivelse af den diffuse tilførsel af henholdsvis kvælstof og fosfor (henholdsvis 83 % og 87 % af variationen kan forklares ud fra de opstillede sammenhænge), men kan dog ikke tage højde for, at der for fosfor kan ske en deponering af partikelbundet fosfor i afstrømningsfattige år, som kan føres ud til overfladevand i efterfølgende afstrømningsrige år. Funktions-sammenhængen viser, at den diffuse afstrømning af fosfor øges relativt mere end den tilsvarende forøgelse af ferskvandsafstrømningen. For kvælstof sker der det, at der ved høje ferskvandsafstrømninger sker en relativ mindre forøgelse af diffus kvælstofudvaskning, da de kvælstofdepoter, der kan udvaskes vil blive udtømte. Det var tilsyneladende tilfældet i det meget våde år 1994, idet kvælstofafstrømningen i det mere tørre 1995 var lavere end forventet. Der synes tilsvarende at være sket en mindre "underudvaskning" i 2000 efter de relativt våde år 1998 og 1999.

Antagelse for formlerne: ingen udviklingstendenser

Ved opstillingen af ovennævnte sammenhænge mellem diffus tilførsel og ferskvandsafstrømningen er det eksplicit antaget, at der ikke er

nogen signifikant udviklingstendens i datamaterialet. Såfremt der var en markant udvikling i de diffuse tilførsler, ville det medføre en lavere R^2 værdi, dvs. en mindre signifikant sammenhæng. Det er i de efterfølgende afsnit testet for, om denne antagelse holder.

Kendall's trend test for de årlige tilførsler af kvælstof og fosfor

Der er foretaget en analyse for udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger i perioden 1989 til 2000 med en Kendall trend test på vandføringsvægtede årskoncentrationer (metodebeskrivelse: *Larsen, 1999*). For den diffuse kvælstofbelastning er analysen tillige foretaget på perioden 1990 – 2000. Der anvendes vandføringsvægtede koncentrationer for at eliminere effekten af den varierende afstrømning fra år til år. Med kun 11 - 12 års data er det nær undergrænsen for datakravet til en Kendall trend test. Testen viser, at der nu kan konstateres et statistisk signifikant fald i den diffuse tilførsel af kvælstof (inklusiv belastningen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) fra Danmark (tabel 10.5). Der er en lille stigning at spore for fosfor, men den er langt fra signifikant. Der er også testet for, om der har været en generel udviklingstendens for ferskvandsafstrømningen, hvilket ikke er tilfældet.

Betragtes de samlede tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit, er der ikke overraskende et signifikant stærkt fald for fosfortilførslerne. Der er også et signifikant fald for de tilsvarende tilførsler af kvælstof. Der er et signifikant fald i tilførslen af kvælstof med spildevand til ferskvand, og for den tilsvarende fosfortilførsel er der også et signifikant fald. Der er ikke ændring i den diffuse fosforbelastning, og det betyder, at det samlede fald, der er målt i de vandføringsvægtede fosforkoncentrationer udelukkende kan tilskrives den forbedrede spildevandsrensning. Faldet i kvælstofkoncentrationerne skyldes både et fald i spildevandsudledningerne og i den diffuse belastning.

Signifikant fald i den diffuse kvælstofbelastning.

På landsplan giver analysen en reduktion på ca. 2 mg N l⁻¹ fra 1990 til 2000 i den diffuse kvælstoftilførsel. Et mindre fald i kvælstofretentionen i søer i overvågningsperioden har bidraget til det samlede fald. Endvidere er de beregnede kvælstofudledninger fra spredt bebyggelse faldet fra 1989 til 2000, svarende til et fald i den vandføringsvægtede koncentration på ca. 0,1 mg N l⁻¹. Det konstaterede fald i den diffuse kvælstofbelastning svarer til, at der frem til 2000 er sket en reduktion på 29 % i forhold til niveauet i 1990.

10.4 Udvikling i vand- og stoftilførsel til hver af de ni 1. ordens marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000

Indledning

Som omtalt i afsnit 10.2 vil farvandsområderne Nordsøen og Kattegat modtage en større andel af de samlede tilførsler af ferskvand og næringsstoffer til marine kystafsnit i afstrømningsfattige år end i afstrømningsrige år. Det modsatte er tilfældet for fx farvandsområde Storebælt, Øresund og Sydlige Bælthav. Dette gælder også kvælstof- og fosfortilførslerne med de modifikationer, der blev omtalt i afsnit 10.2. Forholdene har sammenhæng med grundvandskomponenten i afstrømningen.

Kendall's test på udviklingstendenser i tilførslen fra hvert af de ni første ordens kystafsnit

Kendall trend-testen på den samlede tilførsel via ferskvand og direkte spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor til hver af de ni 1. ordens kystafsnit viser overordnet, at der er et signifikant fald for både kvælstof og fosfor til alle marine kystafsnit. Først er der testet på eventuelle trends i ferskvandstilførslen i perioden 1989-2000, og der var ikke nogen signifikant stigning eller fald for nogen af de ni 1. ordens kystafsnit. Der er signifikant faldende udviklingstendens i den diffuse kvælstoftilførsel i 5 ud af de 9 1. ordens oplande (tabel 10.5). Billedet for den diffuse fosfortilførsel er noget mere broget, idet der er et signifikant fald til Lillebælt og Øresund og en ikke signifikant udvikling til de øvrige farvandsområder.

Ændring i retention og udledninger fra den spredte bebyggelse

Fosfortilførslen kan være svær at måle, idet den i høj grad er bundet til partikler og derfor kommer i pulse. Endvidere er der større og mindre søer i langt de fleste oplande, som enten tilbageholder eller frigiver fosfor. Tilstanden i en del søer har ændret sig gennem overvågningsperioden, således at de fra at tilbageholde fosfor i begyndelsen af overvågningsperioden, de seneste år har frigivet fosfor. Retentionen i søer i oplandene til de ni 1. ordens kystafsnit har da generelt også været faldende i løbet af overvågningsperioden både for kvælstof og fosfor. Dette er et resultat af dels faldende tilførsler (af vand og stof) til søerne og for fosfors vedkommende dels en konsekvens af tilstandsændring i flere af søerne i oplandene. De beregnede udledninger fra den spredte bebyggelse udgør en betydelig andel af den diffuse belastning til en del farvandsområder, og disse udledninger er på landsplan blevet reduceret med godt 50 % fra slutningen af 1980'erne til 2000. Det er derfor for tidligt at tolke på eventuelle udviklingstendenser på den diffuse fosfortilførsel, men der er intet, der tyder på, at fosfortilførslen fra dyrkede arealer har været faldende, snarere tværtimod.

Årlig signifikant fald i den diffuse kvælstoftilførsel

Ved anvendelse af Sen's hældningsestimator (forklaring: *Larsen, 1999*) er det årlige fald eller den årlige stigning i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel til ferskvand i hvert af oplandene til de ni 1. ordens marine kystafsnit samt for hele Danmark beregnet, udtrykt som et fald eller en stigning i den vandføringsvægtede koncentration (tabel 10.5). Hældningerne bør kun anvendes, hvor der med Kendall's trend test er påvist en signifikant udviklingstendens, hvilket er markeret med fed i tabel 10.5.

Det bemærkes, at særligt i oplandet til Skagerrak, Lillebælt, Storebælt, Øresund, Sydlige Bælthav og Østersøen har der været et kraftigt årligt fald i den vandføringsvægtede diffuse kvælstofkoncentration på 0,21 til 0,35 mg N l⁻¹ år⁻¹ eller op til ca. 5 mg N l⁻¹ fra 1989 til 2000. Det er overvejende i de oplande, hvor landbruget er domineret af planteavl, der har haft de største reduktioner i udvaskningen af kvælstof (*Grant et al., 2001*).

Relation mellem kvælstofudvaskningen fra rodzonen og de målte tilførsler af diffuse kvælstof til vandløb

I *Grant et al. (2001)* er det beregnet, at når effekterne fuldt ud er slået igennem, har der været en reduktion i kvælstofudvaskningen fra rodzonen på ca. 32 % siden starten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (1990). I kapitel 4 i denne rapport viser en analyse for mindre vandløb i dyrkede oplande uden væsentlig tilførsel af spildevand, at der i perioden siden 1989 er sket en reduktion i kvælstofkoncentrationerne på ca. 22 %. Samtidig kan der nu påvises et fald for

landet som helhed på i de diffuse kvælstoftilførsler til ferskvand på 29 % fra niveauet i 1990 til 2000.

Årlig udvikling i den diffuse fosfortilførsel

For den diffuse fosfortilførsel findes mindre fald i oplandet til Lillebælt og Øresund, men ingen signifikant udvikling til de resterende farvandsområder (tabel 10.5).

Tabel 10.5 Den årlige ændring (fald angivet med et “-“ tegn, stigning med et “+” tegn) for henholdsvis den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusive spredt bebyggelse og inklusiv retention) i oplandene til de ni 1. ordens kystafsnit i perioden og hele Danmark og for den samlede tilførsel via vandløb (inklusive direkte spildevandsudledninger) fra 1989 til 2000 angivet i $\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$ estimeret med Sens hældningsestimator. De angivne årlige ændringer bør kun anvendes for de oplande, hvor Kendall's trend test har vist en signifikant trend, og de er angivet med fed i tabellen.

Farvandsområde	Årlig ændring kvælstof		Årlig ændring fosfor	
	Diffus	Samlet	Diffus	Samlet
	tilførsel		tilførsel	
	$\text{mg N l}^{-1} \text{år}^{-1}$		$\text{mg P l}^{-1} \text{år}^{-1}$	
Nordsøen	-0,0439	-0,0726	+0,0030	-0,0084
Skagerrak	-0,2187	-0,4246	+0,0020	-0,0656
Kattegat	-0,0551	-0,1275	+0,0020	-0,0099
Nordlige Bælthav	-0,1585	-0,3389	+0,0021	-0,0234
Lillebælt	-0,3269	-0,5163	-0,0069	-0,0498
Storebælt	-0,3071	-0,5295	-0,0035	-0,0505
Øresund	-0,2438	-2,3136	-0,0133	-0,4672
Sydlig Bælthav	-0,2906	-0,4873	-0,0073	-0,0259
Østersøen	-0,3502	-0,5947	-0,0102	-0,0594
Danmark	-0,1428	-0,1638	0,0008	-0,0086

10.5 Udvikling i sæsonvariationer i tilførslerne til de marine kystafsnit i perioden 1989 til 2000

For få måleår til at gennemføre statistiske tests. Analyse af nedbør og afstrømning viser, at der ikke har været en signifikant ændring i sæsonvariationerne

Der findes kun opgørelser af månedstilførsler af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit for perioden 1991-2000, hvorfor det ikke er muligt at lave en Kendall's trend test for udviklingen i sæsonvariationen. Tilførslen med kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit hænger ret tæt sammen med ferskvandsafstrømningen hertil (høj ferskvandstilførsel giver høj kvælstoftilførsel, se figur 10.1 og 10.6. Ferskvandsafstrømningen hænger igen tæt sammen med de nedbørsmængder, der falder. En analyse af udviklingen i nedbørsmængder opgjort kvartalsvist eller for vinter- (december til marts) og sommerperioden (april til september) viser, at der ikke har været nogen signifikant ændring i nedbørsfordelingen over året i perioden 1989-99. Det samme gælder afstrømningen (tabel 2.2 i bilag 2.2).

10.6 Sammenfatning

Totaltilførsler til de marine kystafsnit i 2000

Tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof via vandløb og direkte spildevandsudledninger var i 2000 henholdsvis ca. 83.000, 2.500 og

35.000 tons. Der blev tilført 16.400 millioner m³ ferskvand, og det er ca. 16 % mere end normalt. Hovedparten af afstrømningen forekom i vintermånederne, og sæsonvariationen var således stor.

Diffus tilførsel til de marine kystafsnit

Den diffuse afstrømning (inklusive spredt bebyggelse) er hovedkilden (92 % i 2000) til kvælstoftilførslen til de marine kystafsnit, og også for fosfor (65 % i 2000). For fosfor udgør den potentielle belastning fra spredt bebyggelse ca. 12 % af den diffuse tilførsel, men for Kvælstof er bidraget fra spredt bebyggelse uden reel betydning.

Udviklingstendenser i spildevandstilførslerne

Der har været en meget markant reduktion i de samlede udledninger af spildevand fra slutningen af 1980'erne til 2000 henholdsvis 68 % for kvælstof og 87 % for fosfor. For spildevandstilførslerne til ferskvand har de tilsvarende reduktioner været 50 % for kvælstof og 76 % for fosfor. Herved er betydningen af de diffuse kilder generelt steget specielt i afstrømningsrige år.

