



VANDLØB 2009

NOVANA

Faglig rapport fra DMU nr. 804 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

VANDLØB 2009

NOVANA

Faglig rapport fra DMU nr. 804 2010

Peter Wiberg-Larsen¹
Jørgen Windolf¹
Annette Baattrup-Pedersen¹
Jens Bøgestrand¹
Niels Bering Ovesen¹
Søren Erik Larsen¹
Hans Thodsen¹
Annette Sode²
Esben Kristensen¹
Ane Kjeldgaard¹

¹ Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

² Roskilde Universitetscenter



Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 804
- Titel: Vandløb 2009
Undertitel: NOVANA
- Forfattere: Peter Wiberg-Larsen¹
Jørgen Windolf¹
Annette Baattrup-Pedersen¹
Jens Bøgestrand¹
Niels Bering Ovesen¹
Søren Erik Larsen¹
Hans Thodsen¹
Annette Sode²
Esben Kristensen¹
Brian Kronvang¹
Ane Kjeldgaard¹
- Institutioner, afdelinger: ¹Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
²Roskilde Universitetscenter
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: December 2010
Redaktion afsluttet: November 2010
Faglig kommentering: Miljøcentrene i Danmark, By- og Landskabsstyrelsen
- Finansiell støtte: Miljøministeriet
- Bedes citeret: Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baattrup-Pedersen, A., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. 2010: Vandløb 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 100 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 804 <http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Med dette års rapport er der gjort status for dele af vandløbsovervågningen under NOVANA 2004-2009, idet der dog for nogle områder er inddraget data fra tidligere overvågningsprogrammer. Der er herved specielt fokuseret på den økologiske (kapitel 3), fysiske (fokuskapitel) og kemiske tilstand i vandløbene (kapitel 4, 5 & 8). Desuden er der sat fokus på betydningen af de vandløbsnære arealer for vandløbenes økologiske tilstand (fokuskapitel). Endelig er udviklingen i tilførslerne af kvælstof og fosfor til de danske kystvande beskrevet og søgt perspektiveret (kapitel 6 & 7).
- Emneord: Vandløb, overvågning, NOVANA, økologisk tilstand, kvælstof, fosfor, havbelastning, fysisk indeks, ånære arealer
- Omslagsfoto: Vindinge Å ved Hudevad (Bjarne Andresen, Miljøcenter Odense)
- Layout: Anne-Dorthe Villumsen
Illustrationer: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- ISBN: 978-87-7073-202-4
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 100
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>
- Supplerende oplysninger: NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVANA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

1 Datagrundlag og databehandling 9

- 1.1 Om overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Sådan vurderes udvikling i indhold og transport af kvælstof og fosfor 10

2 Klima og afstrømning 12

- 2.1 Datagrundlag og metoder 12
- 2.2 Klima og ferskvandsafstrømning 12

3 Økologisk tilstand 16

- 3.1 Smådyr og Dansk vandløbsfauna Indeks 17
- 3.2 Økologisk tilstand på NOVANA stationerne: faunaklasse og smådyrsbiodiversitet 17
- 3.3 Er NOVANA stationerne repræsentative for danske vandløb? 24
- 3.4 Udvikling i økologisk tilstand og biodiversitet 27

4 Kvælstof i vandløb 29

- 4.1 Tilstanden i 2009 29
- 4.2 Udvikling siden 1989 30

5 Fosfor i vandløb 32

- 5.1 Tilstanden i 2009 32
- 5.2 Udviklingen siden 1989 33

6 Kvælstofbelastning af havet 35

- 6.1 Datagrundlag og metoder 35
- 6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2009 36
- 6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning 39
- 6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning 40
- 6.5 Kilder til transport af og tilbageholdelse af kvælstof 42
- 6.6 Kvælstofoverskud i dansk landbrug, samt udvaskning, retention og transport af kvælstof fra diffuse kilder 45

7 Fosforbelastning af havet 47

- 7.1 Datagrundlag og metode 47
- 7.2 Fosfortilførsel til havet 2009 47
- 7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990 – 2009 53
- 7.4 Hvor godt modelberegnes transporter og koncentrationer af fosfor? 54

8 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløbssediment 59

- 8.1 Undersøgelsens formål og gennemførelse 59
- 8.2 Forekomst af miljøfremmede stoffer og metaller 60
- 8.3 Miljømæssige effekter af de fundne stofkoncentrationer 63

Referencer 67

Fokus: Fysisk indeks 70

Introduktion 70

Opbygning af Dansk Fysisk Indeks 71

Datagrundlag 71

Varierer det fysiske indeks med årstid og geografi? 72

Betydning af vandløbsstørrelse, hældning og menneskeskabte påvirkninger 75

Relation til faunaklasse og biodiversitet 77

Betydning af delvariable 79

Bør det fysiske indeks forbedres? 80

Referencer 82

Fokus: Spiller de vandløbsnære arealer en rolle for den økologiske vandløbskvalitet? 85

Indledning 85

Metode 86

Resultater 88

Diskussion 93

Konklusion 95

Referencer 95

Bilag 1 98

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som fra 2004 afløste NOVA-2003, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I (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.

Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter såvel overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften som udvalgte påvirkninger, miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår Danmarks Miljøundersøgelser den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Miljøministeriet. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen, Miljøcenter Ringkøbing, mens fagdatacentre for ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper er placeret hos Danmarks Miljøundersøgelser.

Denne rapport er baseret på data indsamlet af de statslige miljøcentre under By- og Landskabsstyrelsen.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og Natur, 2009, som udgives af Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks og De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), og By- og Landskabsstyrelsen.

Sammenfatning

Med dette års rapport er der gjort status for dele af vandløbsovervågningen under NOVANA 2004-2009. Der er herved fokuseret på den økologiske (kapitel 3), fysiske (fokuskapitel) og kemiske tilstand i vandløbene (kapitel 4, 5 og 8). Desuden er der sat fokus på betydningen af de vandløbsnære arealer for vandløbenes økologiske tilstand (fokuskapitel). Endelig er udviklingen i tilførslerne af kvælstof og fosfor til de danske kystvande beskrevet og søgt perspektiveret (kapitel 6 & 7).

Den økologiske tilstand ved de 800 stationer, som indgår i programmets kontrolovervågning, er alene beskrevet på baggrund af smådyrsfaunaen, der er ét af tre af Vandrammedirektivets biologiske kvalitetselementer. Sammenligning med data fra den aktuelle vandplanlægning viser, at nettet af stationer ikke er helt repræsentativt for danske vandløb. Således er tilstanden – målt som faunaklasse - markant bedre ved NOVANA stationerne (faunaklasse ≥ 5 ved 56 % af disse) end for de ca. 15.000 stationer, som er benyttet i den aktuelle vandplanlægning, og som er nærmere ved at være repræsentative for tilstanden i danske vandløb. Forklaringen er primært, at små vandløb, som udgør ca. 2/3 af danske vandløb, og som har en væsentlig dårligere tilstand end de mellemstore og større vandløb, er væsentlig underrepræsenteret i NOVANA nettet. Det betyder, at heller ikke den delmængde af NOVANA stationerne, for hvilke der foreligger årlige undersøgelser siden 1994, er repræsentativ. For disse har der været en positiv udvikling i faunaklassen, hvor antallet af stationer med faunaklasse ≥ 5 er forøget markant fra 42 til 55 %. Regionale data fra før amternes nedlæggelse tyder imidlertid på, at den positive tendens er reel for danske vandløb. Regionalt er tilstanden ved NOVANA stationerne bedst i Jylland, på Fyn og Bornholm (faunaklasse ≥ 5 ved 56-72 % af stationerne), og dårligst på Lolland/Falster (7 % med faunaklasse ≥ 5). Der blev fundet en god sammenhæng mellem faunaklassen og den på forhånd vurderede type af påvirkning (fysisk regulering, mere eller mindre intensiv landbrugsdrift, spildevand, natur). Således var tilstanden bedst i "referencevandløb" og vandløb med ekstensiv landbrugsmæssig udnyttelse på de vandløbsnære arealer, mens der var marginal forskel på stationer, som var væsentlig påvirket af hhv. landbrugsdrift og spildevand fra offentlige rensesanlæg/dambrug eller spredt bebyggelse.

Der er også foretaget analyser af biodiversiteten hos smådyr. Denne målt som antal arter/slægter/familier (taxa) øgedes generelt med stigende vandløbsstørrelse. Men der var også generelle regionale forskelle i antallet af disse taxa: Der var flest i de jyske og fynske vandløb, markant færrest på Lolland/Falster. Også de sjællandske og bornholmske vandløb er relativt fattige på taxa. Forklaringen er primært forskelle i lokale miljøforhold. For de såkaldte EPT taxa (dvs. antallet af arter/slægter af døgnfluer, slørvinger og vårfluer) blev der fundet stort samme regionale forskelle og relationer til belastningstypen som for faunaklassen. Det viser, at antallet af EPT taxa udmærket kan anvendes som mål for den økologiske kvalitet.

I forbindelse med NOVANA programmet er der indført et mål for vandløbenes fysiske kvalitet. Dette mål, dansk Fysisk Indeks, er tænkt som en

støtte ved vurderingen af biologiske forhold, bl.a. i forbindelse med den aktuelle vandplanlægning. I rapporten er søgt analyseret, hvordan indekset virker i praksis. Der blev fundet markante forskelle, når der blev sammenlignet mellem vandløb hhv. vest og øst for israndslinjen. Indekset scorede klart lavest i de vestjyske vandløb, og det var sværere at opnå høje værdier i disse. Forskellen gælder især de små, men også de mellemstore vandløb. Analyserne tyder videre på, at forskellene skyldes naturgivne forskelle: de vestjyske vandløb har simpelthen mindre forekomst af positive parametre som sten og grus. Indeksværdierne var afhængige af såvel vandløbenes størrelse, hældning og menneskeskabte påvirkninger – også når der blev sondret mellem vestlige og østlige vandløb. Indekset scorede højere med stigende vandløbsstørrelse og stigende fald, men kunne for små, mellemstore og store vandløb score relativt høje værdier ved fald $< 0,5$ ‰. Vandløb med sådant "ringe" fald kan derfor ikke uden videre afskrives som "håbløse tilfælde", som det fx ikke er muligt at restaurere. Indekset afspejlede desuden udmærket de fysiske karakteristika ved forskellige typer af menneskeskabte påvirkninger, ligesom der var en positiv sammenhæng med hhv. faunaklassen og antallet af EPT taxa. Samlet set fungerer indekset således udmærket, men det har nogle oplagte mangler. Først og fremmest mangler der en tilknytning til referencetilstanden for de forskellige typer af vandløb såvel vest som øst for israndslinjen. Der er således forskelle i de naturgivne forhold, som indekset ikke tager højde for. Det betyder også, at der på det foreliggende datagrundlag ikke kan fastsættes sikre grænser mellem Vandrammedirektivets 5 tilstandsklasser. Derudover er der bl.a. behov for revurdering af flere af indeksets parametre.

Ud fra data fra en delmængde af NOVANA stationerne er der desuden foretaget en analyse af betydningen af vegetationen på de vandløbsnære arealer for de biologiske forhold i selve vandløbene. Der var klare tegn på, at antallet af amfibisk voksende planter (dvs. planter der kan vokse både i eller over for vand), antallet af EPT taxa individer, faunaklassen og tætheden af ørredyngel øgedes, når der forekom naturnær plantevækst på de vandløbsnære arealer. Og effekten var ikke bare indirekte via bedre fysiske forhold i selve vandløbene. Der var også en direkte effekt, som formodentlig skyldes favorable forhold for de amfibiske planter (egnede voksesteder i tilstødende rigkær og våde enge) og voksne, landlevende stadier af døgnfluer, slørvinger og vårfluer (føde, skjul, gunstigt mikroklima, sværmesteder). Resultaterne peger på, at det er nødvendigt at fokusere på kvaliteten af de vandløbsnære arealer i forbindelse med forvaltning af vores vandløb.

Indholdet af kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet siden 1989. Reduceret udvaskning fra de dyrkede arealer har hovedansvaret for, at kvælstofindholdet i gennemsnit er reduceret med ca. 37 %, mens reduktionen for fosfors vedkommende på ca. 34 % skyldes forbedret spildevandsrensning i byområder og for virksomheder. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor er dog stadig henholdsvis 4-5 gange og 2-3 gange så høje som de, man finder i upåvirkede naturvandløb, målt som gennemsnit for hele landet.

Der blev fundet lignende reduktioner i den samlede tilførsel fra land af kvælstof og fosfor til de danske kystvande for perioden 1990-2009. Reduktionen i kvælstof-, og især fosforudledningen, er dog endnu større, henholdsvis 47 og 65 % beregnet for den vandføringsvægtede koncentra-

tion. Udledningen fra land blev for 2009 beregnet til hhv. ca. 49 000 tons kvælstof og ca. 2100 tons fosfor. Den relative usikkerhed på de beregnede udledninger er beregnet til ca. 20 % for kvælstof og ca. 40 % for fosfor.

Til opgørelsen af afstrømningen til kystvandene er anvendt modellering for de såkaldt umålte oplande (dvs. oplande uden målestationer for stoftransport). Modellen blev ved forrige rapportering testet for kvælstof på det målte opland (dvs. hvor der findes målestationer) – og i denne rapport for fosfor. Modellen har for så vidt vist sig lovende for begge stoffer, men overestimerer afstrømningen. Det er især tilfældet i Jylland vest for israndslinjen, hvor de hydrologiske forhold afviger betydeligt fra de, som findes i resten af Danmark. Der er derfor behov for at udvikle og forbedre modellen.

Der blev i 2009 foretaget en undersøgelse af overfladesedimentet i 21 udvalgte vandløb for indhold af 50 miljøfremmede stoffer (insekticider, PAH-forbindelser, phthalater, phenoler og klorerede kulbrinter) og 8 tungmetaller. De undersøgte vandløb blev udvalgt, således at de enten var påvirket af landbrugsdrift/spredt bebyggelse eller af byspildevand. Samtlige tungmetaller og 28 miljøfremmede stoffer blev fundet i mindst halvdelen af vandløbene, resten kun sporadisk eller slet ikke. De fleste miljøfremmede stoffer, kviksølv, bly og zink stammede fra spildevand, mens cadmium og nikkel formodentlig skyldes brug af handelsgødning. De fundne indhold af miljøfremmede stoffer og kviksølv var generelt mindre, end hvad der er fundet i søsediment under NOVANA-programmet. For de øvrige tungmetaller var indholdet af samme størrelse. Kun arsen, nikkel, zink og bisphenol A overskred grænseværdierne for, hvornår der kan forventes biologiske effekter, men for den sidstnævnte var der kun tale om én meget spildevandsbelastet lokalitet. De fundne stoffer synes derfor ikke at udgøre et væsentligt miljømæssigt problem i de undersøgte vandløb.

1 Datagrundlag og databehandling

Peter Wiberg-Larsen & Jens Bøgestrand

1.1 Om overvågningsprogrammet

Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA) har haft til formål at følge effekten af de tiltag, der er blevet vedtaget under de forskellige vandmiljøplaner. Derudover skulle det tilgodese en række andre behov, herunder forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer. Data har desuden dannet grundlag for en indberetning til EU om miljøtilstanden eller den økologiske tilstand i danske vandområder som helhed.

For vandløbenes vedkommende er der foretaget to typer overvågning og undersøgelser: (a) Overvågning af den økologiske, fysiske og kemiske tilstand og (b) målinger af transport af vand og forskellige stoffer til søer og marine områder.

Den økologiske overvågning er udført på 800 stationer (det ekstensive program) for at vurdere den økologiske tilstand ikke blot i selve vandløbene, men også på de ånære arealer. I selve vandløbene er der foretaget undersøgelser af biologiske kvalitetselementer som makrofytter (bl.a. vandplanter), makroinvertebrater (smådyr) og fisk, suppleret med undersøgelser af vandløbenes fysiske og vandkemiske forhold, ligesom der er foretaget planteundersøgelser på brinker og ånære arealer. Sidst nævnte ophørte dog i 2007, således at der ikke er indsamlet data fra samtlige 800 stationer. Der er også indsamlet oplysninger om menneskeskabte påvirkninger af vandløbene (fx om udnyttelsen af de ånære omgivelser og oplandet til vandløbsstationerne) for at belyse sammenhængen mellem disse faktorer og den økologiske tilstand. Undersøgelserne er generelt foretaget i en 3- eller 6-årig cyklus, men ved 250 af vandløbsstationerne er der foretaget årlige undersøgelser af smådyrsfaunaen.

Kun en del af det meget store datamateriale fra den økologiske overvågning i perioden 2004-2009 er bearbejdet og præsenteret i denne rapport, hhv. i kapitel 3 og fokuskapitlerne. Det er tanken at bearbejde og præsentere dele af de øvrige indsamlede data i kommende års rapporter.

På yderligere 50 lokaliteter i 12 større vandløbssystemer (det intensive program) er foretaget en lignende men mere detaljeret økologisk overvågning med årlige undersøgelser af de fleste parametre. Formålet er bedre at belyse betydningen af forskellige miljøfaktorer, tidlig udvikling og mulige interaktioner mellem de øvre og nedre dele af vandløbene.

Undersøgelserne i NOVANA-programmet af transporten af vand og stof har omfattet målinger ved 223 stationer. Måleprogrammet har således omfattet vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof har været vigtige elementer, men der har også indgået målinger af pH, vandtemperatur og andre fysiske parametre. Desuden er der tilvejebragt en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m. Under-

søgelse er foretaget efter samme principper hvert år, dvs. med et forud fastsat antal årlige målinger for at sikre en så præcis bestemmelse af den meget varierende vand- og stoftransport som økonomisk og praktisk muligt.

Endelig er der i 2009 gennemført en supplerende undersøgelse af indholdet af tungmetaller og udvalgte miljøfremmede stoffer i vandløbs sediment. Resultaterne fra denne delundersøgelse er præsenteret i kapitel 8.

Samtlige data i NOVANA er indsamlet/tilvejebragt af medarbejdere i de tidligere amter (frem til og med 2006), de nuværende statslige miljøcentre, samt af en række konsulentfirmaer på vegne af amter/miljøcentrene.

Indsamlingen/tilvejebringelsen af data har bygget på tekniske anvisninger for hhv. det vandløbsøkologiske program (seneste udgave, se Pedersen m.fl. 2007) og stoftransport (DMU 2003, 2004). Derudover er den ovenfor nævnte undersøgelse af vandløbs sediment udført efter en vejledning udarbejdet specielt til lejligheden af DMU. Der henvises til kapitel 8.

I perioden 2007-2009 er der i et parallelt program (DEVANO) gennemført en række undersøgelser af hhv. smådyrsfaunaen og fiskebestandene ved et antal vandløbsstationer udvalgt af miljøcentrene efter regionale behov (primært til understøttelse af vandplanlægningen). Data fra disse undersøgelser er **ikke** søgt inddraget i denne rapport, fordi disse data primært er indsamlet med henblik på forvaltningsmæssigt at understøtte den statslige vandplanlægning.

1.2 Sådan vurderes udvikling i indhold og transport af kvælstof og fosfor

Gennem alle årene i overvågningsperioden har der været anvendt nogle gennemgående principper for databehandling, analyse og præsentation i forbindelse med undersøgelserne af vand- og stoftransport.

Hvis intet andet er nævnt, er der anvendt tidsvægtede gennemsnit 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 er beregnet ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

I mange af rapportens analyser er stoftransportstationerne grupperet på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet, dvs. i såkaldte typeoplande (tabel 1.1) – se kapitel 4 og 5. Det skal dog bemærkes, at en del vandløb har skiftet oplandstype siden overvågningsprogrammets start, fx på grund af reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug. Kriterierne for klassifikationen af 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 i kemisk vandkvalitet og stoftransport er vurderet 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 er anvendt en typeinddeling fra 1991. Enkelte vandløbsstationer er udeladt, hvis der er en nærliggende station i det samme vandløb, ligesom afløb fra søer ikke er anvendt. Udviklingen i koncentrationen af N og P er testet statistisk med en non-parametrisk metode, som søger at eliminere år-til-år variationer, der skyldes forskelle i afstrømning (Larsen, 1999). Resultaterne af testen er desuden brugt til at beregne estimater af koncentration og stoftransport, som derved er korrigeret for vandføring/afstrømning.

Tabel 1.1 Stationstyper i vandløb baseret på en inddeling efter typeopland. I de anvendte kriterier for denne inddeling er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Angivet antal stationer fordelt på oplandstyper, der er anvendt i tidsserie-analyse (1989-2009) og aktuelt 2009. Oplandstyper for tidsserie-analyser opgjort efter situationen i 1991.

Oplandstype	Type nr.	1989-2009 tidsserie-analyser	2009 aktuel status
Naturoplande *	1	5	9
Vandløb i dyrkede oplande (P) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha	2	30	77
Vandløb i dyrkede oplande (N) dyrkningsgrad > 15 % bebyggelse < 50 % punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha	3	52	99
Vandløb med punktkilder punktkildebidrag > 0,5 kg N/ha	4	70	46
Vandløb med dambrugsudledninger P fra dambrug > 30 % af total transport > 40 % af punktkildebidrag	5	14	7
Vandløb i bebyggede områder > 50 % bebyggelse	6	4	3

*undersøges kun hvert tredje år (2005, 2008, etc.) siden 2003

Ca. 120 vandløbsstationer, som er søgt placeret så tæt på vandløbenes udmunding i havet som muligt, er anvendt ved beregning af tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet. Oplandet til disse stationer dækker ca. halvdelen af Danmarks areal. Vand- og stoftilførslen fra den resterende del af landets areal (det umålte opland) er modelleret som beskrevet i Bøgestrand (2009).

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette er gjort 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 det diffuse bidrag fra det åbne land som differencen mellem punktkildebidraget og den samlede transport.

2 Klima og afstrømning

Jørgen Windolf og Niels Bering Ovesen

De klimatiske forhold og variationerne heri har stor betydning for vandmiljøet. I nedbørsrige år er vandafstrømningen i vandløbene således typisk større end i mere 'tørre' år. Og med øget vandafstrømning vil der også følge en større tilførsel af fosfor og kvælstof fra dyrkede og udyrkede arealer ud i vandløbene end i mere 'tørre' år. Et nedbørsrigt år giver derfor større risiko for algeopblomstringer og iltsvind i søer, fjorde og øvrige marine områder end i år med mindre nedbør og mindre ferskvandsafstrømning.

Tilførslen af kvælstof og fosfor til vandområderne vil også variere hen over året som følge af variationer i de klimatiske forhold. Ud over variationer i nedbøren kan variationer i temperaturen også have betydning for mængden af kvælstof, der udvaskes til vandmiljøet.

Klimaet i de enkelte år skal derfor tages i betragtning, når man vurderer variationen og udviklingen i tilførslen af næringsstofferne fosfor og kvælstof til det danske vandmiljø.

2.1 Datagrundlag og metoder

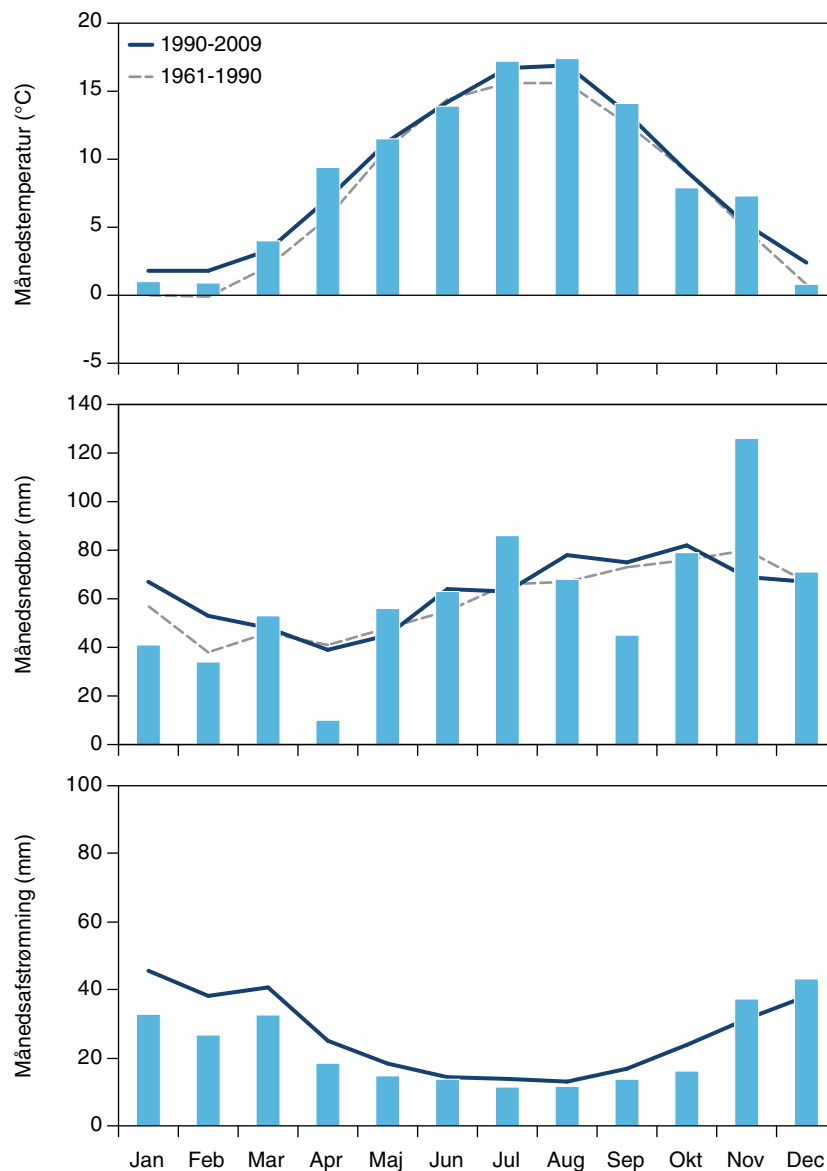
Data om temperatur og nedbør er tilvejebragt via DMI's GRID-data (<http://novana.dmi.dk/novana/>). Månedsnedbøren og temperaturdata er således baseret på data fra kvadrater på henholdsvis 10*10 km og 20*20 km, de såkaldte Grid værdier. Grid er 'klippet' med kystlinjen og nationale data for nedbør og temperatur, og derefter beregnet for arealet indenfor kystlinjen. Det bemærkes, at de anvendte nedbørs-værdier ikke er korrigeret for faktorer, som har indflydelse på de faktiske værdier. Disse faktorer er højde over terrænet, vind og wetting (vanddråber der afsættes på regnmålerens sider, hvorfra de fordamper uden at blive registreret). Månedssdata for temperatur og nedbør anvendes i de modeller for næringsstofftab (N og P), der bruges ved beregninger af den diffuse næringsstoftransport i umålte oplande (kapitel 6 og 7).