Udvikling i diffus og samlet belastning

Statistiske analyser viser, at der også har været et signifikant fald i de samlede udledninger til de marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger for både kvælstof og fosfor. For fosfor skyldes faldet den kraftige renseindsats overfor spildevandsudledninger, men for kvælstof ses der nu også en signifikant reduktion af den diffuse tilførsel (Tabel 10.6). Af tabel 10.6 fremgår det endvidere, at reduktionen i den diffuse kvælstofbelastning bidrager mere end den forbedrede spildevandsrensning til at den totale kvælstofbelastning er blevet mindsket. Reduktionen af den samlede marine belastning fra land af kvælstof og fosfor er henholdsvis ca. 35 og 60 % opgjort for perioden 1990 til 2000.

Tabel 10.6 Afstrømningskorrigeret belastningsreduktion, tons pr. år og procent, for kvælstof og fosfor fra 1990 frem til 2000.

	Kvælstof		Fosfor	
	t	(%)	t	(%)
Spildevand 1990	25.000		5.200	
Diffus tilførsel 1990	99.000		1.500	
Reduktion spildevand	16.000	(67)	4.100	(79)
Reduktion diffus tilførsel	28.000	(29)	-	

Udvikling i tilførslerne til marine kystafsnit

For de ni 1. ordens kystafsnit har der været et signifikant fald i den diffuse kvælstoftilførsel for 5 af de 9 kystafsnit. For fosfor har der for 2 kystafsnit været et signifikant fald i den diffuse tilførsel, hvilket bl.a. kan skyldes reduktionen i udledninger fra spredt bebyggelse. For de øvrige farvandsområder er der ikke sket en signifikant ændring i den diffuse fosfortilførsel. For alle kystafsnit har der været signifikant reduktion af totalbelastningen for både kvælstof og fosfor.

Referencer

Allerup, P., Madsen, H. og Vejen, F. (1998). Standardværdier (1961-96) af Nedbørskorrektioner. Teknisk Rapport 98-10. pp. 17. Danmarks Meteorologiske Institut.

Andersen, H. E. og Jensen P. G. (1996). Dyrkningspraksis og arealanvendelse. Rapportering af en dataindsamling i 46 dyrkede oplande under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for ferskvandsøkologi. pp. 9.

Bay, H., Hansen, P. B., (2001): Gårdspladser og vaskepladser forurener grundvandet med pesticider. VANDteknik, 2001, februar, pp 12-17).

Bøgestrand J. (red.) (1999): Vandløb og Kilder 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. pp. 132. Faglig rapport fra DMU nr. 292

Bøgestrand, J. (red.) (2000): Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 126 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 336.

Baatrup-Pedersen, A., Larsen S.E. & Riis, T. 1999. Udvidet biologisk program. Faglig rapport nr. 292, s. 59-76.

Cappelen, J. og Jørgensen, B. (2001): Danmarks Klima 2000. Danmarks Meteorologiske Institut, 129 sider.

Clausen, H. (1998): Ændringer i bekæmpelsesmidlernes egenskaber fra 1981-1985 frem til 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 63 s. Faglig rapport fra DMU nr. 223.

Clausen-Schwerter, R., (1999) Pesticidundersøgelser i vandløb kildevæld og dræn 1994 –1997, Notat, Fyn Amt, Natur og vandmiljøafdelingen,

Cleveland, W. S. (1979): Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. Journal of American Statistical Association, 74, 829-836.

Crommentuijn, T., Kalf, D.F., Polder, M.D., Posthumus, R. & van de Plascke, E.J. (1997): Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. Annex to report no. 601501 002. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, the Netherlands.

Dansk Hydraulisk Institut (1996): NAM – Documentation and Users Guide.

Friberg, N., Græsbøll, P. & Larsen, S.E. 1999. Fysiske forhold og tilstand i mindre vandløb. Vand & Jord 6: 117-120.

Fyns Amt(2000) Vandløb 1999. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen. 135s.

Fyns Amt (2001). Vandløb 2000. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen. 152s.

Grant, R., Blicher-Mathiesen G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jensen P.G. & Rasmussen, P. (1997): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 210.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Paulsen, I., Jørgensen, J.O., Laubel, A.R., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. 2001: Landovervågningsoplande (2000) NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 376. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Gustard, A., Bullock, A. & Dixon, J.M. (1992): Low flow estimation in the United Kingdom. Report No. 108. Institute of Hydrology.

Henriksen, P.(red) (2001): Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. EL 375 <http://www.dmu.dk>

Jensen, A. (1991): Bly, cadmium, kobber, kviksølv og zink i tre danske åer. FORCE institutterne. 11 pp.

Kristensen, H., Jensen, P.K., Nielsen, G.C., Jørgensen, L.N. & Friis, K. (2000): Vejledning i planteværn. Landbrugets rådgivningscenter, Landskontoret for uddannelse.

Kronvang, B., Grant, R., Laubel, A.R., Pedersen, M.L. (2000). Quantifying sediment and nutrient pathways within Danish agricultural catchments

Kronvang, B., Jensen, J.P., Pedersen, M.L., Larsen, S.E., Laubel, A.R., Müller-Wohlfeil, D.-I., Wiggers, L., Kronquist, H., Tornbjerg, H. & Ringsborg, O., (2000): Oplandsanalyse af vandløbs- og søoplande 1998-2003. Vandløb og søer. NOVA 2003. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. Teknisk anvisning fra DMU nr. 15. <http://www.dmu.dk>

Kronvang, B., Strøm, H.L., Iversen, H.L., Hoffmann, C.C., Jørgensen, J.O., Laubel, A.R. & Vejrup, K. (2001): Subsurface drainage loss of modern pesticides: A comparison of catchment and experimental field results. Poster – 8th Symposium on the Chemistry and Fate of Modern Pesticides, 21st-24th August 2001.

Kronvang, B., Søndergaard, M., Mogensen, B.B., Nyeland, Andersen, K.J., Schwerter, R.C., & Nielsen, P.V., (1999): Overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand, NOVA2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 27 s - Teknisk anvisning fra dmu nr. 17.

Københavns Kommune (2000): Vandløb 1999. Vandmiljøovervågning, NOVA 2003. Københavns Kommune. 68 pp.

Kaarup, P. (1999). Indeks for fysisk variation i vandløb. Vand og Jord 6: 136-139.

Larsen, S.E. (1999). Analyse af udviklingstendenser i 25 vandløb med udløb i Limfjorden. Arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi.

Laubel, A.R., Kronvang, B., Larsen, S.E., Pedersen, M.L. & Svendsen, L.M. (2000). Bankerosion as a source of sediment and phosphorus delivery to small Danish streams. IAHS Publ. no. 263.

Linders, J.B.H.J, Jansma, J.W., Minsink, B.J.W.G & Otermann, K. (1994): Pesticides: Benefaction or Pandora's box? A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides. Report no. 679101014. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, the Netherlands.

Ludvigsen, G.H. & Lode, O. (2001a): Jordmonnovervåking i Norge. Pesticider 1999. Jordforsk rapport nr. 22/01. Landbruksdepartementet, Statens Forurensningstilsyn.

Ludvigsen, G.H. & Lode, O. (2001b): Personlige meddelelser

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

Miljøstyrelsen (1996): Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Bekendtgørelse nr. 921.

Miljøstyrelsen (1997a): Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 1997. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 2, 1997.

Miljøstyrelsen (1997b): Boringkontrol på vandværker, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2, 1997.

Miljøstyrelsen (1998): Biologisk vandløbskvalitet. Vejledning nr. 5/1998. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. 39 pp.

Miljøstyrelsen (1999): Vandmiljø-99. Status for vandmiljøets tilstand i Danmark. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1999. 128 pp.

Miljøstyrelsen (2000): NOVA-2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. 397 s. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1.

Miljøstyrelsen (2001a): Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 2001. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 6, 2001.

Miljøstyrelsen (2001b): Bekæmpelsesmiddelstatistik 2000. Salg 1998, 1999 og 2000: Behandlingshyppighed 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 10, 2001.

Miljøstyrelsen (2001c): Punktkilder 2000. Orientering fra Miljøstyrelsen.

Nordjyllands Amt (2001): Vandløb og kilder 2000. VANDMILJØovervågning. Nordjyllands Amt, Natur og Miljø. 96s. + bilag.

Olesen, J. E. og Heidmann (1990): EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Version 1.00. AJMET Arbejdsnotat nr. 9. Statens Planteavlsforsøg

Ovesen, N. B., Iversen, H. L., Larsen, S. E., Müller-Wohlfeil, D.-I., Svendsen, L. M., Blicher, A. S. og Jensen, P. M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 238 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 340

Paulsen, I. (2001). Dyrkningspraksis og arealanvendelse. Rapportering af en dataindsamling i 20 oplande under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi. pp. 21.

Paulsen, I. og Jørgensen J. O. (2001). Notat vedrørende Nudvaskningsberegninger i 20 oplandsundersøgelsen. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi. pp. 11.

Petersen, P.H., Jensen, P.K., Nielsen, G.C., Jørgensen, L.N. & Nielsen, S.F. (1999): Vejledning i planteværn. Landbrugets rådgivningscenter, Landskontoret for uddannelse.

Rasmussen, P. Henriksen, H. J., Nyegaard, P. Kelstrup, N., Søndergård, V. Hundahl, M. og Thomsen, R. (1995): Klassificering af grundvandsressourcen. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 6

Ribe Amt 2001. Vandløb og kilder 2000. VANDMILJØovervågning. Ribe Amt, Natur- og Grundvandsafdelingen. 134s.

Ringkjøbing Amt (2001). Vandmiljøovervågning. Vandløb og kilder 2000. Ringkjøbing Amt, Teknik og Miljø. 83s. + bilag.

Samsø-Petersen, L. & Pedersen, F. (1995): Water Quality Criteria for Selected Priority Substances. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 44, 1995.

Scharling, J. (2000): Klimagrid – Danmark. Nedbør, lufttemperatur og potentiel fordampning 20x20 & 40x40 km. Technical report 99-12, Danmarks Meteorologiske Institut. 48 s.

Skriver J., Riis T., Carl J., Baattrup-Pedersen A., Friberg N., Ernst M.E., Frandsen S.B., Sode A. & Wiberg-Larsen P. (1999): NOVA 2003. Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk Vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. Teknisk anvisning fra DMU nr. 16. 1999.

Skriver, J. (1999): Biologisk vandløbskvalitet. Faglig rapport nr. 292, p. 53-57. Danmarks Miljøundersøgelser.

Skriver, J. (2000): Biologisk vandløbskvalitet. Faglig rapport nr. 336, p. 69-76. Danmarks Miljøundersøgelser.

Skriver, J., Baattrup-Pedersen, A. & Larsen, S.E. (1997): Vandløbenes miljøtilstand. Faglig rapport nr. 214, p. 29-46. Danmarks Miljøundersøgelser.

Sorensen, P. B., Brüggemann R., Carlsen L., Mogensen, B. B., Kreuger J. and Pudenz, S., (2001b): Analysis of monitoring data of pesticide residues in surface waters using partial order ranking theory - Data interpretation and model development", (submitted to Environmental Toxicology and Chemistry).

Stensvang, L., (2000): Punktkildeforurening med pesticider: betyder det noget?, Landskontor for planteavl: Planteavlsorientering.

Storstrøms Amt 2001. Vandløb og kilder. Overvågningsdata 2000. Storstrøms Amt 2001. 112s. + bilag.

Svendsen, L.M. (1998): Input of Nutrients to OSPAR and HELCOM Marine Areas from Land-based Sources in Denmark. NIVA unpubl. Note for HARP-Conference, Jan. 1998, 20 pp.

Svendsen, L.M. og Hansen, C.D. (1996): Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit via vandløb. I Windolf, J (ed): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser - Faglig rapport fra DMU nr. 177: 115-138 og 208-214

Sørensen, P.B. (2001a): Database over stoffers iboende egenskaber baseret på Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale.

Sørensen, P.B., Iversen, H.L., Mogensen, B.B., Kronvang, B. & Vejrup, K. (2001c): Ranking correlation analysis of pesticides active ingredients findings in Danish streams using use data in the catchment. DMU, internt notat.

Vejle Amt 2001. Kilder og vandløb 2000. VANDMILJØovervågning. Vejle Amt, Teknik og Miljø. 86s. + bilag.

Vestsjællands Amt 2001. Vandløb, kilder og stoftransport 2000. Vandmiljøovervågning. Vestsjællands Amt, Natur- og Miljø. 115s. + bilag.

Wiberg-Larsen, P., Petersen, S., Rugaard, T. & Geertz-Hansen, P. 1994. Bedre vandløbspleje giver flere fisk. Vand & Jord 1: 263-265.

Windolf, j. (red.) (1996): Ferske vandområder – Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 228 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 177

Windolf, J., Sode, A., Hansen, A.M., Wiberg-Larsen, P., Brendstrup, H., Tornbjerg, H. (2000): Vandløb 1999. VANDMILJØovervågning. Fyns Amt. 135 pp.

Århus Amt (2001) Vandløb og kilder. Vandmiljøovervågning 2000. Teknisk rapport. 98s. + bilag.

[Tom side]

Bilag 2.1

Metode til opgørelse af ferskvandsafstrømningen

Ferskvandsafstrømningen fra Danmark til de omkringliggende farvande opgøres for de 67 nedbørsområder, som landet er opdelt i.

Ved opgørelsen på nedbørsområder til 2. ordens farvandsområder er oplandene inddelt i 3 kategorier:

1. Målte oplande.

Oplande hvor afstrømningen er beregnet ved en kontinuert registrerende målestation i 1998 (referencestation).

2. Umålte oplande, type A.

Oplande nedstrøms målte oplande i samme vandløbssystem. Afstrømningen herfra er beregnet ved arealproportionering ud fra referencemålestationen i vandløbssystemet. Denne fremgangsmåde er nærmere behandlet i Høybye, J. (1991).

3. Umålte oplande, type B.

Oplande uden målestationer. Afstrømningen fra det enkelte nedbørsområde er beregnet ud fra en referencemålestation beliggende i samme nedbørsområde.

I hvert nedbørsområde, inden for det enkelte 2. ordens farvandsområde, er der således valgt mindst en station til beskrivelse af områdets afstrømning.

Det målte opland (kategori 1) udgør 43% af landets areal. Umålt opland type A udgør 12 %, og umålt opland type B udgør de resterende 45 %.

Den samlede ferskvandstilstrømning til de danske farvande er opgjort for 1999 på både 1. og 2. ordens farvandsområder. Opgørelsen er foretaget på månedsbasis. Den detaljerede afstrømningsopgørelse findes i bilag 2.5.

I Høybye, J. (1991) er det anslået, at usikkerheden på årsmiddelaflstrømningen fra et vandløbssystem med en fast målestation og umålt opland af type A er ca. 5 %. I Andersen og Høybye (1990) er det fundet, at usikkerheden på afstrømning ved arealproportionering ud fra målte nabooplande er op til 3 gange usikkerheden på målte oplande. Den samlede usikkerhed på årsmiddelaflstrømningen fra umålte oplande, type B, beregnet ved arealproportionering antages således at være ca. 15 %. Der indgår 67 nedbørsområder i opgørelsen, hvoraf 45 % af det samlede areal er type B. Usikkerheden på den samlede tilstrømning til de danske farvande i 1997 kan således anslås til:

$$CV = (0,45*15\% + 0,55*5\%)*67^{0,5} = 1,2 \%$$

Opgørelse af ferskvandstilstrømning til indre danske farvande 2000

Tilstrømningen af ferskvand til farvandsområderne er opgjort på baggrund af døgnmiddelvandføringen ved de 93 udvalgte vandføringsstationer, der fremgår af bilag 2.2.

De udvalgte målestationer er primært valgt blandt de stationer, der indgår i fagdatacentrets nationale net af hydrometristationer og målestationer, der indgår i NOVA's net af nationale stoftransportstationer. Der er delvis sammenfald i de to stationsnet. Der er enkelte undtagelser fra dette kriterium i 1. ordens vandløb, hvor der ikke er målestationer fra de nævnte net. Stationerne er udvalgt for at opnå et grundlag for opgørelsen, som er mindst muligt påvirket af ændringer i målestationsnettet fra år til år. Det tilstræbes at anvende det samme datagrundlag fra år til år for sammenlignelighedens skyld.

Afstrømningen, som den registreres ved målestationerne, indeholder spildevandsbidrag, men opgørelsen inkluderer ikke særskilt bidrag fra spildevand direkte til havet. Spildevandsmængderne indgår således kun delvist i den samlede opgørelse.

Bilag 2.2

Målestationer anvendt ved opgørelsen af ferskvandsafstrømningen i 2000.

Stationsnummer		Vandløb og stationsnavn	Stationsnummer		Vandløb og stationsnavn
DMU	DDH		DMU	DDH	
020005	02.03	Elling Å, Ll. Stabæk	380024	38.01	Ribe Å, Stavnager
030002	03.02	Uggerby Å, ns Ransbæk	390001	39.09	Brøns Å, Forsøgsdambruget
040002	04.02	Liver Å, Gl. Klitgård	400001	40.06	Brede Å, Styrтет
050003	05.04	Voers Å, Fæbroen	410014	41.07	Fiskbæk, Adsbøl
060001	06.02	Ryå, Manna	410016	41.09	Pulverbæk, Madeled - os Mjang dam
070003	07.01	Lindholm Å, Elkær bro	410012	41.10	Elsted bæk, Rundemølle - os Kirkebæk
080001	08.02	Gerå, Melholt kirke	420021	42.14	Vidå, St. Emmerske bro
090002	09.11	Langelunds kanal, Sdr. Skovengvej	420016	42.34	Grønå, Elhjemvej - Geest Kog
100015	10.05	Kærs mølleå, os Indkildevej strømmen	430003	43.03	Ringe Å, St. 3,05 km
110016	11.02	Årup Å, Årup	430001	43.04	Storå, St. 4,6 km
110011	11.03	Hvidbjerg Å, Hvidbjergmølle gård	430007	43.05	Viby Å, St. 2,9 km
130005	13.04	Lerkenfeld Å, Møllegård	440020	44.12	Vindinge Å, St. 3,9 km - Kokbro
140016	14.05	Lindenberg Å, Møllebro	450001	45.26	Odense Å, Ejby mølle
150043	15.14	Kastbjerg Å, Ådalsvej	450043	45.27	Lindved Å, hovedvej A1
160024	16.11	Faldå, Kokholm	460001	46.02	Brende Å, St. 5,3 km
170007	17.05	Simested Å, Skive-Hobrovej	460017	46.04	Hårby Å, St. 3,1 km
180077	18.05	Skals Å, Løvel bro	470036	47.09	Vejstrup Å, St. 1,8 km
190012	19.02	Jordbro Å, Jordbromølle	470037	47.10	Stokkebæk, St. 1,8 km
200024	20.23	Skive Å, Nørkær bro	470001	47.15	Hundstrup Å, St. 6,86 km
210461	21.09	Gudenå, Ulstrup	480007	48.04	Højbro Å, nv for Hanebrogård
220062	22.15	Storå, Skærumbro	480004	48.15	Esrum Å, Ørnevej
230055	23.01	Egå, Jernbanebroen	490054	49.06	Arresø kanal, Arresødal sluse
230087	23.08	Hevring Å, Vadbro	500056	50.05	Nivå, Jellebro
240001	24.01	Ryom Å, Ryomgård bro	500057	50.06	Usserød Å, Nive Mølle
240003	24.06	Skodå, Ridderlund	510024	51.07	Tuse Å, Nybro
240004	24.07	Skærvad Å, Kirial	520029	52.08	Havelse Å, Strø
250078	25.11	Omme Å, Sønderskov bro	530010	53.02	Lille Vejle Å, Pilemølle
250081	25.14	Skjern Å, Kodbølstyrtet	530028	53.08	Harrestrup Å, Landlystvej
260082	26.01	Århus Å, Skibby	540002	54.04	Fladmose Å, Dyssegård
270004	27.01	Lille-Hansted Å, Hansted	550015	55.08	Halleby Å, ns Tissø
270021	27.04	Giber Å, Fulden	560002	56.09	Seerdrup Å, Johannesdahl
280001	28.02	Bygholm Å, Kørup bro	560001	56.10	Bjerge Å, Fårdrup
290009	29.04	Rohden Å, ns Årup mølle dambrug	560005	56.11	Tude Å, Valbygård
300013	30.03	Langslade rende, Kallesmark	570058	57.12	Suså, Holløse mølle
310027	31.13	Varde Å, Vagtborg	580020	58.07	Køge Å, Lellinge dambrug
320001	32.01	Vejle Å, Haraldskær	590006	59.01	Tryggevælde Å, Lille Linde
320004	32.06	Grejs Å, Grejsdalens planteskole	600031	60.04	Mern Å, Sage bro
320022	32.08	Højen Å, Møgelbæk	610013	61.03	Fribødrea, Rodemark
330004	33.02	Spang Å, Bredstrup	610011	61.04	Sørup Å, Lundby bro
340002	34.02	Vester-Nebel Å, Elkærholm	620015	62.02	Marrebæks rende, Lille Købelev
340003	34.03	Kolding Å, Ejstrup	620011	62.06	Avnede Strand pumpestation
350010	35.03	Sneum Å, Nørå	630007	63.02	Sakskøbing Å, Krenkerupvej
350006	35.06	Bramming Å, Sdr. Vong	640025	64.10	Nældevads Å, Strædeskov
360008	36.01	Kongea, Kongebroen	650001	65.01	Kramnitze pst.
370038	37.04	Taps Å, Christiansfeld	660014	66.01	Bagge Å, Sorthat
370011	37.08	Solkær Å, Møllebro	670017	67.05	Øle Å, Boesgård
370039	37.09	Sillerup bæk, Vadbro			

Stationer med *kursiv* angiver nationale stoftransportstationer i overvågningsprogrammet, stationer med **fed** angiver fagdatacentrets referencestationer, og de ikke fremhævede stationer er øvrige amtsslige hydrometristationer.

Bilag 2.3

Opgørelsesgrundlaget for ferskvandsafstrømningen fra Danmark

FARVANDSOMRÅDE NR. : 1 NORDSØEN								OPLAND 10809						
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
11	174,5	1	174,5				11.02	108,3	0,0	0,0	0,0	0,0	174,5	100,0
12	1639,1	22	1632,1	22.15	1096,7	1100,5			1096,7	67,2	3,8	0,2	531,6	32,6
		25	1,0				22.15	1096,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	100,0
		1	0,9				22.15	1096,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	100,0
		16	5,2				22.15	1096,7	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	100,0
13	3483,4	25	3483,4	25.14/	1558,4	2377,9			2170,1	62,3	207,8	6,0	1105,5	31,7
				25.11	611,7									
14	266,4	30	257,3	30.03	15,7	15,8			15,7	6,1	0,1	0,0	241,5	93,9
		25	9,1				30.03	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	100,0
15	73,8	30	45,6				30.03	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0	45,6	100,0
		40	28,2				40.06	290,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,2	100,0
16	5172,3	30	222,6				30.03	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0	222,6	100,0
		31	1091,8	31.13	812,1	1090,4			812,1	74,4	278,3	25,5	1,4	0,1
		35	513,7	35.03/	223,6	512,9			436,4	85,0	76,5	14,9	0,8	0,1
				35.06	212,8									
		36	449,4	36.01	387,8	448,5			387,8	86,3	60,7	13,5	0,9	0,2
		38	964,8	38.01	675,3	961,7			675,3	70,0	286,4	29,7	3,1	0,3
		39	304,7	39.09	94,1	110,7			94,1	30,9	16,6	5,4	194,0	63,7
		40	544,9	40.06	290,0	534,8			290,0	53,2	244,8	44,9	10,1	1,8
		42	1080,5	42.34/	537,6	1080,5			785,9	72,7	294,6	27,3	0,0	0,0
				42.14	248,3									
SUM	10809,4		10809,4		6764,1	8233,6			6764,1	62,6	1469,5	13,6	2575,8	23,8

FARVANDSOMRÅDE NR. : 2 SKAGERAK								OPLAND 1098						
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
21	491,7	3	394,6	03.02	347,5	394,6			347,5	88,1	47,1	11,9	0,0	0,0
		1	96,4				03.02	347,5	0,0	0,0	0,0	0,0	96,4	100,0
		2	0,6				03.02	347,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	100,0
22	567,0	4	303,3	04.02	251,0	303,3			251,0	82,7	52,3	17,3	0,0	0,0
		1	263,7				04.02	251,0	0,0	0,0	0,0	0,0	263,7	100,0
23	39,4	1	39,4				11.02	108,3	0,0	0,0	0,0	0,0	39,4	100,0
SUM	1098,2		1098,2		598,5	698,0			598,5	54,5	99,5	9,1	400,2	36,4