Ferskvandsafstrømningen er beregnet på baggrund af det datagrundlag og med den metode, der er beskrevet i Windolf m.fl. (2009). I beregningerne (1990-2009) indgår måledata fra i alt 179 vandføringsmålestationer, der samlet dækker 57 % af landets areal. Der er dog ikke måledata fra alle stationer i alle år. For 2009 har der således 'kun' været måledata fra 120 af de 179 stationer. Det samlede oplandsareal til disse 120 stationer er 21.700 km², svarende til ca. 50 % af landets areal.

2.2 Klima og ferskvandsafstrømning

Vejret i 2009 var som helhed betydeligt varmere end normalen for perioden 1961-1990, (figur 2.3). Specielt varmere end normalt var månederne april og november (figur 2.1).

Figur 2.1. Månedsværdier for temperatur, nedbør og ferskvandsafstrømning i 2009 samt gennemsnit for perioden 1961-1990 og 1990-2009.



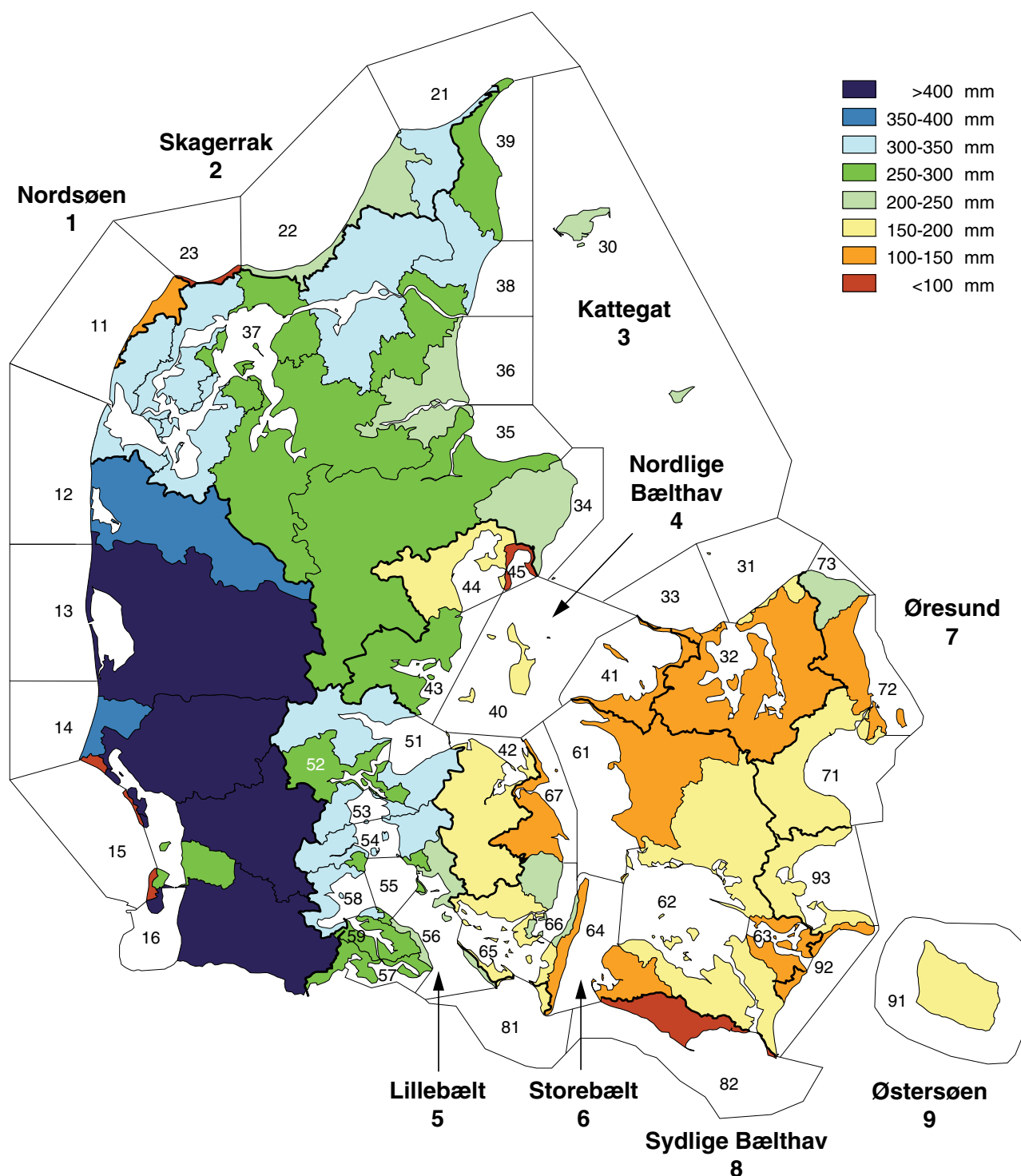
Også i forhold til gennemsnittet for perioden 1990-2009 var disse måneder relativt varme. Gennemsnitstemperaturen var i 2009 8,8°C og dermed godt en grad varmere end normalen for perioden 1961-1990. Gennemsnitstemperaturen i 2009 var dog kun en anelse højere end gennemsnittet for perioden med det Nationale Overvågningsprogram af Vandmiljøet (1990-2009).

Nedbøren i 2009 var for hele landet 732 mm og dermed lidt mindre end gennemsnittet for 1990-2009 (750 mm) men lidt højere end gennemsnittet på 714 mm for normalperioden 1961-1990 (figur 2.3). Nedbøren i november 2009 var specielt stor (figur 2.1). Det bemærkes også, at nedbøren i årets første måneder var noget mindre end gennemsnittet for såvel 1961-1990 som 1990-2009.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande i 2009 er opgjort til 11.800 millioner m³ svarende til en arealspecifik afstrømning på 272 mm. Afstrømningen var dermed hele 22 % mindre end i det foregående år. Ferskvandsafstrømningen i 2009 var også 15 % mindre end gennemsnittet for 1990-2009 (319 mm), (figur 2.3).

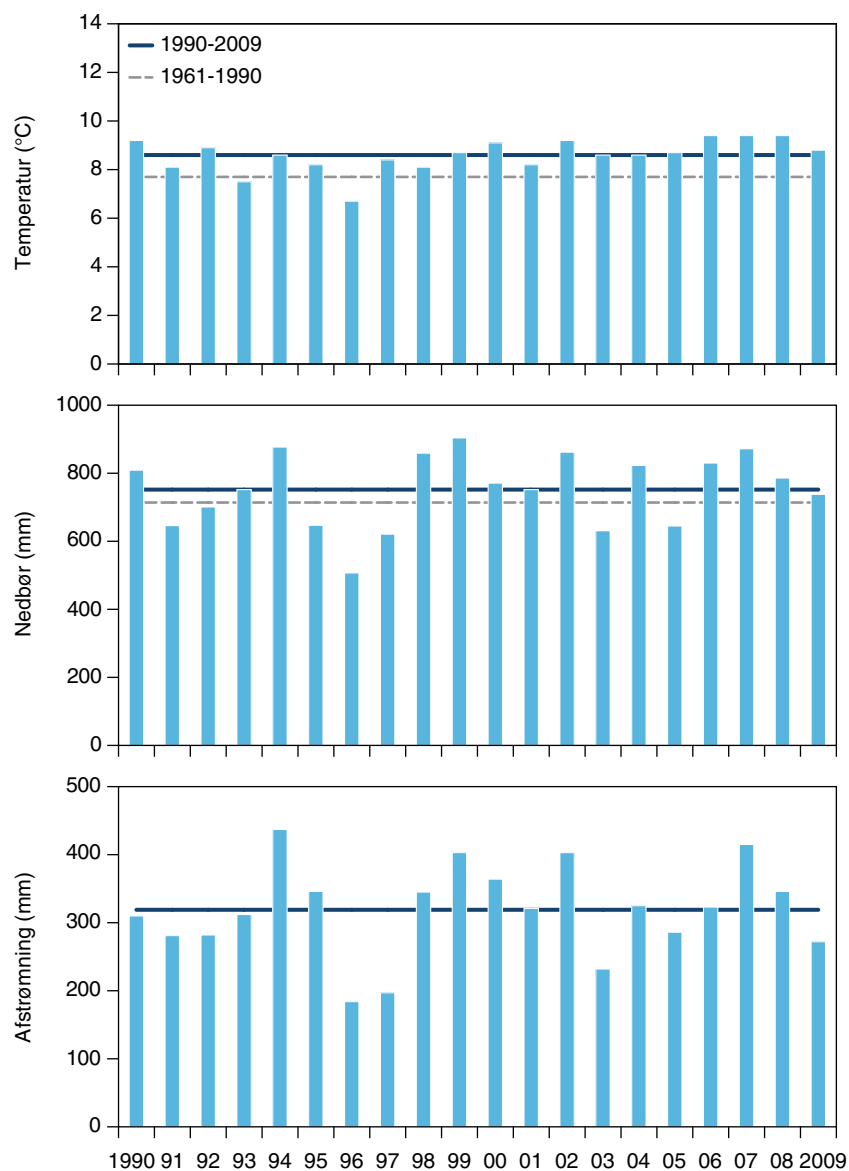
Fra januar til og med oktober var ferskvandsafstrømningen meget mindre end gennemsnittet for 1990-2009, (figur 2.1). Den megen nedbør i november medførte dog, at ferskvandsafstrømningen i resten af året blev lidt højere end normalt.

Afstrømningsforholdene udviser normalt, ligesom nedbøren, en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2009 (figur 2.2). I oplandene til Nordsøen, Skagerrak og Kattegat var afstrømningen i 2009 således på 250-400 mm, mens afstrømningen i det østlige Danmark typisk 'kun' var omkring 100-200 mm. Dog var afstrømningen til Lillebælt på 300 mm.



Figur 2.2. Ferskvandsafstrømningen (i mm) til marine kystafsnit i 2009.

Figur 2.3. Årsværdier for temperatur, nedbør og ferskvandsafstrømning for Danmark 1990-2009. Desuden er vist gennemsnit for perioderne 1961-1990 og 1990-2009 indlagt (undtagen for ferskvandsafstrømningen).



I forhold til den gennemsnitlige afstrømning i perioden 1990-2009 år var afstrømningen til Nordsøen, Skagerrak og Kattegat omkring 10 % mindre i 2009. I øvrige områder var afstrømningen endnu mindre end gennemsnittet.

I Bilag 1 er der for hvert af de 58 2.-3. ordens kystafsnit og landet som helhed angivet den månedlige vandafstrømning i 2009, samt anført hvor stor en andel af afstrømningsoplandet, der er dækket af målestationer

3 Økologisk tilstand

Peter Wiberg-Larsen

Som omtalt i indledningen (Kapitel 1) er et vigtigt formål med NOVANA at kunne give en oversigt over den generelle økologiske tilstand i danske vandløb. Derudover er det et vigtigt formål også at kunne beskrive udviklingen i denne tilstand. I den forbindelse er det vigtigt at kunne klarlægge betydningen af forskellige påvirkninger, samt effekten af indgreb over for disse.

Vandløbenes økologiske tilstand eller kvalitet bedømmes ifølge Vandrammedirektivet primært på baggrund af såkaldte biologiske kvalitetselementer. Der er tale om planteplankton (fytoplankton), vandplanter (makrofytter) og bundlevende alger, smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Inden for hvert af disse kvalitetselementer skal der således findes indikatorer, som kan beskrive den økologiske tilstand og afspejle omfanget af menneskeskabte påvirkninger. Baggrunden for at anvende flere forskellige kvalitetselementer er at opnå en optimal beskrivelse af påvirkningerne, idet en bestemt organismegruppe kan være særlig egnet til at afspejle bestemte påvirkninger. Når der opstilles en given indikator, skal der tages hensyn til hvilken type vandløb, der er tale om. Derudover skal det fastlægges, hvordan referencetilstanden i den pågældende vandløbstype er. Med referencetilstanden forstås den tilstand, der findes, når et vandløb er helt eller kun meget svagt påvirket af menneskeskabte påvirkninger. Mens adskillige lande i EU anvender flere kvalitetselementer, og inden for hvert af disse én til flere indikatorer, anvendes der i Danmark kun smådyr. Desuden anvendes der kun ét indeks for smådyr, Dansk Vandløbsfauna Indeks, som i sin første version blev opstillet i 1980. Dette indeks er således indført før Vandrammedirektivet, men er blevet interkalibreret med andre europæiske makroinvertebrat indices og er altså Danmarks indtil videre eneste mål for den økologiske tilstand.

Der er planlagt udviklet et dansk makrofytindeks, mens der så vidt vides ikke fra Miljøministeriets side er aktuelle planer om udvikling af tilsvarende indices for hverken fytoplankton, bundlevende alger eller fisk. Blandt de sidstnævnte er fytoplankton ikke relevant som kvalitetselement i danske vandløb, alene på grund af deres ringe størrelse. Fytoplankton er således bedst egnet til større floder, hvor der kan udvikles egentlige samfund af sådanne planktonalger.

I NOVANA programmets vandløbsøkologiske del er der foretaget undersøgelser af kvalitetselementerne vandplanter, smådyr og fisk. Desuden er der målt en række andre parametre til karakterisering af den fysiske og kemiske tilstand, ligesom der er indsamlet oplysninger om forholdene i oplandet til de enkelte målestationer, samt om karakteren af de vandløbsnære omgivelser. I alt er der undersøgt 850 stationer igennem den 6-årige periode, som programmet har forløbet over. Disse stationer er udvalgt, så de giver en god geografisk dækning og samtidig dækker vandløb med forskellig grad af menneskeskabte påvirkninger.

I dette kapitel behandles alene data for smådyr.

3.1 Smådyr og Dansk vandløbsfauna Indeks

Dette indeks er indført som officiel dansk metode i 1998 (Miljøstyrelsen 1998), idet den dog har været under udvikling siden 1980. Metoden forudsætter en standardiseret prøvetagning og -bearbejdning. Metoden har været anvendt på et varierende antal vandløbslokaliteter i forbindelse med nationale overvågningsprogrammer siden 1989, men har også været anvendt i forbindelse med dele af amternes regionale vandløbstilsyn. Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI) inddeler ud fra sammensætningen af smådyr tilstanden i syv såkaldte faunaklasser. Både bestemte indikatorarter og diversiteten har betydning ved beregning af faunaklassen. Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede/næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 betegner den dårligste tilstand.

En lav faunaklasse (fx 1, 2 eller 3) findes typisk i vandløb med meget dårlige iltforhold på grund af forurening med let omsætteligt organisk stof. Det organiske stof stammer primært fra udledning af spildevand fra kommunale renseanlæg, enkeltliggende ejendomme i det åbne land, dambrug eller i visse tilfælde ulovlige udledninger af gylle eller ensilagesaft fra landbruget. Der kan også forekomme en lav faunaklasse-værdi (fx 3) i vandløb med dårlige fysiske forhold, for eksempel vandløb, der er udrettede og uddybede, eller vedligeholdes hårdt med opgravning og grødeskæring. Modsat vil et naturligt bugtet vandløb, som får lov at passe sig selv, og som samtidig er uden belastning med organisk stof, ofte have en høj faunaklasse (5, 6 eller 7).

En stor del af de danske vandløb er medtaget i de regionplaner, som de nu nedlagte amter udarbejdede. Heri var der fastsat mål for den ønskede tilstand (herunder en bestemt faunaklasse). Regionplanernes mål vil dog ikke længere være aktuelle, når de såkaldte første generations vandplaner foreligger. Disse planer, som udarbejdes af de statslige miljøcentre under Miljøministeriet, og som er en del af implementeringen af EU's Vandrammedirektiv, vil konkret fastsætte mål baseret på faunaklassen for ca. 15.000 delstrækninger svarende til ca. 27.000 km vandløb. Det generelle mål er faunaklasse 5, men en række delstrækninger vil som mål få tildelt enten en højere eller lavere faunaklasse. Det skal dog samtidig præciseres, at der ud over de omtalte ca. 27.000 km vandløb er yderligere ca. 10.000 km vandløb, som ikke bliver medtaget i første generations vandplaner pga. manglende eller utilstrækkelige oplysninger om deres tilstand.

Der er ikke i denne rapport foretaget en vurdering af målopfyldelsen for de vandløbsstationer, som indgår i NOVANA, hverken i forhold til regionplanerne eller vandplanerne. De førstnævnte er ikke er tidssvarende, mens sidstnævnte ikke var DMU bekendt i detaljer ved udarbejdelsen af denne rapport.

3.2 Økologisk tilstand på NOVANA stationerne: faunaklasse og smådyrsbiodiversitet

I det følgende er der givet en status for den økologiske tilstand baseret på sammensætningen af smådyrsfaunaen. Der er ud over faunaklassen også beregnet et mål for biodiversiteten i form af antal taxa og antal EPT taxa. Ved "taxa" forstås arter, slægter og større taxonomiske grupper

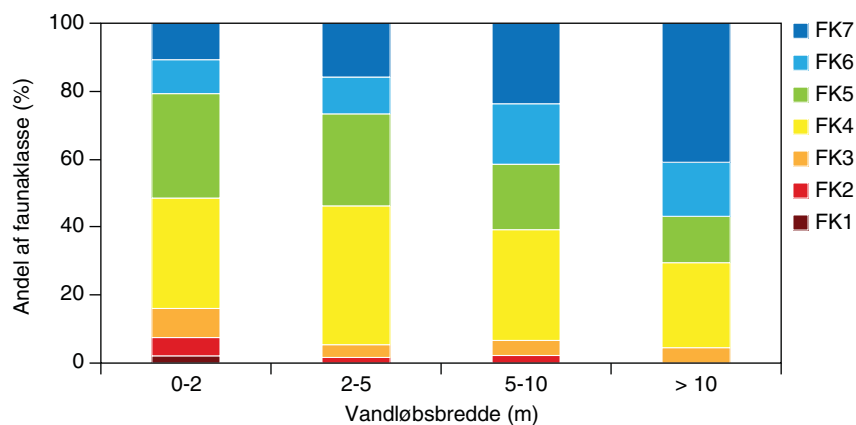
(familier, ordener), mens EPT står for Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (slørvinger) og Trichoptera (vårfluer). Status for den økologiske tilstand m.v. omfatter analyser af data fra op til i alt 840 stationer, som er undersøgt 1-6 gange i løbet af perioden 2004-2009. I nogle tilfælde har det været nødvendigt at udelade nogle stationer, fordi der har manglet de nødvendige data. På de stationer, hvor der var data fra mere end ét år, er der beregnet enten en medianværdi med evt. afrunding (faunaklassen) eller beregnet middelværdi (vandløbsbredde, antal taxa og antal EPT taxa).

Faunaklasserne 5, 6 og 7 blev registreret ved 56 % af NOVANA stationerne, svarende til forholdsvis rene og ofte også fysisk varierede vandløb. Yderligere 33 % af vandløbene havde en moderat påvirket smådyrsfauna (faunaklasse 4). Faunaklasserne 1, 2 og 3, der karakteriserer en ringe eller dårlig tilstand, udgjorde resten svarende til ca. 11 % af vandløbene.

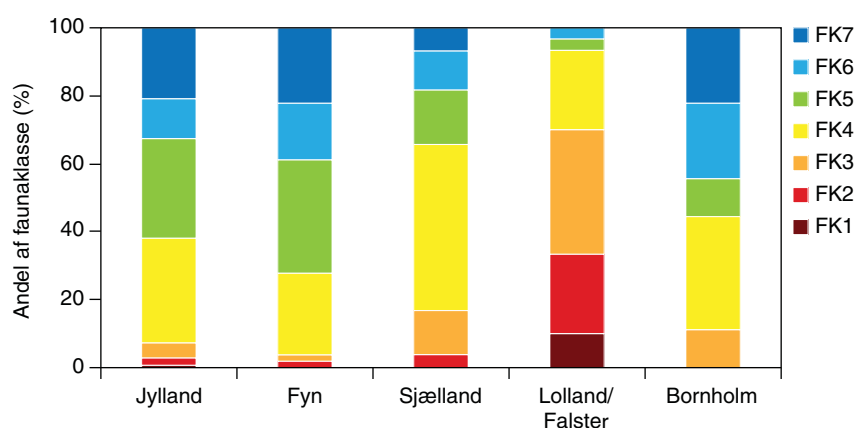
Generelt havde de større vandløb en signifikant bedre faunaklasse end de små vandløb (Chi²-test, P=0,000). Andelen af vandløb med faunaklasserne 6 og 7 øgedes således markant med stigende bredde fra 21 % (0-2 m) til 57 % (>10 m), mens andelen med faunaklasse 1-4 tilsvarende mindskedes (figur 3.1). Ingen af de største vandløb havde faunaklasser dårligere end 4. Denne forskel mellem små og store vandløb er vigtig at tage i betragtning. I forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet opdeles danske vandløb således i tre typer efter størrelse (Miljøstyrelsen 2004). Heri indgår ud over oplandsareal og afstand til kilden også vandløbets bredde. Benyttes alene sidstnævnte kriterium omfatter NOVANA stationerne ca. 40 % type 1 vandløb (bredde 0-2 m), 54 % type 2 vandløb (bredde 2-10 m), og 6 % type 3 vandløb (> 10 m). Denne fordeling afviger betydeligt fra fordelingen for danske vandløb som helhed (se fx Pedersen m.fl. 2006), hvor type 1 udgør ca. 75 % og type 2 stort set resten af samtlige vandløb, idet type 3 kun udgør et par procent. For de vandløbsstationer, som indgår i vandplanerne, er fordelingen for de tre typer opgjort til hhv. 68, 30 og 2 %. Det betyder, at tilstanden ved NOVANA stationerne som helhed må formodes at være bedre end og ikke repræsentativ for danske vandløb som helhed.

Regionalt var tilstanden bedst i Jylland, på Fyn og Bornholm, hvor 56-72 % af vandløbene havde faunaklasse 5, 6 eller 7, dårligere i vandløbene på Sjælland/Møn med 34 % i faunaklasserne 5, 6 eller 7, og klart dårligst i vandløbene på Lolland/Falster, hvor de nævnte faunaklasser kun forekom i 7 % af vandløbene (figur 3.2). Der var ingen signifikant forskel mellem fordelingen af faunaklasserne i hhv. Jylland, Fyn og Bornholm (Chi²-test, P>0,30), hvorimod forskellen mellem Lolland/Falster og hhv. Jylland, Fyn, Sjælland og Bornholm var stærkt signifikant (P<0,001). De klart dårligste faunaklasser forekom på Lolland/Falster, hvor hele 70 % af vandløbene havde faunaklasse 1, 2 eller 3. Til gengæld var der ingen statistisk signifikant forskel mellem sjællandske og bornholmske vandløb (P=0,19).

Figur 3.1. Fordeling af fauna-klasser som funktion af vandløbsstørrelse (bredde) ved NOVANA stationer, perioden 2004-2009.



Figur 3.2. Fordeling af fauna-klasser ved NOVANA stationer beliggende i områderne Jylland, Fyn, Sjælland inkl. Møn, Lolland/Falster og Bornholm, perioden 2004-2009.



NOVANA stationerne er udvalgt således, at de repræsenterer én af syv forskellige såkaldte belastningstyper (Pedersen m.fl. 2007). Disse belastningstyper omfatter de primære påvirkninger af danske vandløb, nemlig fysiske ændringer og forstyrrelser, landbrugsmæssig udnyttelse langs og i oplandet til vandløbene, samt spildevandstilførsler fra enten større punktkilder (primært offentlige renselanlæg eller dambrug) eller spredt bebyggelse. Desuden er inkluderet en gruppe af formodet upåvirkede vandløb. Formålet med sidst nævnte er at tilvejebringe et grundlag for at beskrive "referencetilstanden" for forskellige typer af danske vandløb (se senere). De præcise kriterier for udvælgelsen af stationer inden for de enkelte belastningstyper er vist i tabel 3.1. Det fremgår af tabellen, at andelen af referencestationer er relativt stor (ca. 15 %), mens andelen af de øvrige belastningstyper hver udgør ca. 8-21 %.

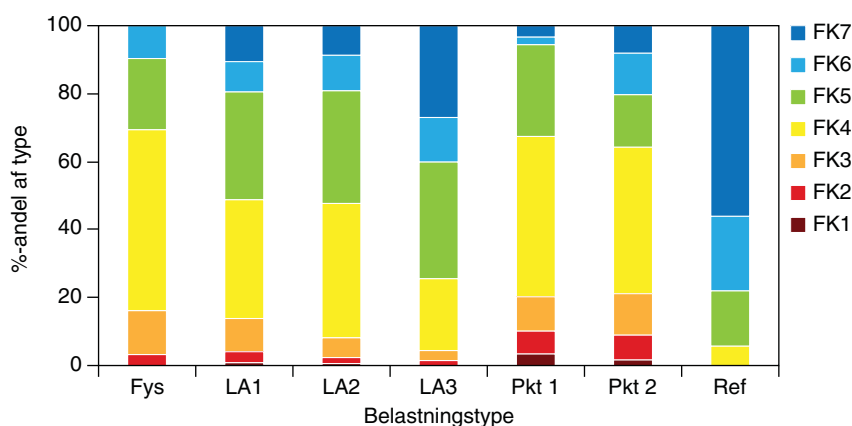
Tabel 3.1. Beskrivelse af de belastningstyper, som NOVANA stationerne er udvalgt efter, og deres relative andel af det samlede stationsantal

Belastningstype	Beskrivelse	Andel (%)
FYS (Fysisk forstyrret)	Stærkt fysisk modificeret forløb inkl. grødeskæring Ekstensiv udnyttelse af de vandløbsnære arealer, og ingen væsentlig påvirkning fra punktkilder (Variabel jordtype, dyrkningsgrad og topografi)	7,5
LA1 (Landbrug 1)	Vandløbsnære arealer i omdrift, > 50 % af oplandet opdyrket (Variabel topografi)	14,8
LA2 (Landbrug 2)	Vandløbsnære arealer i omdrift eller græsset, > 50 % af oplandet opdyrket (Variabel jordtype og topografi)	20,7
LA3 (Landbrug 3)	Vandløbsnære arealer i omdrift, græsset eller ekstensivt udnyttet	16,5
PKT1 (Punktkilde 1)	Væsentligt bidrag fra spredt bebyggelse, > 50 % af oplandet opdyrket (Variabel udnyttelse af de vandløbsnære arealer, variabel jordtype og topografi)	10,7
PKT2 (Punktkilde 2)	Væsentlig belastning fra punktkilder (røseanlæg, dambrug) (Variabel udnyttelse af de vandløbsnære arealer, variabel jordtype, dyrkningsgrad og topografi)	14,8
REF (Reference)	Ingen punktkilder, fysisk umodificeret, vandløbsnære arealer højest meget ekstensivt udnyttet (skov/natur), oplandet overvejende domineret af "natur" eller ekstensivt udnyttet (Variabel jordtype og topografi)	14,8

Tilstanden beskrevet ved faunaklassen var signifikant forskellig (Chi² test, P=0,000) mellem stationerne, som repræsenterede de enkelte belastningstyper (figur 3.3). Stationer som repræsenterede belastningstyperne REF og LA3 havde signifikant bedre tilstand end samtlige øvrige belastningstyper (Chi² tests, P < 0,005). Tilstanden var samtidig bedre ved REF-stationerne end ved LA3-stationerne (Chi² test, P=0,000). Derimod var der for de øvrige belastningstyper indbyrdes kun signifikant forskel mellem LA2 og hhv. PKT1 og PKT2 (P<0,01), hvor begge punktkildetyper havde en dårligere tilstand.