FARVANDSOMRÅDE NR. : 3 KATTEGAT							OPLAND 15828							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
30	117,4	2	117,4				02.03	123,2	0,0	0,0	0,0	0,0	117,4	100,0
31	85,6	48	85,6	48.04	36,3	40,9			36,3	42,4	4,6	5,4	44,6	52,2
32	1952,1	49	277,4	49.06	257,1	277,4			257,1	92,7	20,3	7,3	0,0	0,0
		48	22,7				48.04	36,3	0,0	0,0	0,0	0,0	22,7	100,0
		52	893,6	52.08	102,2	130,6			102,2	11,4	28,4	3,2	763,0	85,4
		51	758,4	51.07	106,9	157,9			106,9	14,1	51,0	6,7	600,5	79,2
33	41,7	51	41,7				51.07	106,9	0,0	0,0	0,0	0,0	41,7	100,0
34	725,5	23	240,7				24.06	26,1	0,0	0,0	0,0	0,0	240,7	100,0
		24	484,9	24.01/	75,7	484,9			132,4	27,3	352,5	72,7	0,0	0,0
				24.07/	30,6									
				24.06	26,1									
35	3497,7	21	3252,3	21.09	1787,0	2637,5			1787,0	54,9	850,5	26,2	614,8	18,9
		23	204,7	23.08	78,6	84,1			78,6	38,4	5,5	2,7	120,6	58,9
		15	40,7				15.14	91,4	0,0	0,0	0,0	0,0	40,7	100,0
36	743,3	15	743,3	15.14	91,4	98,1			91,4	12,3	6,7	0,9	645,2	86,8
SUM	7163,2		7163,2		2591,9	3911,5			2591,9	36,2	1319,6	18,4	3251,7	45,4

FARVANDSOMRÅDE NR. : 3 KATTEGAT							OPLAND 15828							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
FRA SIDE	7163,2		7163,2		2591,9	3911,5			2591,9	36,2	1319,6	18,4	3251,7	45,4
37	7608,6	6	589,3	06.02	284,7	589,3			284,7	48,3	304,6	51,7	0,0	0,0
		7	392,9	07.01	104,2	158,4			104,2	26,5	54,2	13,8	234,5	59,7
		9	1048,0	09.11	6,7	13,5			6,7	0,6	6,8	0,6	1034,5	98,7
		10	897,3	10.05	101,0	138,6			101,0	11,3	37,6	4,2	758,7	84,6
		11	324,7	11.03	238,3	324,7			238,3	73,4	86,4	26,6	0,0	0,0
		12	365,2				11.02	108,3	0,0	0,0	0,0	0,0	365,2	100,0
		13	611,8	13.04	115,3	190,5			115,3	18,8	75,2	12,3	421,3	68,9
		14	374,7	14.05	317,8	374,7			317,8	84,8	56,9	15,2	0,0	0,0
		15	45,8				14.05	317,8	0,0	0,0	0,0	0,0	45,8	100,0
		16	923,6	16.11	24,2	26,0			24,2	2,6	1,8	0,2	897,6	97,2
		17	240,4	17.05	218,2	240,4			218,2	90,8	22,2	9,2	0,0	0,0
		18	616,6	18.05	556,4	616,6			556,4	90,2	60,2	9,8	0,0	0,0
		19	401,5	19.02	110,8	144,6			110,8	27,6	33,8	8,4	256,9	64,0
		20	762,9	20.23	626,8	762,9			626,8	82,2	136,1	17,8	0,0	0,0
		1	11,0				11.02	108,3	0,0	0,0	0,0	0,0	11,0	100,0
		rest	3,0				11.02	108,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	100,0
38	521,2	2	81,9				05.04	233,0	0,0	0,0	0,0	0,0	81,9	100,0
		5	244,8	05.04	233,0	244,8			233,0	95,2	11,8	4,8	0,0	0,0
		7	31,3				08.02	153,8	0,0	0,0	0,0	0,0	31,3	100,0
		8	163,2	08.02	153,8	163,2			153,8	94,2	9,4	5,8	0,0	0,0
39	535,2	2	535,2	02.03	123,2	142,7			123,2	23,0	19,5	3,6	392,5	73,3
SUM	15828,3		15828,3		5806,3	8042,4			5806,3	36,7	2236,1	14,1	7785,8	49,2

FARVANDSOMRÅDE NR. : 4 NORDLIGE							OPLAND 3130							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland km ²	%	umålt type A km ²	%	umålt type B km ²	%
40	131,1	54	131,1				27.04	47,0	0,0	0,0	0,0	0,0	131,1	100,0
41	311,7	51	311,7				51.07	106,9	0,0	0,0	0,0	0,0	311,7	100,0
42	1191,4	45	1058,8	45.26/ 45.27	535,5 64,7	622,6			600,2	56,7	22,4	2,1	436,2	41,2
		43	96,2	43.03	28,1	45,8			28,1	29,2	17,7	18,4	50,4	52,4
		44	36,3				44.12	170,2	0,0	0,0	0,0	0,0	36,3	100,0
43	781,6	27	437,1	27.01	75,0	136,9			75,0	17,2	61,9	14,2	300,2	68,7
		28	185,6	28.02	154,2	185,6			154,2	83,1	31,4	16,9	0,0	0,0
		29	157,4						0,0	0,0	0,0	0,0	157,4	100,0
		rest	1,4				27.01	75,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	100,0
44	655,1	23	255,3	23.01	47,0	68,9			47,0	18,4	21,9	8,6	186,4	73,0
		26	325,4	26.01	118,6	325,4			118,6	36,4	206,8	63,6	0,0	0,0
		27	74,3	27.04	47,0	51,0			47,0	63,2	4,0	5,4	23,3	31,4
45	59,6	23	59,6				24.06	26,1	0,0	0,0	0,0	0,0	59,6	100,0
SUM	3130,3		3130,3		1070,1	1436,3			1070,1	34,2	366,2	11,7	1694,1	54,1

FARVANDSOMRÅDE NR. : 5 LILLEBÆLT							OPLAND 3385							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland km ²	%	umålt type A km ²	%	umålt type B km ²	%
51	1045,2	29	193,9	29.04	97,6	99,9			97,6	50,3	2,3	1,2	94,0	48,5
		32	339,4	32.01/ 32.06/ 32.08	198,9 63,4 29,2	339,4			291,5	85,9	47,9	14,1	0,0	0,0
		33	193,7	33.02	64,5	152,5			64,5	33,3	88,0	45,4	41,2	21,3
		43	317,5	43.04	136,8	156,8			136,8	43,1	20,0	6,3	160,7	50,6
		rest	0,7				43.04	136,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	100,0
52	502,8	33	107,7				33.02	64,5	0,0	0,0	0,0	0,0	107,7	100,0
		34	276,8	34.02/ 34.03	79,0 90,0	276,8			169,0	61,1	107,8	38,9	0,0	0,0
		43	83,8	43.05	29,1	31,3			29,1	34,7	2,2	2,6	52,6	62,7
		37	34,4				37.08	29,5	0,0	0,0	0,0	0,0	34,4	100,0
53	235,8	37	183,0	37.04	65,1	83,8			65,1	35,6	18,7	10,2	99,3	54,2
		46	52,7				46.02	102,4	0,0	0,0	0,0	0,0	52,7	100,0
		rest	0,1				46.02	102,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	100,0
54	508,5	37	250,5	37.09	30,4	35,8			30,4	12,1	5,4	2,2	214,7	85,7
		46	257,7	46.02	102,4	108,4			102,4	39,7	6,0	2,3	149,3	57,9
		rest	0,3				46.02	102,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	100,0
55	96,2	46	46,0				46.04	78,5	0,0	0,0	0,0	0,0	46,0	100,0
		37	33,5				37.09	30,4	0,0	0,0	0,0	0,0	33,5	100,0
		41	16,6				46.04	78,5	0,0	0,0	0,0	0,0	16,6	100,0
SUM	2388,5		2388,5		986,4	1284,7			986,4	41,3	298,3	12,5	1103,8	46,2

FARVANDSOMRÅDE NR. : 5 LILLEBÆLT								OPLAND 3385						
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
FRA SIDE	2388,5		2388,5		986,4	1284,7			986,4	41,3	298,3	12,5	1103,8	46,2
56	289,5	46	185,2	46.04	78,5	91,7			78,5	42,4	13,2	7,1	93,5	50,5
		47	49,8				46.04	78,5	0,0	0,0	0,0	0,0	49,8	100,0
		41	54,6				46.04	78,5	0,0	0,0	0,0	0,0	54,6	100,0
57	210,2	41	210,2	41.07	19,8	23,5			19,8	9,4	3,7	1,7	186,7	88,8
58	257,7	37	94,5				37.09	30,4	0,0	0,0	0,0	0,0	94,5	100,0
		41	163,0	41.10	20,2	24,7			20,2	12,4	4,5	2,7	138,4	84,9
		rest	0,1				41.10	20,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	100,0
59	239,2	41	239,2	41.09	13,6	33,0			13,6	5,7	19,4	8,1	206,2	86,2
SUM	3385,0		3385,0		1118,5	1457,4			1118,5	33,0	338,9	10,0	1927,6	56,9

FARVANDSOMRÅDE NR. : 6 STOREBÆLT								OPLAND 5424						
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
61	1211,5	54	201,7				55.08	417,7	0,0	0,0	0,0	0,0	201,7	100,0
		55	532,3	55.08	417,7	525,6			417,7	78,5	107,9	20,3	6,7	1,3
		56	477,4	56.11/	260,7	477,0			385,7	80,8	91,3	19,1	0,4	0,1
				56.09/	68,7									
				56.10	56,3									
62	2344,9	54	135,8				54.04	14,0	0,0	0,0	0,0	0,0	135,8	100,0
		57	1150,9	57.12	756,1	820,4			756,1	65,7	64,3	5,6	330,5	28,7
		60	144,6				60.04	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	144,6	100,0
		61	315,0	61.04	31,7	35,7			31,7	10,1	4,0	1,3	279,3	88,7
		62	166,2				62.02	24,8	0,0	0,0	0,0	0,0	166,2	100,0
		63	308,6	63.02	41,3	72,9			41,3	13,4	31,6	10,2	235,7	76,4
		64	122,2	64.10	39,8	69,9			39,8	32,6	30,1	24,6	52,3	42,8
		rest	1,6				64.10	39,8	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	100,0
63	280,9	60	136,1				60.04	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	136,1	100,0
		61	144,8	61.03	56,6	69,2			56,6	39,1	12,6	8,7	75,6	52,2
64	455,2	47	139,9				47.09	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	139,9	100,0
		62	315,3	62.06	67,3	67,3			67,3	21,3	0,0	0,0	248,0	78,7
65	436,4	47	436,4	47.15	57,7	83,4			57,7	13,2	25,7	5,9	353,0	80,9
SUM	4728,8		4728,8		1853,9	2221,4			1853,9	39,2	367,5	7,8	2507,5	53,0

FARVANDSOMRÅDE NR. : 6 STOREBÆLT								OPLAND 5424						
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
FRA SIDE	4728,8		4728,8		1853,9	2221,4			1853,9	39,2	367,5	7,8	2507,5	53,0
66	288,6	47	288,6	47.10	53,3	54,4			53,3	18,5	1,1	0,4	234,2	81,2
67	406,9	44	406,9	44.12	170,2	175,9			170,2	41,8	5,7	1,4	231,1	56,8
SUM	5424,3		5424,3		2077,4	2451,6			2077,4	38,3	374,2	6,9	2972,7	54,8

FARVANDSOMRÅDE NR. : 7 ØRESUND							OPLAND 1717							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
71	1003,1	53	434,5	53.02	25,5	46,4			25,5	5,9	20,9	4,8	388,1	89,3
		58	181,6	58.07	134,1	181,6			134,1	73,8	47,5	26,2	0,0	0,0
		59	332,8	59.01	130,2	297,5			130,2	39,1	167,3	50,3	35,3	10,6
		60	54,2				59.01	130,2	0,0	0,0	0,0	0,0	54,2	100,0
72	465,8	53	128,1				53.08	63,5	0,0	0,0	0,0	0,0	128,1	100,0
		50	337,7	50.06/	74,4	139,7			136,8	40,5	2,9	0,9	198,0	58,6
				50.05	62,4									
73	248,1	48	248,1	48.15	128,2	130,1			128,2	51,7	1,9	0,8	118,0	47,5
SUM	1717,0		1717,0		554,8	795,4			554,8	32,3	240,6	14,0	921,6	53,7

FARVANDSOMRÅDE NR. : 8 SYDLIGE BÆLTHAV							OPLAND 418							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
81	39,9	47	39,9				47.09	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	39,9	100,0
82	377,8	65	369,9	65.01	203,5	203,6			203,5	55,0	0,1	0,0	166,3	45,0
		61	7,9				61.03	56,6	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	100,0
SUM	417,7		417,7		203,5	203,6			203,5	48,7	0,1	0,0	214,1	51,3

FARVANDSOMRÅDE NR. : 9 ØSTERSØEN							OPLAND [km ²] : 1207							
2. ordens farv.omr.	opland km ²	NBO	opland km ²	målest	opland km ²	opland udløb	Ref.st.	opland km ²	Målt opland		umålt type A		umålt type B	
									km ²	%	km ²	%	km ²	%
91	589,6	66	239,1	66.01	42,4	42,6			42,4	17,7	0,2	0,1	196,4	82,2
		67	350,5	67.05	45,5	45,9			45,5	13,0	0,4	0,1	304,7	86,9
92	106,0	60	59,8				61.03	56,6	0,0	0,0	0,0	0,0	59,8	100,0
		61	46,2				61.03	56,6	0,0	0,0	0,0	0,0	46,2	100,0
93	511,9	60	511,9	60.04	42,6	49,7			42,6	8,3	7,1	1,4	462,2	90,3
SUM	1207,4		1207,4		130,5	138,2			130,5	10,8	7,7	0,6	1069,2	88,6

Bilag 3.1

Koncentrationer i kilder inddelt efter arealanvendelse, 1989-2000 – gennemsnit.