Det er ikke analyseret, om de på forhånd udvalgte stationer nu også reelt repræsenterer de pågældende belastningstyper. Karakteriseringen af de udvalgte stationer har helt sikkert ikke været let og formodentlig ikke foretaget på præcis samme måde overalt i landet. Det kan således være fagligt vanskeligt at skelne mellem, om en station tilhører kategorien FYS, LA1, LA2 og PKT1. I det åbne land vil der som hovedregel forekomme landbrugspåvirkning og udledninger fra spredt bebyggelse samtidig, ligesom vandløbene her i større eller mindre omfang er påvirket fysisk, ikke mindst i form af vandløbsvedligeholdelse.

Figur 3.3. Reelt fordeling af faunaklasser inden for hver af de 7 belastningstyper (se tabel 3.1), som NOVANA stationerne er udvalgt efter, i perioden 2004-2009. For definition af de enkelte belastningstyper, se tabel 3.1.



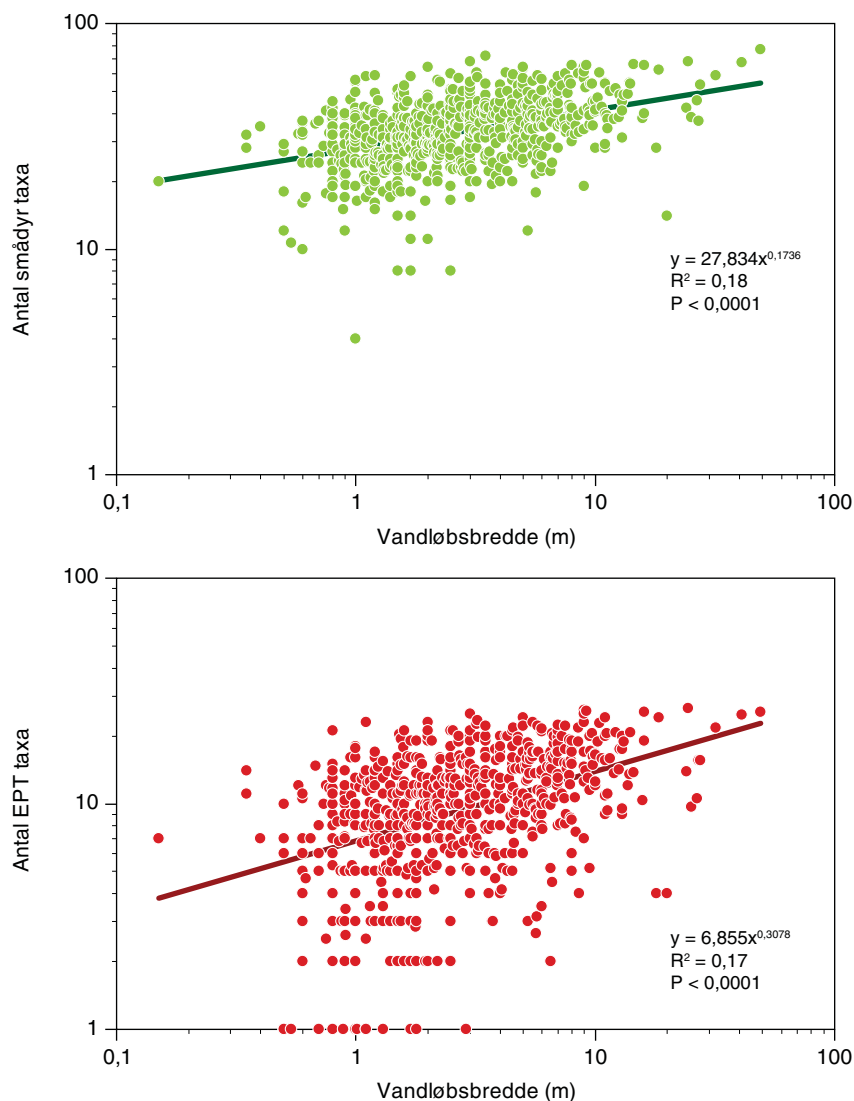
Det har tilsyneladende heller ikke været let at udpege referencestationerne. For disse er der således tidligere foretaget en screening ved hjælp af fysiske, kemiske, hydromorfologiske og påvirkningsmæssige kriterier (Kristensen m.fl. 2008). Resultatet var, at kun 3 ud af 128 vandløbsstationer opfyldte selv relativt lempede krav til de pågældende kriterier. En efterfølgende screening af samtlige danske vandløb ved hjælp af de mest kritiske kriterier (andelen af landbrug og befæstet areal i oplandet) viste, at dette ikke var en tilfældighed. Det er ganske enkelt næsten umuligt at finde virkelige referencevandløb i Danmark, og i givet fald vil der kun være tale om små vandløb. Ved udvælgelsen af aktuelle referencestationer i NOVANA har der derfor primært været lagt vægt på, at faunaklassen skulle være høj, vandløbene uregulerede og de nære omgivelserne skov eller udyrkede arealer. Så selvom der ikke er tale om reelle referencer, er det derfor ikke overraskende, at tilstanden for disse stationer er bedre end for stationerne inden for de øvrige belastningstyper.

Den relativt gode tilstand ved LA3 stationerne er bemærkelsesværdig, fordi det tyder på, at de vandløbsnære omgivelser har stor betydning (se også fokuskapitlet om "Ånære arealers betydning for vandløbenes økologiske tilstand"). Resultaterne tyder endvidere på, at væsentlige bidrag af spildevand fra spredt bebyggelse, renseanlæg og dambrug har større negativ indflydelse på tilstanden end betydende landbrugsdrift i oplandet og på de vandløbsnære arealer. Tolkningen af forskellene mellem specielt belastningstyperne FYS, LA1, LA2 og PKT1 er dog reelt vanskelig pga. de allerede nævnte vanskeligheder ved udpegningen af stationer.

Året 2010 er af FN udnævnt til internationalt biodiversitetsår. Det er derfor oplagt også at sætte fokus på biodiversitet i danske vandløb. Biodiversitet kan defineres og måles på forskellig måde. Helt simpelt kan man udtrykke biodiversitet i det enkelte vandløb ved antallet af forskellige arter. I denne rapport er der – som allerede nævnte - valgt at se på antallet af taxa og EPT taxa.

Resultaterne viser, at antallet af taxa og EPT taxa øges med størrelsen af vandløbene. Sammenhængen følger bedst en potensfunktion, der i dobbeltlogaritmiske plot svarer til en retlinjet kurve (figur 3.4). Sammenhængen er signifikant, om end r^2 kun er 0,17-0,18. Tilsvarende sammenhænge mellem artsrigdom og størrelsen af de arealer, inden for hvilke arterne er registreret, er fundet for en lang række plante- og dyregrupper (se fx Rosenzweig 1995, Sand-Jensen 2000). Denne lovmæssighed forklares bl.a. ved, at antallet af individer øges med øget arealstørrelse, og at chancen for at registrere flere arter øges med et stigende samlet antal individer. Dertil kommer, at også antallet af forskellige habitater typisk vil øges med stigende arealstørrelse

Figur 3.4. Biodiversitet målt som antallet af hhv. forskellige taxa (A) og EPT taxa (B) som funktion af vandløbsstørrelsen (bredde) for NOVANA stationerne, perioden 2004-2009. Ved taxa forstås antallet af arter, slægter, familier m.v. af smådyr, mens EPT taxa tilsvarende angiver antallet af arter/slægter af Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (slørvinger) og Trichoptera (vårfluer).



I NOVANA vandløbene er situationen naturligvis anderledes, idet disses størrelse ikke er angivet som areal, men derimod som bredde. Principperne er dog givetvis de samme. Den vigtigste forklaring på sammenhængen mellem artsrigdom og vandløbsstørrelse er formodentlig et stigende udbud af habitater, ikke mindst knyttet til den brednære zone. Dette er eksempelvis vist meget tydeligt for danske vårfluer i stort set upåvirkede vandløb (se fx Wiberg-Larsen m.fl. 2000). Der kan dog også være tale om, at der sker en vis akkumulering af arter i takt med stigende oplandsstørrelse (se fx Brönmark m.fl. 1984). Imidlertid viser vårflueundersøgelsen, at også sammensætningen af arter ændrer sig gradvist med stigende vandløbsstørrelse, uden at arter fra vandløbenes øvre dele i betydende omfang også optræder i de nedstrøms dele. Det er i øvrigt forventeligt, at den ovennævnte potensfunktion for de aktuelle NOVANA data ikke forklarer en større del af variationen. Andre faktorer som spildevandsudledninger og menneskeskabte fysiske ændringer i vandløbenes naturlige forhold griber således forstyrrende ind.

Det er tidligere vist, at puljen af EPT taxa – og formodentlig også af taxa generelt – er større i Jylland end på øerne, og blandt øerne mindst for Lolland/Falster og Bornholm (se fx Wiberg-Larsen 2010). Denne forskel skal formodentlig primært søges i ø-biogeografiske principper, hvor en

artspuljes størrelse inden for et givet område er en balance mellem indvandring og uddøen. Og risikoen for uddøen er størst på øer, ligesom indvandringen til disse via spredning er langsommere end for et kontinent, hvor spredningen ikke hæmmes af den barriere, som udgøres af havet.

Også for NOVANA vandløbene kunne der eftervises en regional forskel i artsrigdom, se tabel 3.2 (Kruskal-Wallis test, $P=0,000$). Således var der signifikant færrest taxa i vandløbene på Lolland/Falster og Bornholm, og færre EPT taxa på Lolland/Falster (Mann-Whitney U-test, $P<0,005$). Der var signifikant flere taxa i de jyske end i de sjællandske vandløb, og flere EPT taxa i de jyske og fynske vandløb end i de sjællandske ($P<0,0001$). Til gengæld var der ikke signifikant flere taxa og EPT taxa i jyske vandløb sammenlignet med de fynske ($P>0,01$). Dette viser, at de generelle ø-biogeografiske forskelle i artspuljer mellem landsdelene ikke rigtig slår igennem i de enkelte vandløb. Her er det snarere forskelle i miljøforhold, som har betydning. En enkelt undtagelse synes dog at være de bornholmske vandløb, som forekommer mere artsfattige på taxa og EPT taxa end de i Jylland og på Fyn.

Tabel 3.2. Antallet af taxa og EPT taxa (angivet som hhv. median- eller middelværdier) for NOVANA stationer i hhv. Jylland (JYL), på Fyn, Sjælland/Møn (SJÆ), Lolland/Falster /LF) og Bornholm (BOR).

Antal taxa					
	JYL	FYN	SJÆ	LF	BOR
Median	35	32	31	23	23
Middel	36	33	31	24	21
Antal EPT taxa					
	JYL	FYN	SJÆ	LF	BOR
Median	10	10	6	2	7
Middel	11	10	7	3	7
N	607	54	131	30	18

Tabel 3.3. Antallet af taxa og EPT taxa (angivet som hhv. median- eller middelværdier) for NOVANA stationer tilhørende 7 forskellige belastningstyper. For definition af de enkelte belastningstyper, se tabel 3.1.

Antal taxa							
	FYS	LA1	LA2	LA3	PKT1	PKT2	REF
Median	29	31	35	36	31	33	34
Middel	29	34	35	37	30	33	36
Antal EPT taxa							
	FYS	LA1	LA2	LA3	PKT1	PKT2	REF
Median	6	8	9	11	7	8	12
Middel	6	9	9	11	7	9	13
N	62	123	170	134	89	121	119

Der var ikke markante og systematiske forskelle i artsrigdom målt som antal taxa, mellem de stationer, der repræsenterer de forskellige belastningstyper. Således havde de relativt mindst påvirkede stationer, REF- og LA3-stationerne, kun signifikant flere taxa end FYS- og PKT1 stationerne (Mann-Whitney's U-test, $P<0,005$). Lidt overraskende var antallet taxa ved stationerne med påvirkning fra større punktkilder ikke signifikant forskelligt fra det ved de øvrige belastningstyper. Det skyldes for-

modentlig, at mange rensningsanlæg efterhånden renser spildevandet meget effektivt.