Dyrkede oplande				
År	n	NO ₃ -N mg N/l	Total-P mg P/l	PO ₄ -P mg P/l
1989	40	5,95	0,084	0,044
1990	41	5,91	0,086	0,041
1991	41	5,82	0,076	0,039
1992	41	5,88	0,084	0,038
1993	41	6,16	0,073	0,036
1994	41	6,29	0,070	0,035
1995	41	6,52	0,067	0,035
1996	41	6,69	0,076	0,040
1997	41	6,50	0,075	0,039
1998	40	6,83	0,074	0,039
1999	41	6,64	0,073	0,032
2000	38	6,63	0,076	0,032

Naturoplande				
År	n	NO ₃ -N mg N/l	Total-P mg P/l	PO ₄ -P mg P/l
1989	12	0,51	0,051	0,037
1990	12	0,56	0,055	0,038
1991	12	0,64	0,055	0,040
1992	12	0,60	0,061	0,040
1993	12	0,64	0,056	0,038
1994	12	0,67	0,063	0,041
1995	12	0,63	0,054	0,039
1996	12	0,58	0,052	0,037
1997	12	0,56	0,048	0,036
1998	12	0,53	0,054	0,034
1999	12	0,58	0,050	0,036
2000	11	0,57	0,049	0,031

Bilag 3.2

Koncentrationer i kilder inddelt efter jordtype, 1989-2000 – gennemsnit.

Lerjordsoplande				
År	n	NO ₃ -N mg N/l	Total-P mg P/l	PO ₄ -P mg P/l
1989	19	3,72	0,087	0,032
1990	19	3,83	0,094	0,031
1991	19	3,69	0,075	0,027
1992	19	3,98	0,089	0,026
1993	19	3,95	0,063	0,021
1994	19	3,92	0,065	0,020
1995	19	4,07	0,056	0,021
1996	19	4,06	0,076	0,030
1997	19	4,07	0,066	0,025
1998	18	4,15	0,075	0,036
1999	19	4,42	0,069	0,020
2000	19	4,61	0,063	0,020

Sandjordsoplande				
År	n	NO ₃ -N mg N/l	Total-P mg P/l	PO ₄ -P mg P/l
1989	33	5,26	0,070	0,048
1990	34	5,19	0,071	0,045
1991	34	5,19	0,069	0,047
1992	34	5,08	0,074	0,046
1993	34	5,45	0,072	0,046
1994	34	5,63	0,071	0,046
1995	34	5,81	0,069	0,045
1996	34	6,00	0,068	0,045
1997	34	5,76	0,070	0,046
1998	34	6,02	0,066	0,038
1999	34	5,74	0,068	0,040
2000	30	5,62	0,075	0,039

Bilag 4.1

Udvikling i afstrømning, kvælstoftransport og vandføringsvægtede koncentrationer fra 1989-2000. n er antallet af stationer, der indgår de enkelte år.

Kvælstof 1989-00	Naturoplande (TYPE 1)							Dyrkede oplande (Type 3)						
	Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.		Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.	
	n	gns.	median	gns.	median	gns.	median	n	gns.	median	gns.	median	gns.	median
1989	6	155	156	2,6	1,6	1,6	1,6	53	179	148	12,7	12,4	8,0	7,8
1990	7	165	144	2,3	2,4	1,6	1,7	60	272	250	23,7	21,7	9,4	9,3
1991	7	185	199	2,4	2,2	1,4	1,5	60	233	213	17,8	17,8	8,3	8,0
1992	7	169	189	2,6	1,4	1,7	1,9	60	229	197	22,0	19,9	10,4	10,2
1993	7	180	182	2,6	2,1	1,6	1,6	60	269	241	23,0	23,6	9,2	8,7
1994	7	279	272	4,3	4,3	1,7	1,6	60	402	401	29,3	29,1	7,8	7,3
1995	7	228	228	3,3	3,1	1,6	1,4	60	292	272	18,6	18,2	7,0	6,4
1996	7	124	86	1,5	0,6	1,4	1,1	60	133	106	8,6	7,3	7,4	6,8
1997	7	117	99	1,5	0,6	1,3	1,4	60	150	125	10,0	9,0	7,7	7,6
1998	7	203	158	3,1	3,2	1,7	1,5	60	330	305	26,6	24,5	8,6	8,1
1999	7	249	234	3,3	3,2	1,5	1,2	60	365	334	24,4	22,5	7,1	6,6
2000	7	204	191	2,4	2,5	1,4	1,2	60	299	272	17,6	16,5	6,5	6,3

Oplande med punktkilder (TYPE 4)							Oplande med dambrug (TYPE 5)							
Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.		Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.		
n	gns.	median	gns.	median	gns.	median	n	gns.	median	gns.	median	gns.	median	
1989	75	205	183	14,5	13,2	8,2	7,8	13	431	431	16,9	16,0	4,3	4,3
1990	77	292	252	24,2	23,4	9,2	9,2	14	464	454	19,9	20,9	4,6	4,4
1991	77	279	260	21,3	20,5	8,1	8,4	14	420	403	17,5	18,6	4,6	4,3
1992	77	265	232	23,6	22,1	9,5	9,5	14	429	438	20,0	20,3	5,0	4,7
1993	77	315	294	25,5	25,4	8,5	8,4	14	443	445	19,1	19,7	4,7	4,4
1994	77	441	416	30,4	30,3	7,1	7,4	14	556	579	24,8	25,3	4,7	4,3
1995	77	340	305	21,2	20,5	6,6	6,5	14	510	501	20,6	20,7	4,4	3,9
1996	77	167	150	9,6	7,9	6,0	5,8	14	340	299	13,3	11,7	4,4	3,9
1997	77	178	169	10,5	9,1	6,5	6,3	14	345	288	12,8	12,5	4,2	3,7
1998	77	350	329	26,0	25,7	7,8	7,8	14	440	462	18,0	19,6	4,4	4,0
1999	77	391	369	23,5	22,9	6,3	6,1	14	511	533	19,8	21,1	4,1	3,6
2000	77	328	319	18,3	18,1	5,6	6,0	14	523	520	19,4	19,5	4,0	3,6

Bilag 4.2

Ændring i koncentrationen af total kvælstof i vandløb i perioden 1989-99. I statistisk test er C/Q sammenhænge anvendt.



Bilag 5.1

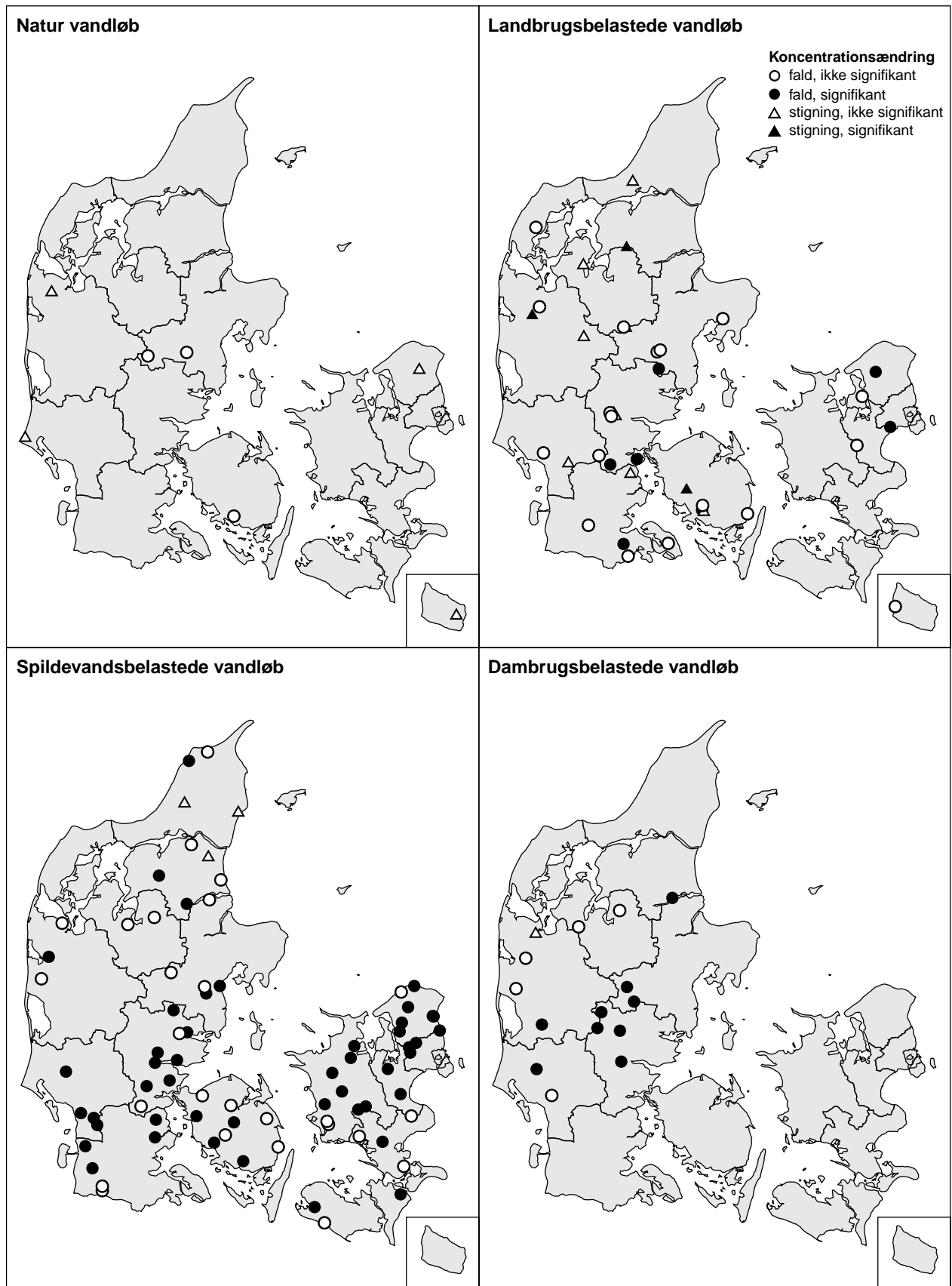
Udvikling i afstrømning, fosfortransport og vandføringvægtede koncentrationer, 1989-2000. n er antallet af stationer, der indgår de enkelte år.