Til gengæld havde de relativt mindst påvirkede stationer, REF- og LA3-stationerne, signifikant flere EPT taxa end stationerne, som repræsenterede de øvrige 5 belastningstyper (Mann-Whitney's U-test, $P < 0,005$), mens der ikke var signifikant forskel mellem REF og LA3 stationerne indbyrdes. Ligesom for faunaklassen har "naturligheden" af de ånære arealer tilsyneladende også en positiv indflydelse på antallet af EPT taxa. Blandt de øvrige belastningstyper havde FYS stationerne signifikant færre EPT taxa sammenlignet med LA1, LA2 og PKT2 stationerne ($P < 0,005$). Til gengæld var der ikke signifikante forskelle mellem de tre sidst nævnte belastningstyper indbyrdes.

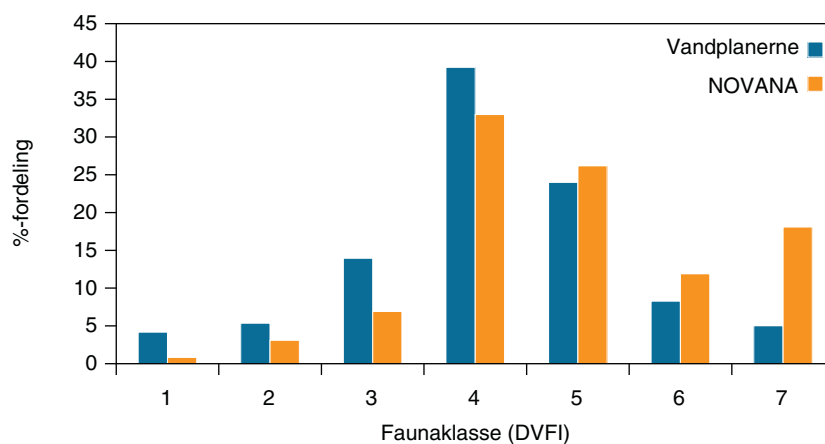
Samlet set er der således bedre overensstemmelse mellem antallet af EPT taxa og faunaklassen, end mellem antallet af taxa og faunaklassen. Antallet af EPT taxa er således en brugbar miljøindikator, hvilket også er vist ved talrige udenlandske studier.

3.3 Er NOVANA stationerne repræsentative for danske vandløb?

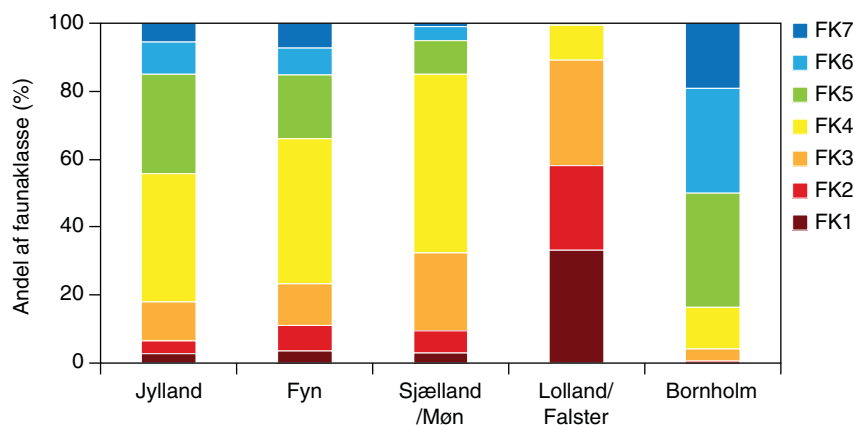
Desværre nej. Sammenlignes således fordelingen af faunaklasser i NOVANA nettet nemlig med den tilsvarende fordeling ved de stationer, som indgår grundlaget for udarbejdelsen af vandrammedirektivets første danske vandplan, og som omfatter ca. 27.000 km vandløb (se figur 3.5), er der i NOVANA nettet en markant overrepræsentation af stationer med faunaklasserne 5, og især 6 eller 7, mens der er en markant underrepræsentation af stationer med faunaklasserne 1, 2, 3 og 4 (Chi² test, $P = 0,000$). Ca. 56 % af NOVANA stationerne har således faunaklasse 5, 6 eller 7 og kun ca. 11 % faunaklasse 1, 2 eller 3, mens de tilsvarende tal for vandløbene i vandplanerne er hhv. ca. 37 og 24 %.

Opdelt på geografiske områder genfindes den samme forskel i faunaklasse fordeling mellem NOVANA stationerne og stationer i vandplanerne (Chi² test, $P = 0,000$). Her er der således færre stationer med faunaklasse 5, 6 eller 7 og flere med faunaklasse 1, 2, 3 eller 4 ved stationerne i vandplanerne end i NOVANA (figur 3.6, sml. med figur 3.2).

Figur 3.5. Fordeling af faunaklasser ved hhv. 840 NOVANA stationer og ca. 15 000 stationer benyttet som grundlag for udarbejdelsen af Vandrammedirektivets første generations vandplaner.



Figur 3.6. Fordeling af faunaklasser ved stationer medtaget i vandplan 2015 og beliggende i områderne Jylland, Fyn, Sjælland inkl. Møn, Lolland/Falster og Bornholm. Data stammer fra undersøgelser foretaget i perioden 2003-2007 og omfatter ca. 15.000 stationer



Manglen på overensstemmelse i faunaklasse fordeling mellem datasættet for hhv. NOVANA og vandplanerne har flere årsager. Således er metoderne til bestemmelse af faunaklassen forskellige, idet der til indsamling af datagrundlaget for vandplanerne, ud over metoden anvendt i NOVANA (Miljøstyrelsen 1998), også er anvendt metoder, som indebærer anderledes prøveindsamling, udsortering og identifikation foretaget i felten, eller der er anvendt metoder baseret på Landbrugsministeriets vejledning fra 1970, hvor de fundne "forureningsgrader" efterfølgende er omsat til faunaklasser. Derudover er faunaklasserne i vandplanerne for den enkelte station baseret på en "flertalsafgørelse" eller evt. median for perioden 2003-2007, såfremt der er foretaget flere undersøgelser inden for denne periode. Det vurderes imidlertid, at de nævnte forskelle i metoder ikke er afgørende for forskellene mellem NOVANA og vandplan datasættene. Således bygger analysen af NOVANA data også på en form for gennemsnit (median) i de tilfælde, hvor der er foretaget flere undersøgelser igennem overvågningsperioden.

Det er derfor nødvendigt at se på repræsentativiteten af NOVANA stationerne. Som allerede nævnt indgår der i NOVANA et relativt stort antal såkaldte referencestationer. Selvom disse trækkes ud af NOVANA datasættet, er der stadig en overrepræsentation af faunaklasserne 5, 6 eller 7 og underrepræsentation af faunaklasserne 1, 2 eller 3 (Chi²-test, P=0,000), hvor de to grupper af faunaklasser udgør hhv. ca. 50 og 12 %. Hvis der gås et skridt videre og også fjerner samtlige LA3 stationer, der jo viste sig at have en væsentlig bedre tilstand end de øvrige belastningstyper (bortset fra referencerne), og som formodentlig er relativt sparsomt repræsenteret i danske vandløb, er der fortsat overrepræsentation af faunaklasserne 5, 6 eller 7 og underrepræsentation af faunaklasserne 1, 2 eller 3 (Chi²-test, P=0,000), hvor de to grupper af faunaklasser nu udgør hhv. ca. 44 og 15 %.

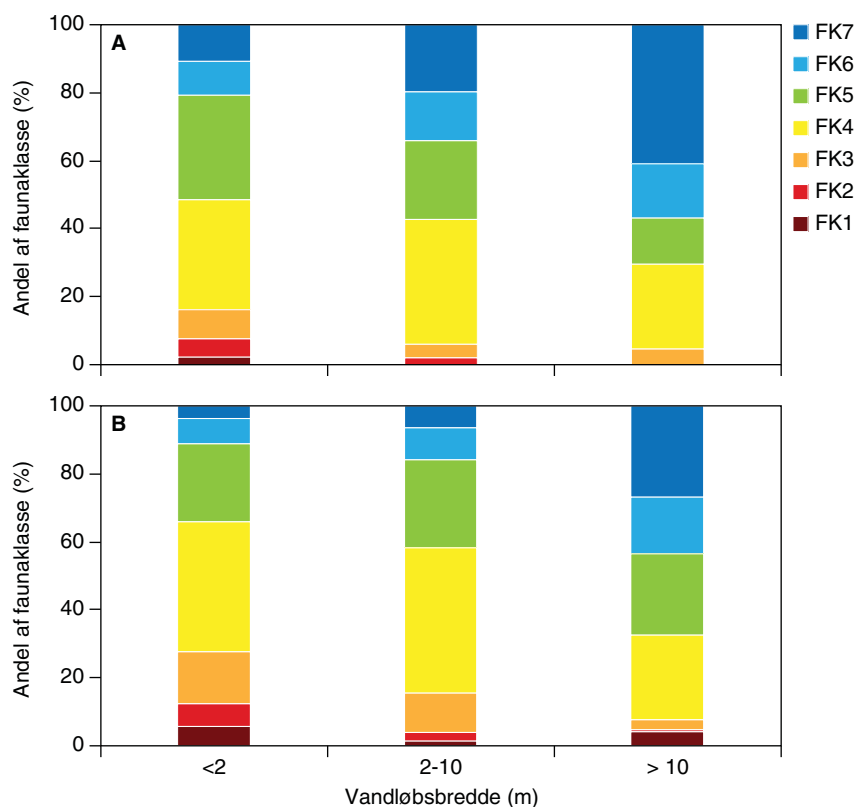
Som vist i afsnit 3.3 er faunaklassen generelt dårligst i de mindste vandløb, ligesom det er vist at de mindste vandløb er markant underrepræsenteret i NOVANA nettet. Dette er grafisk vist i figur 3.7. Her er der for de små og mellemstore vandløb signifikant færre stationer med faunaklasserne 5, 6 eller 7 i nettet af stationer i vandplanerne end i nettet af NOVANA stationer (Chi²-test, P=0,000). Derimod er der ingen signifikant forskel mellem de to grupper for de store vandløbs vedkommende ((Chi²-test, P=0,32). Underrepræsentationen af mindre og i nogen grad også mellemstore vandløb er således, sammen med overrepræsentationen af REF og LA3 stationerne, den væsentligste grund til, at den generelle tilstand i danske

vandløb vurderet på baggrund af NOVANA stationsnettet ikke er identisk med den generelle tilstand vurderet på baggrund af vandplanerne.

Det er her vigtigt også at gøre opmærksom på, at tilstanden i de vandløb, som ikke er medtaget i de aktuelle vandplaner (og som først vil blive medtaget i næste generations vandplaner), formodentlig er dårligere end de, som er medtaget i de aktuelle vandplaner. Der er således tale om primært små vandløb, som bl.a. må forventes at være påvirkede af spildevandsudledninger fra spredtliggende ejendomme.

Manglen på repræsentativitet ved NOVANA stationerne er umiddelbart uheldig, idet det bl.a. er formålet, at disse skal give en samlet oversigt over den økologiske tilstand i danske vandløb. Til gengæld er stationerne egnede til at vise sammenhænge mellem menneskeskabte påvirkninger og den økologiske tilstand. Det skal i den sammenhæng fremhæves, at det i praksis – på baggrund af vandplanerne - er muligt at levere et bud på den økologiske tilstand (for faunaklassen) i danske vandløb til EU. Det er også muligt, at der kan findes en beregningsmodel, hvorefter data fra NOVANA stationerne kan gøres mere repræsentative. Dette kunne tænkes foretaget ved fx at "opvægte" små vandløb, "nedvægte" større vandløb, tage højde for den reelle andel af vandløb inden for enkelte belastningstyper, samt evt. at foretage geografiske justeringer. Noget sådant har dog ikke aktuelt været forsøgt af tidsmæssige årsager.

Figur 3.7. Fordeling af faunaklasser ved 3 forskellige størrelser af vandløbsstationer (små, mellemstore og store) i (øverst) NOVANA nettet (840 stationer) og (nederst) medtaget i vandplan 2015 (ca. 15.000 stationer).



I overvågningsprogrammet for 2011-2015 vil NOVANA stationerne med enkelte undtagelse blive videreført trods deres manglende evne til at karakterisere danske vandløb generelt. Dette valg er truffet af hensyn til muligheden for at kunne beskrive udviklingen i økologisk tilstand på et ensartet grundlag. Alternativet ville være at etablere et helt nyt og repræsentativt net af stationer og så mangle mulighed for at sammenligne med tidligere undersøgelser.