Fosfor 1989-00	Naturoplande (TYPE 1)							Dyrkede oplande (Type 2)						
	Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.		Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.	
	n	gns.	median	gns.	median	gns.	median	n	gns.	median	gns.	median	gns.	median
1989	6	155	156	0,07	0,06	0,05	0,04	32	178	140	0,25	0,20	0,15	0,15
1990	7	165	144	0,08	0,08	0,06	0,05	38	278	249	0,39	0,32	0,14	0,14
1991	7	185	199	0,08	0,07	0,05	0,05	38	225	205	0,29	0,20	0,13	0,12
1992	7	169	189	0,08	0,05	0,05	0,05	38	230	195	0,23	0,18	0,11	0,10
1993	7	180	182	0,08	0,06	0,05	0,05	38	259	225	0,30	0,22	0,12	0,10
1994	7	279	272	0,14	0,12	0,05	0,05	37	397	376	0,52	0,41	0,13	0,12
1995	7	229	227	0,11	0,12	0,05	0,05	37	295	266	0,36	0,26	0,12	0,11
1996	7	124	86	0,04	0,05	0,05	0,04	38	137	101	0,16	0,12	0,12	0,10
1997	7	117	99	0,04	0,04	0,04	0,03	38	154	122	0,17	0,12	0,11	0,11
1998	7	203	158	0,08	0,07	0,05	0,05	38	341	326	0,43	0,36	0,13	0,11
1999	7	249	234	0,13	0,12	0,06	0,06	37	380	345	0,54	0,41	0,15	0,11
2000	7	204	191	0,08	0,05	0,04	0,04	38	312	274	0,41	0,34	0,13	0,12

Oplande med punktkilder (TYPE 4)							Oplande med dambrug (TYPE 5)							
Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.		Afstrømning			Transport		Vandførings- vægtet konc.		
n	gns.	median	gns.	median	gns.	median	n	gns.	median	gns.	median	gns.	median	
1989	76	205	183	0,94	0,58	0,67	0,30	13	431	431	0,76	0,68	0,18	0,16
1990	77	292	252	0,99	0,63	0,47	0,23	14	464	454	0,67	0,67	0,15	0,15
1991	77	279	260	0,87	0,54	0,39	0,20	14	420	403	0,57	0,50	0,14	0,13
1992	77	265	232	0,55	0,42	0,25	0,16	14	430	438	0,49	0,45	0,12	0,12
1993	77	315	294	0,56	0,51	0,20	0,16	14	443	445	0,50	0,48	0,12	0,11
1994	77	441	416	0,78	0,73	0,19	0,16	14	556	579	0,65	0,63	0,12	0,11
1995	77	340	305	0,54	0,47	0,17	0,14	14	510	501	0,51	0,45	0,10	0,10
1996	77	167	150	0,31	0,27	0,23	0,18	14	341	299	0,37	0,34	0,11	0,10
1997	77	178	169	0,28	0,25	0,19	0,15	14	345	289	0,35	0,32	0,10	0,09
1998	77	350	329	0,55	0,51	0,16	0,15	14	440	462	0,47	0,42	0,11	0,10
1999	77	391	369	0,63	0,60	0,17	0,15	14	511	533	0,57	0,56	0,11	0,11
2000	77	328	319	0,50	0,45	0,16	0,14	14	523	520	0,56	0,53	0,11	0,10

Bilag 5.2

Ændring i koncentrationen af total fosfor i vandløb i perioden 1989-99. I statistisk test er C/Q sammenhænge anvendt.



Bilag 7.1a

Forekomst og koncentrationer af pesticider i vandløb i landbrugsoplande – intensivt program. Medianværdien af detektionsgrænserne er angivet.

	Antal fund	Fundfrekvens	Maksimum koncentration	Median koncentration	Variationskoefficient (CV)	Detektionsgrænse
			10 ⁻⁶ g/l	10 ⁻⁶ g/l	%	10 ⁻⁶ g/l
Dichlorprop	2	3	0,050	0,031	90	0,01
MCPA	7	11	0,275	0,044	106	0,01
Mechlorprop	4	6	1,180	0,040	180	0,01
DNOC	9	14	0,350	0,030	129	0,01
Atrazin	3	5	0,330	0,020	152	0,01
Simazin	1	2	0,060	0,060		0,01
Aminomethylphosphorsyre (AMPA)	39	62	0,380	0,078	82	0,01
Bentazon	22	34	0,760	0,022	269	0,01
Bromoxynil	4	6	0,075	0,020	98	0,01
Chlorsulfuron	1	2	0,030	0,030		0,01
Cyanazin	2	3	0,250	0,139	114	0,01
Dalapon	1	2	0,180	0,180		0,01
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	42	66	0,070	0,030	49	0,01
Desethylatrazin	2	3	0,100	0,055	116	0,01
Desethylisopropylatrazin	7	11	0,030	0,021	21	0,01
Desethylterbuthylazin	11	17	0,033	0,017	43	0,01
Desisopropylatrazin	3	5	0,120	0,040	78	0,01
Diuron	11	17	0,070	0,015	76	0,01
Ethofumesat	2	3	0,033	0,025	42	0,01
Glyphosat	35	56	0,320	0,050	91	0,01
Hexazinon	2	3	0,024	0,017	58	0,01
Hydroxyatrazin	4	6	0,022	0,015	31	0,01
3-hydroxycarbofuran	2	3	0,018	0,015	23	0,01
Hydroxysimazin	1	3	0,018	0,018		0,01
loxynil	2	3	0,015	0,012	28	0,01
Isoproturon	16	25	1,900	0,110	178	0,01
Lenacil	1	2	0,020	0,020		0,01
Maleinhydrazid	1	2	0,010	0,010		0,01
Metamitron	3	5	0,280	0,035	127	0,01
4-nitrophenol	15	24	0,820	0,068	148	0,05
Pendimethalin	6	9	0,054	0,043	32	0,01
Pirimicarb	2	3	0,026	0,019	57	0,01
Terbuthylazin	18	28	0,625	0,027	189	0,01
Trichloreddikesyre (TCA)	5	21	0,066	0,062	55	0,01

Bilag 7.1b

Forekomst og koncentrationer af pesticider vandløb i landbrugsoplande – ekstensivt program. Medianværdien af detektionsgrænserne er angivet.

	Antal fund	Fund-frekvens	Maksimum koncentration	Median koncentration	Variationskoefficient (CV)	Detektionsgrænse
			10 ⁻⁶ g/l	10 ⁻⁶ g/l	%	10 ⁻⁶ g/l
Dichlorprop	10	9	1,200	0,065	168	0,01
MCPA	28	25	0,820	0,031	149	0,01
Mechlorprop	26	23	23,600	0,021	471	0,01
DNOC	17	15	0,200	0,025	108	0,01
Dinoseb	5	4	0,025	0,010	50	0,01
Atrazin	13	12	0,057	0,014	68	0,01
SIMAZIN	15	13	2,300	0,033	276	0,01
2,4_D	4	4	0,100	0,032	91	0,01
Aldrin	1	17	0,010	0,010		0,01
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	97	91	0,520	0,120	77	0,01
Bentazon	42	37	1,200	0,019	285	0,01
Bromoxynil	7	6	2,880	0,080	228	0,01
Chloridazon	2	2	0,760	0,385	138	0,01
Chlorsulfuron	2	2	0,030	0,029	2	0,01
Cyanazin	2	2	10,500	5,325	137	0,01
Dalapon	1	1	0,790	0,790		0,01
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	103	91	0,610	0,035	138	0,01
Desethylatrazin	5	4	0,030	0,014	51	0,01
Desethylisopropylatrazin	23	24	0,210	0,026	99	0,01
Desethylterbuthylazin	19	18	0,720	0,020	259	0,01
Desisopropylatrazin	16	14	0,260	0,029	134	0,01
Dichlobenil	3	3	0,120	0,020	113	0,01
Dimethoat	4	4	0,120	0,027	110	0,01
Diuron	33	29	0,360	0,038	118	0,01
Ethofumesat	7	6	0,920	0,110	125	0,01
Fenpropimorph	3	3	0,110	0,027	108	0,01
Glyphosat	94	88	1,400	0,089	132	0,01
Hexazinon	14	12	0,040	0,019	42	0,01
Hydroxyatrazin	16	14	0,020	0,011	29	0,01
3-hydroxycarbofuran	2	2	0,027	0,023	25	0,01
Hydroxysimazin	1	3	0,036	0,036		0,01
Ioxynil	9	8	0,440	0,047	155	0,01
Isoproturon	54	48	2,100	0,064	212	0,01
Metamitron	11	10	6,400	0,089	267	0,01
Metribuzin	1	1	0,049	0,049		0,01
Metsulfuron methyl	1	1	0,014	0,014		0,01
4-nitrophenol	12	11	1,300	0,085	166	0,05

Navn	Antal fund	Fund-frekvens	Maksimum koncentration	Median koncentration	Variationskoefficient (CV)	Detektionsgrænse
			10 ⁻⁶ g/l	10 ⁻⁶ g/l	%	10 ⁻⁶ g/l
Pendimethalin	15	13	0,580	0,036	164	0,01
Pirimicarb	5	5	0,042	0,026	59	0,01
Propiconazol	11	10	1,400	0,020	278	0,01
Terbuthylazin	40	35	1,260	0,029	265	0,01
Trichloreddikesyre (TCA)	22	76	0,270	0,042	101	0,01

Bilag 7.1c

Forekomst og koncentrationer af pesticider i store vandløb. Medianværdien af detektionsgrænserne er angivet.

	Antal fund	Fund-frekvens	Maksimum koncentration	Median koncentration	Variationskoefficient (CV)	Detektionsgrænse
			10 ⁻⁶ g/l	10 ⁻⁶ g/l	%	10 ⁻⁶ g/l
Dichlorprop	8	14	0,130	0,026	98	0,01
MCPA	12	20	0,170	0,018	126	0,01
Mechlorprop	12	20	2,700	0,022	282	0,01
DNOC	13	22	0,150	0,030	87	0,01
Atrazin	2	3	0,013	0,012	18	0,01
Simazin	11	19	0,041	0,013	59	0,01
2,4_d	3	5	0,840	0,024	160	0,01
Aminomethylphosphorsyre (ampa)	53	91	1,100	0,110	104	0,01
Azinphos-methyl	1	2	0,014	0,014		0,01
Bentazon	15	25	0,028	0,016	35	0,01
Cyanazin	1	2	0,050	0,050		0,01
Dalapon	2	3	0,036	0,026	54	0,01
2,6-dichlorbenzamid (bam)	54	92	0,180	0,047	70	0,01
Desethylatrazin	6	10	0,013	0,011	10	0,01
Desethylisopropylatrazin	5	11	0,033	0,024	39	0,01
Desethylterbutylazin	11	19	0,065	0,012	88	0,01
Desisopropylatrazin	1	2	0,230	0,230		0,01
Dichlobenil	1	2	0,020	0,020		0,01
Dimethoat	1	2	0,034	0,034		0,01
Diuron	22	37	0,073	0,021	63	0,01
Ethofumesat	1	2	0,021	0,021		0,01
Glyphosat	47	81	1,800	0,060	236	0,01
Hexazinon	3	5	0,016	0,013	15	0,01
Hydroxyatrazin	12	20	0,029	0,018	31	0,01
Hydroxysimazin	10	28	0,087	0,033	65	0,01
Isoproturon	24	41	0,130	0,020	96	0,01
Metabenzthiazuron	1	2	0,011	0,011		0,01
Metazachlor	1	2	0,044	0,044		0,01
4-nitrophenol	13	22	0,430	0,088	91	0,05
Pendimethalin	1	2	0,012	0,012		0,01
Terbutylazin	24	41	0,580	0,017	253	0,01
Trichloreddikesyre (tca)	25	76	1,600	0,069	183	0,01

Bilag 7.2

Pesticidforekomst og koncentrationsniveauer sammen med parametre der beskriver de målte vandløb, 20 landbrugsdominerede oplande. Baseflow indeks er defineret af *Gustard (1992)*. Beregning af sandprocent og dyrkningsgrad er beskrevet i *Windolf (1996)*.

Stations-nummer.	Antal prøver	Antal pesticider	Rangorden-1 (Alle pesticider)	Rangorden-2 (5 pesticider)	Topografisk opland (km ²)	Baseflow indeks	Sandprocent (%)	Dyrkningsgrad (%)
130011	14	8	10,3	9,7	11,4	0,80	95	83
160030	6	18	15,2	20,7	11,3	0,58	50	82
210072	5	14	12,1	8,1	3,9	0,60	73	86
210752	16	25	15,4	11,7	5,5	0,69	24	68
210759	6	20	15,2	18,1	10,6	0,66	57	81
210803	6	16	12,4	11,5	10,6	0,61	36	83
210872	6	18	13,3	17,1	22,0	0,64	11	84
220043	5	10	11,9	17,4	15,1	0,44	15	81
350011	6	17	13,5	9,4	6,6	0,83	95	77
360012	6	10	11,1	13,1	9,5	0,86	81	84
360030	6	20	13,4	11,9	3,7	0,68	35	.
380020	5	12	11,1	13,4	10,8	0,67	.	81
420012	9	1	8,7	4,7	7,8	0,86	79	85
450003	6	16	11,7	13,9	485,9	0,79	51	72
470001	6	20	13,5	15,2	57,8	0,74	54	65
470033	15	21	14,4	19,6	4,4	0,61	0	85
480011	6	7	10,9	12,9	8,9	0,70	100	65
520033	6	8	10,3	8,5	5,4	0,78	84	86
520199	6	14	13,7	15,8	27,0	0,59	4	76
570044	6	23	16,1	15,3	15,2	0,59	3	75
570063	6	21	15,4	16,7	12,3	0,80	3	75
580019	6	7	10,5	9,0	4,3	0,57	1	48
620014	10	16	12,3	7,6	9,9	0,75	1	60
620022	2	15	12,7	14,0	15,4	0,61	0	71
660014	6	19	12,4	9,7	41,9	0,70	19	79

Bilag 7.3

Danske (*Miljøstyrelsen, 1996*), norske (*Ludvigsen et al, 2001a; Ludvigsen et al 2001b*) og hollandske grænseværdier (*Crommentuijn et al, 1997*) for pesticider i overfladevand (mikrogram pr. liter). Antal og frekvens af overskridelser er som udgangspunkt beregnet i forhold til den danske kravværdi. Hvis der ikke er nogen dansk grænseværdi er den laveste af de 2 udenlandske anvendt.

	"Bekendtgørelse 921"	"Miljøfarlighetsgrænse"	"Maximum permissible concentration"	Antal overskridelser af grænseværdi	Frekvens af overskridelser
2,4-D	10	14	9,9		
Aldrin	0,01	-	-		
Atrazin	1	4,3	2,9		
Azinphos-ethyl	0,01	-	0,011		
Azinphos-methyl	0,01	0,01	0,012	1	100
Bentazon	-	540	64		
Chloridazon	-	-	73		
Chlorsulfuron	-	0,01	-	3	100
Cyanazin	-	-	0,19	2	40
DDT	0,002	0,004	-		
DNOC	-	-	21		
Dichlobenil	-	38	-		
Dichlorprop	-	0,019	40	12	60
Dichlorvos	0,001	-	0,0007		
Dieldrin	0,01	-	-		
Dimethoat	1	0,2	23		
Dinoseb	-	-	0,025	1	20
Diuron	-	-	0,43		
Endosulfan	0,001	0,003	-		
Endrin	0,005	-	-		
Esfenvalerat (Pyrethorid)	-	0,0005	-		
Fenitrothion	0,01	0,086	-		
Fenpropimorph	-	17	-		
Glyphosat	-	120	-		
Ioxynil	-	2,7	-		
Isoproturon	-	3	0,32	10	11
Lindan (HCH)	-	1,6	-		
MCPA	-	700	1,7		
Mechlorprop	-	-	3,9	1	2
Metabenzthiazuron	-	-	1,8		
Metamitron	-	11	10		
Metazachlor	-	-	34		
Metribuzin	-	2,2	-		
Metsulfuron methyl	-	0,04	-		
Mevinphos	0,01	-	0,0016		
Parathion-methyl	0,01	-	0,011		
Pirimicarb	-	0,14	0,09		
Propachlor	-	-	1,3		
Propiconazol	-	0,02	-	5	45
Simazin	1	4,2	0,14	1	4
Terbuthylazin	-	1,6	-		
Trifluralin	-	-	0,037		

Bilag 7.4

Forekomst og koncentrationer (mikrogram pr. liter) af 9 forskellige grupper miljøfremmede stoffer i store vandløb. Medianværdien af detektionsgrænserne er angivet. Desuden er danske kravværdier til overfladevand (Bekendtgørelse 921: *Miljøstyrelsen, 1996*) angivet i det omfang de eksisterer, og i givet fald antallet af overskridelser af disse.

Navn	Antal fund	Fund-frekvens	Maksimum koncentration	Median koncentration	Variationskoefficient (CV)	Detektionsgrænse	Bekendtgørelse 921	Antal overskridelser
<i>Aromatiske kulbrinter</i>								
Naphtalen	4	7	0,050	0,023	60	0,02	1	
<i>Phenoler</i>								
Nonylphenoler	3	5	0,100	0,095	7	0,05	1	
<i>Halogenerede alifatis??</i>								
CHLOROFORM	1	2	0,070	0,070		0,05	10	
TRICHLORETHYLEN	13	22	2,300	0,270	129	0,02	10	
<i>Halogenerede aromatiske kulbrinter</i>								
Hexachlorbenzen (HCB)	1	2	0,090	0,090		0,03	0,01	1
<i>Chlorphenoler</i>								
Pentachlorphenol (PCP)	1	2	0,570	0,570		0,02	1	
<i>Polyaromatiske kulbringer</i>								
Acenaphthen	1	2	0,014	0,014		0,01		
Anthracen	1	2	0,014	0,014		0,01	0,01	
Benz(a)anthranzen	1	2	0,046	0,046		0,01		
Benz(a)pyren	2	3	0,056	0,035	85	0,01		
Benz(e)pyren	3	5	0,055	0,018	74	0,01		
Benz(ghi)perylene	3	5	0,051	0,013	88	0,01		
Benzflouranthener (b+j+k)	1	2	0,110	0,110		0,01		
Chrysen	3	7	0,065	0,017	98	0,01		
Flouranthen	4	7	0,100	0,024	104	0,01		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1	2	0,051	0,051		0,01		
Perylen	1	2	0,018	0,018		0,01		
Phenanthren	2	3	0,045	0,033	51	0,01		
Pyren	5	8	0,093	0,020	109	0,01		
Benz(b)flouranthener	2	11	0,030	0,028	10	0,01		
<i>Blødgørere</i>								
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	5	8	1,500	0,670	68	0,50	0,1	5
<i>Anioniske detergenter</i>								
Lineære alkylbenzensulfonate	11	19	17,000	3,700	82	2,00		
<i>Ethere</i>								
Tert-butylmethylether (MTBE)	9	16	1,800	0,250	120	0,10		

Bilag 7.5

Transport af alle fundne miljøfremmede stoffer, beregnet som gennemsnit af døgntransporter (g pr døgn) på dage med koncentrationsmålinger. Døgntransporten er beregnet som døgntransporten af vand gange øjeblikks koncentrationen. Der er angivet et minimums estimat, hvor ikke målbare koncentrationer er sat til 0 og et maximums estimat hvor ikke målbare koncentrationer er sat til detektionsgrænsen.

Stationsnummer	450002		210467		250097		280001		530028	
	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.
<i>Pesticider</i>										
2,4_D	0,256	5,41	0	30,47	0	24,73	0	1,691	3,9241	4,2062
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	22,412	22,4	94,574	99,47	42,72	45,92	6,2408	6,241	2,5855	2,6464
3-hydroxycarbofuran	0	5,27	0	30,47	0	26,54	0	1,691	0	0,2795
4-nitrophenol	0,652	26,52	0	152,33	14,46	37,89	1,9366	8,207	4,538	4,6682
ATRAZIN	0,099	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,012	0,2538
Aldrin	0	5,27	0	37	0	24,73	0	1,691	0	0,1638
Aminomethylphosphonsyre (AMPA)	57,946	57,95	258,652	306,34	158,26	172,34	17,0973	17,097	6,7187	7,3278
Azinphos-ethyl	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,2259
Azinphos-methyl	0	5,27	0	80,49	0	27,42	0,0486	1,727	0	0,2382
Bentazon	7,271	7,77	3,53	32,23	2,16	24,73	0,0796	1,742	0	0,251
Bromoxynil	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,2697
Carbofuran	0	5,61	0	30,47	0	24,73	0	2,06	0	0,2602
Chloridazon	0	11,24	0	30,47	0	30,05	0	3,382	0	0,3895
Chlorsulfuron	0	5,27	0	31,53	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Cyanazin	0	5,27	24,468	50,04	0	23,29	0	1,691	0	0,251
DDE	0	5,27	.	.	0	24,73	0	1,691	0	0,251
DDE, o,p'	.	.	0	30,47
DDE, p,p'	.	.	0	28,13
DDT	0	5,27	.	.	0	24,73	0	1,691	0	0,251
DDT, o,p'	.	.	0	30,47
DDT, p,p'	.	.	0	158,21
DICHLORPROP	0,69	5,71	0	30,47	0	24,73	0,3627	1,771	0,2044	0,4186
DINOSEB	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
DNOC	1,68	7,84	0	30,47	0	24,73	0,5351	2,028	1,1254	1,643
Dalapon	0	5,69	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,0469	0,2734
Desethylatrazin	0,133	6,22	0	30,47	0	23,29	0	1,691	0,1401	0,2831
Desethylisopropylatrazin	0,56	11,37	3,883	35,84	.	.	0	3,728	0,0592	0,4146
Desethylterbutylazin	0,569	5,34	0	30,47	0	24,73	0,0278	1,728	0,325	0,4186
Desisopropylatrazin	0	6,78	32,624	61,67	0	27,17	0	1,783	0	0,3018
Dichlobenil	0	5,27	0	31,41	0	24,73	0	1,691	0,0415	0,2718
Dichlorvos	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,4608
Dieldrin	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,741	0	0,251
Dimethoat	0	5,27	0	30,47	0	24,62	0,8664	2,303	0	0,251

Stationsnummer	450002		210467		250097		280001		530028	
	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.
Diuron	1,683	6,93	17,234	35,8	2,81	24,73	0,1402	2,579	0,5072	0,6417
Endosulfan	0	5,42	.	.	0	30,57	0	1,716	0	0,3079
Endosulfan, alpha	.	.	0	30,47
Endosulfan, beta	.	.	0	30,47
Endosulfansulfat	.	.	0	30,47
Endrin	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Esfenvalerat (Pyrethorid)	0	8,05	0	344,87	.	.	0	2,704	0	0,4027
Ethofumesat	0	5,27	0	30,47	0	28,84	0	1,691	0,0194	0,2701
Ethylenthiourea (ETU)	0	5,41	0	32,34	0	24,73	0	1,748	0	0,2534
Fenitrothion	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,2548
Fenpropimorph	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Glyphosat	27,283	27,28	53,599	73,48	41,08	45,23	12,0808	12,081	9,8182	10,238
Hexazinon	0,354	9,33	0	30,47	0	24,73	0,0911	1,725	0	0,2575
Hydroxyatrazin	1,803	5,44	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,3178	0,4951
Hydroxysimazin	0	5,27	0,0347	1,691	0,5423	0,6446
Ioxynil	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,2525
Isodrin	0	5,27	0	46,42	0	24,73	0	1,691	0	0,1638
Isoproturon	17,708	18,35	29,523	41,98	16,26	35,99	7,7059	7,823	0,0326	0,2595
Lenacil	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,342
Lindan (HCH)	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
MCPA	1,196	5,8	0	29,69	1,55	25,17	0,922	2,527	0,1586	0,333
MECHLORPROP	0,154	5,3	0	30,47	0	24,73	0,0473	1,702	13,0908	13,1993
Malathion	0	5,27	0	28,13	0	24,73	0	1,691	0	0,3261
Maleinhydrazid	0	4,95	0	30,47	0	31,09	0	1,747	0	0,2637
Metabenzthiazuron	0,141	5,29	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,185
Metamitron	0	5,27	0	28,35	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Metaxuron	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,1638
Metazachlor	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,0407	0,3756
Metribuzin	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Metsulfuron methyl	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Mevinphos	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	2,603	0	0,1638
Parathion	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Parathion-methyl	0	5,27	0	30,47	0	34,98	0	1,691	0	0,3325
Pendimethalin	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0,0341	1,697	0	0,251
Pirimicarb	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Propachlor	0	5,27	0	25,52	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Propiconazol	0	9,33	0	30,47	0	30,62	0	1,814	0	0,3984
SIMAZIN	0,269	5,32	1,915	30,47	0	24,73	0,0676	1,528	0,4018	0,5
Terbuthylazin	5,539	8,53	0	30,47	0	24,73	1,3299	2,001	1,0802	1,1269
Trichloreddikesyre (TCA)	12,652	16,58	2,5421	3,47	4,7269	4,7269
Trifluralin	0	5,27	0	30,47	0	23,9	0	1,691	0	0,251
Aromatiske										