3.4 Udvikling i økologisk tilstand og biodiversitet

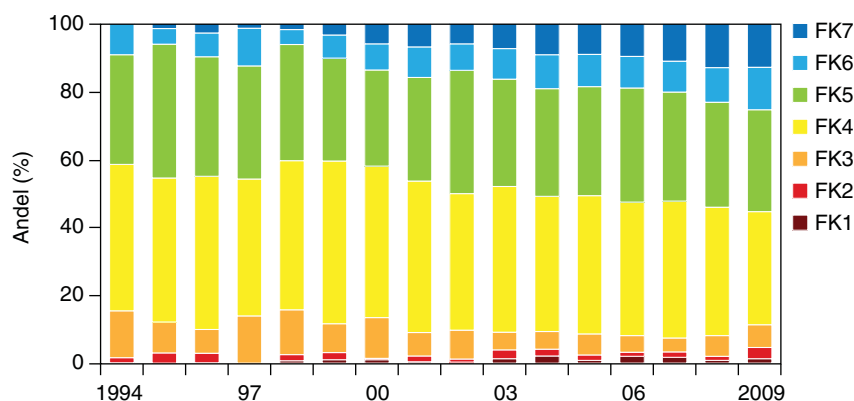
Siden 1994 har der været foretaget indsamling af og bearbejdning af prøver fra vandløb i det nationale overvågningsprogram til beregning af faunaklassen. Antallet af prøver og den overordnede strategi har dog ændret sig hen gennem perioden. Således har antallet af stationer pr. år ændret sig fra 222 i 1994-1997, 444 i 1998 til 1053 i 1999-2003. I perioden 2004-09 er der imidlertid kun undersøgt 250 stationer ud af det samlede antal NOVANA stationer, som undersøges hvert år. En uheldig konsekvens af disse ændringer i stationsvalg er, at der således for hele perioden 1994-2009 kun er 65 gennemgående stationer med årlige prøver.

Derfor er det kun muligt at beskrive udviklingen i danske vandløb inden for de seneste 15 år på baggrund af 65-250 stationer. Der er ganske vist foretaget årlige bestemmelser af faunaklassen ved et langt større antal stationer i forbindelsen med de nedlagte amters regionale tilsyn. Men der har for de fleste amters vedkommende (på nær ét) ikke været foretaget årlige undersøgelser ved det samme net af stationer, hvorfor det ikke er muligt at beskrive udviklingen for danske vandløb generelt på dette grundlag.

Data fra de nationale overvågningsprogram viser imidlertid (figur 3.8), at der gennem perioden 1994-2009 har været en signifikant forbedring af tilstanden (faunaklassen) i de undersøgte vandløb, hvor andelen af stationer med faunaklasserne 5, 6 og 7 er øget fra 42 % til 55 % ($r=0,86$, $P<0,001$). Det er i særdeleshed andelen af stationer med faunaklasse 7, som har haft fremgang. Modsat er andelen af stationer med faunaklasse 4 faldet signifikant fra 43 til 33 % ($r=0,70$, $P=0,001$).

Ses lidt nærmere på udviklingen, er forbedringen i perioden 2004-2009 af samme størrelsesorden som for perioden 1999-2003. Dog har revisionen af stationsnettet i 2004 betydet, at andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 startede på et lidt højere niveau end det sluttede på for det foregående net af overvågningsstationer. Dertil kommer, at NOVANA stationerne desværre ikke i samme grad som stationerne i det foregående NOVA program for 1999-2003 er repræsentative for danske vandløb. Som det fremgår af afsnit 3.4 er de 250 NOVANA med årlige undersøgelser af faunaklassen - ligesom det samlede net af NOVANA stationer - således ikke repræsentative for danske vandløb, også selvom der ikke indgår referencestationer blandt de 250 stationer. Det vurderes imidlertid, at den beskrevne positive udvikling siden 1994 er reel og også har fundet sted i danske vandløb generelt. Dette understøttes af årlige undersøgelser af miljøtilstanden i fynske vandløb på ca. 900 stationer i hele perioden 1988-2005 (figur 4.1, i Miljøcenter Odense 2007). Her er således registreret en markant og entydig fremgang i faunaklassen gennem hele perioden.

Figur 3.8. Miljøtilstanden i udvalgte vandløb i det nationale overvågningsprogram i perioden 1994-2009. I perioden 1994-97 er opgørelsen baseret på 65-72 stationer, i 1998 på 114 stationer, i 1999-2003 på 231-234 stationer og i 2004-2009 på 243-250 stationer. Blå og grøn illustrerer de rene og fysisk gode vandløb (faunaklasserne 5, 6 og 7).



Årsagen til fremgangen i de fynske vandløb er primært forbedret spildevandsrensning ved offentlige renseanlæg, hvor mange mindre anlæg er blevet af nedlagt og spildevandet i stedet ledt til større og moderne anlæg (Fyns Amt 2005, Miljøcenter Odense 2007). Endelig er spildevandet i flere tilfælde helt afskåret fra vandløbene og i stedet udledt direkte til havet. Det har også haft betydning, at tidligere ulovlige udledninger af møgssaft og ensilagesaft fra landbruget stort set blev bragt til ophør omkring 1990. Denne meget positive udvikling har især været markant i de større fynske vandløb, hvortil renseanlæggene typisk har udledt spildevandet. Målinger af indholdet af let omsætteligt organisk stof (BI₅) i disse vandløb er således faldet markant gennem perioden, indtil det omkring 1990 nåede en "kritisk" grænse på 2 mg/l (Miljøcenter Odense 2007). Det er således vist på baggrund af data fra NOVA og NOVANA programmet, at en meget stor del af de rentvandskrævende smådyr hovedsageligt forekommer, når vandet er så rent (Friberg m.fl. 2010). Også på landsplan er indholdet af BI₅ faldet markant i de større vandløb, om end udviklingen har været lidt forsinket i forhold til de fynske vandløb (Skriver & Nielsen 2006). Derfor er det nærliggende at antage, at også den positive udvikling for stationerne i det nationale overvågningsprogram primært skyldes en forbedret spildevandsrensning og deraf følgende forbedret vandkvalitet.

Fremgangen i økologisk tilstand i de fynske vandløb kan også illustreres ved en markant fremgang i udbredelsen for mindst 20 forskellige taxa af smådyr (Wiberg-Larsen & Nørum 2009). Denne fremgang er accelereret efter 1990, øjensynligt helt afhængigt af de enkelte taxas evne til spredning. For flere taxa er der tegn på, at spredningen efter en eksponentiel stigningsfase aftager i takt med, at de potentielt fysisk egnede strækninger er koloniseret. Ikke publicerede observationer fra andre dele af landet tyder på en lignende udvikling, fx for Danmarks største nulevende slørvinge, *Perloides microcephala*, som bl.a. har spredt sig til vandsystemer, hvorfra den ikke i nyere tid har været kendt. Det betyder, at nedgangen i biodiversitet blandt vandløbenes smådyr er standset, og at der for mange arter er tale om fremgang. Dermed opfylder Danmark på dette ene punkt sin forpligtelse i forhold til Rio-protokollen om at standse tilbagegangen i biodiversitet inden udgangen af 2010.

Trods disse glædelige budskaber er det vigtigt at erkende, at tilstanden stadig er dårlig i mange vandløb, hvilket klart fremgår af udkast til vandplanerne. Ikke mindst de mindre vandløb har en relativt dårlig økologisk tilstand. Dette skyldes dels dårlige fysiske forhold, dels udledninger af dårligt rensset spildevand fra spredt bebyggelse.

4 Kvælstof i vandløb

Jens Bøgestrand

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de menneskeskabte forøgede tilførsler af kvælstof til havet er en af de vigtigste årsager til opblomstring af alger om foråret og tidligt på sommeren og deraf følgende iltsvind i sensommeren og det tidlige efterår, når en stor del af algerne nedbrydes. Forhøjede tilførsler af kvælstof kan også have en negativ betydning i vore søer. Vandmiljøplanerne har som et af de vigtigste mål at reducere tilførslen af kvælstof til havmiljøet.

Kvælstof i vandmiljøet stammer især fra udvaskning fra landbrugsarealer, men der udledes også noget fra renseanlæg, industrier og dambrug.

Kvælstof har normalt kun mindre betydning for miljøet i selve vandløbene, bortset fra forhøjede koncentrationer af ammoniak, der har giftvirkning på smådyr og fisk, ligesom forhøjede koncentrationer af ammonium-N kan udelukke tilstedeværelsen af visse vandplanter. Til gengæld er vandløbene en vigtig transportvej for kvælstof til søer og havet. Koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene viser, om tilførslen til havet (eller søerne) bliver mindre, sådan som det er hensigten med vandmiljøplanerne.

Der er ingen landsdækkende målsætninger/grænseværdier for koncentrationen af kvælstof i vandløb.

4.1 Tilstanden i 2009

Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2009 gennemsnitligt omkring 4 gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (tabel 4.1). Derimod var der stort set ingen forskel på koncentrationen i vandløb, som ligger i dyrkede oplande uden punktkilder, og koncentrationen i vandløb med betydelig punktkildebelastning fra byspildevand eller industri.

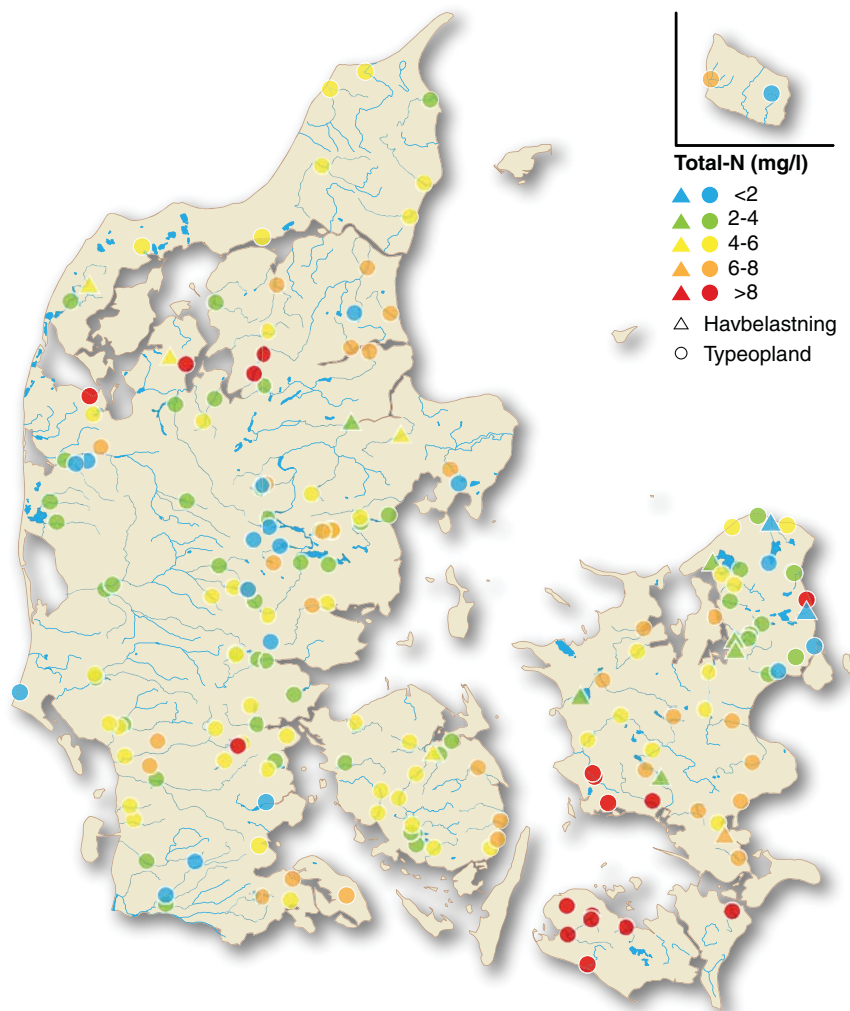
Tabel 4.1. Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total kvælstof i 2009 (for naturvandløb dog 2008) i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse er vist i parentes.

Belastningstype	Antal vandløb	Kvælstofkoncentration (mg N/l). Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier	Arealkoefficient (kg N/ha)
Naturvandløb	9	1,27 (0,55)	-
Landbrug og punktkilder	53	4,44 (2,13)	11,28 (5,69)
Landbrug uden punktkilder	99	5,43 (2,72)	10,94 (5,39)

Vandløb i Vestjylland har generelt en lavere koncentration af kvælstof end, for eksempel, de sydsjællandske vandløb (figur 4.1). I Vestjylland siver en stor del af regnvandet lang vej gennem regionale grundvandsmagasiner, før det når frem til vandløb. Under denne transport passerer meget af vandet iltfrie zoner i jorden, hvor nitrat bliver omsat ved biolo-

gisk eller kemisk denitrifikation. I østdanske vandløb vil en stor del af nedbøren med sit kvælstofindhold til gengæld strømme gennem øvre grundvandsmagasiner eller dræn uden at skulle passere iltfrie zoner. Derfor bliver der ikke fjernet så meget nitrat ved denitrifikation i denne region, og vandløbene har derfor højere kvælstofkoncentrationer.