Stationsnummer	450002		210467		250097		280001		530028	
	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.
Naphtalen	4,217	8,37	0	30,47	3,89	49,23	0,1238	2,672	0,1038	4,3258
Phenoler										
Nonylphenol[NP1E0]	.	.	0	304,66
Nonylphenoler	0	26,98	0	287,3	0	247,27	0	8,932	0,7079	1,677
Nonylphenoethoxylater	0	52,73	.	.	0	247,27	0	16,912	0	2,5101
Halogenere										
1,2 dichlorethan	0	26,37	0	174,59	0	73,85	0	8,456	0	1,2018
1,2 dichlorpropan	0	26,37	0	152,33	0	116,22	0	8,456	0	1,2018
1,3 dichlorpropen	0	10,515	.	.
1,3 dichlorpropylen	0	26,37	0	152,33	0	123,08	.	.	0	1,2018
CHLOROFORM	0	26,37	0	152,33	0	49,23	0	8,456	0,5707	1,4181
TRICHLORETHYLEN	0	10,55	0	159,76	0	49,23	0,074	3,905	6,7334	6,7334
Hexachlorbenzen (HCB)	0	15,82	0	91,4	.	.	0	5,074	0,0636	1,3111
Chlorphenol										
Pentachlorphenol (PCP)	0	10,55	0	60,93	0	24,73	0	3,287	1,1317	1,9785
Polyaromat										
2-methylphenanthren	0	5,27	0	30,47	0	24,85	0	1,691	0	0,251
3,6-dimethylphenanthren	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,39	0	0,251
Acenaphthen	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,0278	0,2367
Anthracen	2,109	5,88	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,2925
Benz(a)anthranzen	6,928	10,7	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Benz(a)flouren	0	25,66
Benz(a)pyren	8,434	12,2	0	31,39	0	24,73	0	1,205	0,0034	0,252
Benz(b)flouranthener	.	.	0	33,06	0,1461	0,6045
Benz(e)pyren	8,284	12,05	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,0878	0,2897
Benz(ghi)perylen	7,681	11,45	0	29,31	0	24,73	0	1,691	0,0635	0,2655
Benzflouranthener (b+j+k)	16,568	20,33	0	37,62	0	24,73	0	1,691	.	.
Chrysen	9,79	13,56	0	32,55	.	.	0	1,691	0,0817	0,4118
Dibenz(a+h)anthrazen	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Dibenzothiophen	0	5,27	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,2583
Flouranthen	15,061	18,83	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0,1198	0,302
Flouren	0	5,27	0	30,47	0	25,77	0	1,691	0	0,2638
Indeno(1,2,3-cd)pyren	7,681	11,45	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Perylen	2,711	6,48	0	30,47	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Phenanthren	6,778	10,54	9,856	35,63	0	24,73	0	1,691	0	0,251
Pyren	14,007	17,77	0	30,47	0	24,73	0	1,596	0,1425	0,3152
Triphenylen	.	.	0	29,38	0	24,23
Blødgørere										
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	0	264,95	0	1523,31	226	1293,68	0	84,561	9,0371	14,6521
Anioniske										
Lineære alkylbenzen-sulfonate	257,216	1182,65	0	9139,89	1794,49	6307,44	81,0635	383,955	17,0282	94,2605
Ethere										
Tert-butylmethylether (MTBE)	1,459	52,87	448,083	692,66	0	828,49	0	16,912	5,7318	7,0652

Bilag 10

Tilførslen af kvælstof via vandløb og direkte udledninger og samlet til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 2000, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab samt den diffuse tilførsel (inkl. retention).

MARIN	Areal	Tilførsle via vandløb	Direkte udledninger	Samlet tilførsel	Retention i ferskvand	Diffuse kilder	Punktkild . ferskv.	Direkte punkt.	Oplands tab	Diffuse tilførsel inkl. ret.
	km ²	kg	kg	kg	kg	%	%	%	kg/ha	kg/ha
11	171	707859	278	708137	147105	98,7	1,3	0,0	41,4	49,3
12	1639	3284024	42055	3326079	136013	91,2	7,6	1,2	20,0	19,3
13	3485	6544167	21201	6565368	541665	92,5	7,2	0,3	18,8	18,9
14	268	213682	0	213682	23219	99,4	0,6	0,0	8,0	8,8
15	75	11082	0	11082	5967	100,0	0,0	0,0	1,3	2,0
16	5222	10508972	198809	10707781	263793	92,3	5,9	1,8	20,2	19,4
21	492	1107304	681	1107985	18036	97,9	2,1	0,1	22,5	22,4
22	567	1385792	45796	1431588	14154	93,7	3,1	3,2	24,4	23,9
23	39	288718	28075	316793	3415	50,7	40,6	8,8	74,0	41,6
30	138	238451	5803	244254	0	97,6	0,0	2,4	17,3	17,3
31	86	101606	16252	117858	1054	82,8	3,6	13,7	11,9	11,5
32	1952	2264445	64874	2329319	257124	90,3	7,2	2,5	11,6	12,0
33	42	52310	3535	55845	4810	93,3	0,8	5,8	12,5	13,6
34	725	896313	39000	935313	111556	93,3	3,0	3,7	12,4	13,5
35	3499	6026527	19673	6046200	1200894	93,3	6,4	0,3	17,2	19,3
36	743	1774294	55492	1829786	42961	94,9	2,2	3,0	23,9	23,9
37	7608	19323505	299587	19623092	1349881	96,0	2,6	1,4	25,7	26,8
38	522	1111962	15057	1127019	12767	97,3	1,4	1,3	21,3	21,3
39	537	1071116	270437	1341553	15709	79,2	0,8	19,9	19,9	20,0
40	131	406598	13610	420208	0	93,7	3,1	3,2	30,9	30,0
41	312	408881	3582	412463	246901	97,5	2,0	0,5	13,1	20,6
42	1191	2218212	167180	2385392	74928	85,3	7,9	6,8	18,6	17,6
43	777	1637350	71761	1709111	35873	93,7	2,2	4,1	21,1	21,1
44	657	1282049	71495	1353544	103633	85,8	9,3	4,9	19,5	19,0
45	60	70533	1097	71630	4782	98,5	0,1	1,4	11,8	12,6
51	1045	1912846	8093	1920939	63055	89,4	10,2	0,3	18,3	17,0
52	506	1098704	100837	1199541	33834	87,9	3,9	8,2	21,7	21,4
53	234	399682	6872	406554	33112	97,2	1,2	1,6	17,1	18,2
54	508	757430	38953	796383	62467	92,0	3,4	4,5	14,9	15,6
55	94	159534	2299	161833	37618	93,5	5,3	1,2	17,0	19,9
56	289	337630	34509	372139	18795	89,5	1,7	8,8	11,7	12,1
57	210	314016	21313	335329	10690	90,2	3,6	6,2	15,0	14,9
58	258	446022	49786	495808	29631	88,6	1,9	9,5	17,3	18,1
59	239	402270	31589	433859	19136	89,7	3,4	7,0	16,8	17,0
61	1213	1537197	81616	1618813	902495	92,8	4,0	3,2	12,7	19,3
62	2345	2746668	150283	2896951	1051674	91,7	4,5	3,8	11,7	15,4
63	281	326043	35673	361716	13318	86,3	4,2	9,5	11,6	11,5
64	455	760956	81431	842387	24964	88,9	1,7	9,4	17,1	17,4
65	436	854113	18556	872669	24061	97,1	0,8	2,1	19,6	20,0
66	289	661718	23570	685288	9919	95,1	1,5	3,4	22,9	22,9
67	398	491709	29357	521066	15417	91,5	3,0	5,5	12,4	12,3
71	994	1050427	308290	1358717	74893	73,1	5,4	21,5	10,6	10,5
72	467	210004	676973	886977	284396	34,4	7,8	57,8	4,6	8,9
73	248	188797	10418	199215	294151	93,7	4,2	2,1	7,6	18,6
81	40	80675	976	81651	5534	97,9	1,0	1,1	20,2	21,4
82	378	551938	9581	561519	11189	94,6	3,7	1,7	14,6	14,3
91	588	754877	45088	799965	0	93,5	0,9	5,6	12,8	12,7
92	106	122593	3788	126381	3265	94,2	2,8	2,9	11,6	11,5
93	512	689441	19730	709171	15337	93,3	4,0	2,7	13,5	13,2
Danmark	43070	79791042	3244998	83036040	7655191	91,7	4,7	3,6	18,6	19,4
Nordsøen	10860	21269790	308254	21578044	1117762	92,3	6,3	1,4	19,6	19,3
Skagerrak	1098	2781815	77222	2859037	35605	90,5	6,9	2,7	25,3	23,9
Kattegat	15852	32860527	789979	33650506	2996756	94,3	3,6	2,2	20,9	21,9
N. Bælthav	3128	6023623	375211	6398834	466117	88,8	5,7	5,5	19,3	19,5
Lillebælt	3383	5828131	341239	6169370	308338	89,5	5,3	5,3	17,2	17,1
Storebælt	5417	7378404	603973	7982377	2041848	90,6	3,4	6,0	13,6	16,8
Øresund	1709	1449228	995681	2444909	653440	61,7	6,1	32,1	8,5	11,3
S. Bælthav	418	632614	10557	643171	16723	95,0	3,4	1,6	15,1	15,0
Østersøen	1206	1566911	69006	1635917	18602	93,5	2,4	4,2	13,0	12,8
Danmark	43070	79791043	3571122	83362165	7655191	91,4	4,7	3,9	18,6	19,4

Belastningen fra havdambrug kendes kun på 1. ordens niveau og er derfor ikke medregnet under direkte udledninger for 2. ordens kystafsnit

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Overvågningssektionen
Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. 37 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 103 s., 80,00 kr.
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S (ed.) 110 pp. (electronic)
- Nr. 352: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Af Dahl, K. et al. 128 s., 140,00 kr.
- Nr. 353: Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Af Andersen, J.M. et al. 45 s., 50,00 kr.
- Nr. 354: Phthalates, Nonylphenols and LAS in Roskilde Wastewater Treatment Plant. Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. By Fauser, P. et al. 103 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 355: Veststadil Fjord før og efter vandstandshævning. Af Søndergaard, M. et al. 54 s. (elektronisk)
- Nr. 356: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. Af Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 46 s., 60,00 kr.
- Nr. 357: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report for 1999. By Kemp, K. & Palmgren, F. 74 pp. (electronic)
- Nr. 358: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark. Luftkvalitets- og sundhedsvurdering. Af Palmgren, F. et al. (Foreløbig elektronisk udgave)
- Nr. 359: Forekomst af "afvigende" isbjørne i Østgrønland. En interviewundersøgelse 1999. Af Dietz, R., Sonne-Hansen, C., Born, E.W., Sandell, H.T. & Sandell, B. 50 s., 65,00 kr.
- Nr. 360: Theoretical Evaluation of the Sediment/Water Exchange Description in Generic Compartment Models (Simple Box). By Sørensen, P.B., Fauser, P., Carlsen, L. & Vikelsøe, J. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 361: Modelling Analysis of Sewage Sludge Amended Soil. By Sørensen, P., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A.G. 38 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 362: Aquatic Environment 2000. Status and Trends – Technical Summary. By Svendsen, L.M. et al. 66 pp., 75,00 DDK.
- Nr. 363: Regulering på jagt af vandfugle i kystzonen. Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Af Bregnballe, T. et al. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 364: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2000/2001 i Danmark. Wing Survey from the 2000/2001 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 53 s., 45,00 kr.
- Nr. 365: Habitat and Species Covered by the EEC Habitats Directive. A Preliminary Assessment of Distribution and Conservation Status in Denmark. By Pihl, S. et al. 121 pp. (electronic)
- Nr. 366: On the Fate of Xenobiotics. The Roskilde Region as Case Story. By Carlsen, L. et al. (in press)
- Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al. 43 s., 60,00 kr.
- Nr. 368: The Ramsar Sites of Disko, West Greenland. A Survey in July 2001. By Egevang, C. & Boertmann, D. (in press)
- Nr. 369: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Af Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 105 s. (elektronisk).
- Nr. 370: Offshore Seabird Distributions during Summer and Autumn at West Greenland. Ship Based Surveys 1977 and 1992-2000. By Boertmann, D. & Mosbech, A. 57 pp. (electronic)
- Nr. 371: Control of Pesticides 2000. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK
- Nr. 372: Det lysåbne landskab. Af Ellemann, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. 110 s., 120,00 kr.
- Nr. 373: Analytical Chemical Control of Phthalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C. & Worsøe, I.M. (in press)
- Nr. 374: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 375: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Henriksen, P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 376: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 377: Søer 2000. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 378: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 379: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. (i trykken)
- Nr. 380: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Kronvang, B. (red.) (i trykken)
- Nr. 381: Satellitsporing af kongeederfugl i Vestgrønland. Identifikation af raste- og overvintringsområder. Af Mosbech, A., Merkel, F., Flagstad, A. & Grøndahl, L. (i trykken)