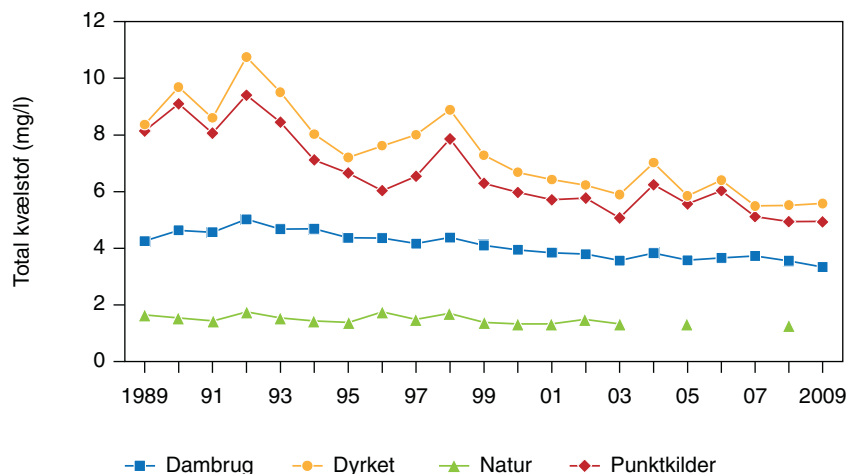
Figur 4.1. Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2009. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



4.2 Udvikling siden 1989

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har generelt været faldende, bortset fra i naturvandløbene, hvor den har været stort set uændret. Faldet har været tydeligst i de vandløb, der ligger i dyrkede oplande eller modtager betydende udledninger af by- eller industrispildevand (figur 4.2 og tabel 4.2). I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der derimod kun været en mindre reduktion. Her har koncentrationsniveauet dog været lavere gennem hele perioden, primært fordi dambrugsdrift er koncentreret i grundvandsfødte vandløb i egne, hvor kvælstofindholdet i det tilstrømmende grundvand som tidligere nævnt er relativt lavt.

Figur 4.2. Udvikling i kvælstof-koncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991.



Tabel 4.2. Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer og transport af kvælstof. Middelværdier \pm 95% konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald). Alle vandløb omfatter et antal vandløb udover de 4 nævnte typer.

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration.	Procentvis ændring i transport
Natur	7	3	0	-16 \pm 18	-32 \pm 24
Dyrket	63	55	1	-39 \pm 4	-44 \pm 5
Punktkilder	78	76	0	-39 \pm 4	-43 \pm 4
Dambrug	14	13	0	-33 \pm 6	-33 \pm 6
Alle	166	150	1	-37 \pm 3	-41 \pm 3

5 Fosfor i vandløb

Jens Bøgestrand

Fosfor er, lige som kvælstof, et plantenæringsstof og er den vigtigste årsag til forekomsten af en forøget mængde af planktonalger i mange søer. Fosfor er også af betydning for tilstanden i mange fjorde. Af disse årsager har vandmiljøplanerne haft som et mål at reducere udledningen af fosfor til vandmiljøet.

Fosfor er tidligere blevet udledt i store mængder til vandmiljøet fra byernes rensningsanlæg og industrier. Efter de seneste årtiers store forbedringer i spildevandsrensning er tabet fra landbrugsjorder og de spredt beliggende ejendomme uden for kloakerede områder imidlertid nu den vigtigste kilde til fosfor i vandløbene.

Fosfor har kun mindre betydning for tilstanden i vandløbene, men via vandløb transporteres fosfor til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede transporter vigtige for at kunne vurdere, om tilførslerne til søer og fjorde bliver mindre som ønsket.

Der er ingen landsdækkende målsætninger/grænseværdier for koncentrationen af fosfor i vandløb.

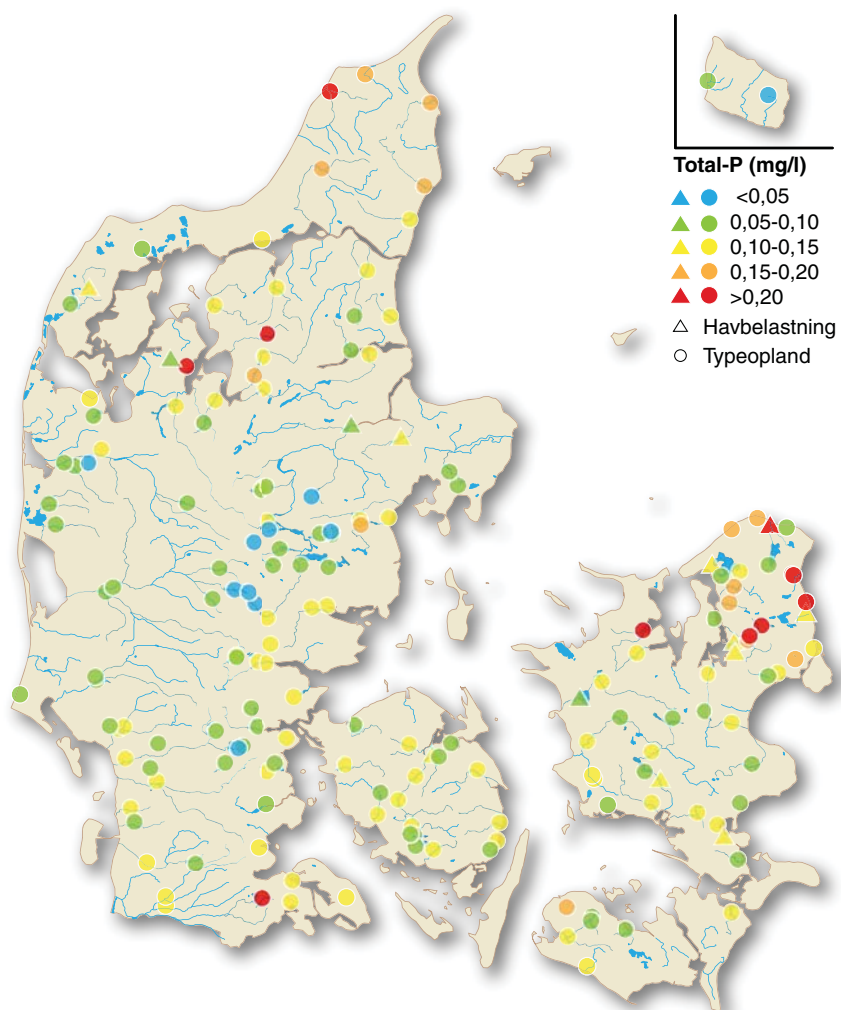
5.1 Tilstanden i 2009

Koncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2009 gennemsnitligt 2-3 gange så høj som niveauet målt i naturvandløb (tabel 5.1). Der er dog forskel på vandløb, som kun påvirkes af landbrugsdrift og spredt bebyggelse uden for kloakerede områder, og vandløb, som også belastes med spildevand fra renseanlæg, idet sidstnævnte gruppe af vandløb har de højeste gennemsnitskoncentrationer af fosfor.

Tabel 5.1. Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total fosfor i 2009 (for naturvandløb dog 2008) i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse i parentes.

	Antal vandløb	Fosforkoncentration (mg P l ⁻¹)	Arealkoefficient (kg P ha ⁻¹)
	Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier		
Naturvandløb	9	0,06 (0,03)	-
Landbrug og punktkilder	53	0,14 (0,09)	0,37 (0,18)
Landbrug uden punktkilder	77	0,10 (0,04)	0,23 (0,18)

Figur 5.1. Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2009. Vandføringsvægtede års-middelværdier.

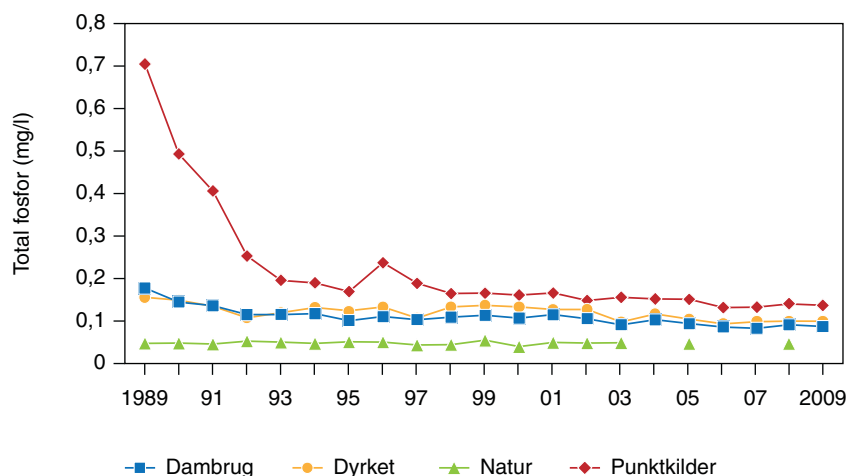


Høje koncentrationer af fosfor optræder især i det tæt befolkede Nord-sjælland (figur 5.1), men også i den øvrige del af Sjælland er der fundet relativt meget fosfor i vandløbene, idet den store befolkningstæthed giver anledning til forholdsvis store udledninger fra renseanlæg og spredt bebyggelse. Samtidig er der generelt mindre afstrømning og dermed mindre vand til at fortynde med i de sjællandske vandløb (figur 2.2). I de mere tyndt befolkede egne i Midt- og Vestjylland, hvor afstrømningen generelt også er større, er der lavere koncentrationer af fosfor.

5.2 Udviklingen siden 1989

Koncentrationen af total fosfor i punktkildebelastede vandløb er faldet markant gennem første halvdel af 1990'erne og er nu kun lidt højere end i dyrkningspåvirkede vandløb (figur 5.2 og tabel 5.2). Faldet skyldes de foranstaltninger, der er sat i værk for at reducere forureningen fra byspildevand og industrielle udledere, både i forbindelse med Vandmiljøplanen og regionale tiltag. I dambrugspåvirkede vandløb er fosforkoncentrationen også faldet signifikant som følge af formindskede udledninger fra dambrug. I naturvandløb er der ingen signifikant ændring. I vandløb i dyrkede områder er der forskelligt rettede ændringer, men en klar overvægt af vandløb i hvilke, der forekommer fald i koncentrationen. Regionale forskelle er ikke testet.

Figur 5.2. Udvikling i fosforkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991.



Tabel 5.2. Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser for vandføringskorrigerede koncentrationer af fosfor. Middelværdier \pm 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

Alle vandløb omfatter et antal vandløb udover de 4 nævnte typer.

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration	Procentvis ændring i transport
Natur	7	0	0	0 ± 10	2 ± 13
Dyrket	38	16	2	-14 ± 9	-14 ± 8
Punktkilder	78	74	0	-46 ± 5	-45 ± 5
Dambrug	14	11	0	-28 ± 12	-27 ± 12
Alle	166	118	3	-34 ± 4	-34 ± 4

6 Kvælstofbelastning af havet

Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Ane Kjeldgaard, Brian Kronvang, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen & Hans Thodsen

Kvælstofbelastningen (dvs. kvælstoftilførslen) er i dette kapitel opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 6.1 – 6.3.

6.1 Datagrundlag og metoder

Til beregning af den samlede tilførsel af total-kvælstof fra land er der for perioden 1990-2007 anvendt data fra 119 målestationer, hvorfra der foreligger måledata for hele perioden. I 2008-09 er 6 af disse stationer (alle beliggende i Nordjylland) udgået. Det areal, som derved er dækket af målestationer, er dermed reduceret fra 21 320 km² til 20.973 km², svarende til 49 % af Danmarks areal.

For resten af landets areal, det såkaldt umålte opland, er afstrømningen af total-kvælstof beregnet ved brug af simple modeller for udledning og omsætning af kvælstof. En nærmere dokumentation for metoden er givet i Windolf m.fl. (2010). Der er i forhold til den heri beskrevne metode ikke foretaget principielle ændringer, men datagrundlaget og specielt distribueringen af GIS data er enkelte steder ændret. For kvælstofretentionen skelnes der eksempelvis nu mellem retention i store og små "skovvandløb". For 4. ordens kystafsnit er tilførslerne og omsætningen af kvælstof foretaget ved brug af modelberegninger for såvel målte som umålte oplande.

For de 119 målestationer er der anvendt månedlige vand- og stoftransporter, som er beregnet af amterne/Miljøcentrene. For visse stationer er der imidlertid ikke konsistens mellem disse indberettede vandtransporter og de vandafstrømninger, der månedsvist kan beregnes ud fra den nationale database med daglige vandafstrømninger. Det er de sidstnævnte, der har dannet grundlag for opgørelserne af den samlede vandafstrømning beskrevet i denne rapports kapitel 2. Til trods for forskellene mellem de to opgørelser har vi valgt at anvende de indberettede månedlige vand- og stofafstrømninger i stoftransportberegningerne.

Information om de samlede udledninger med spildevand fra punktkilder og den geografiske fordeling af disse er tilvejebragt via Fagdatacenter for Punktkilder. Der har imidlertid været en del problemer med disse data. Således mangler data for begyndelsen af 1990'erne for regnvandsbetingede udledninger og udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt. For perioden omkring kommunalreformen (2005-2007) mangler der enten data, eller også er de af relativt dårlig kvalitet. Dette er desværre tilfældet for alle typer af punktkilder. Endelig mangler data for de seneste år for salt- og ferskvandsdambrug samt nogle industrier. Endelig forekommer der - især for mindre oplande (vandløbsstationer, små kystafsnit) - fra det ene år til det næste en række mistænkelige "spring" i niveauet for udledningerne. For år med manglende data er disse tilvejebragt ved interpolation eller ekstrapolation. De tilgængelige spildevand-

vandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Hvor der har været behov for at anvende månedsudledninger, er det antaget, at disse har været ens hele året igennem. Endelig skal det bemærkes, at spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse er indregnet under den diffuse kvælstofudledning.

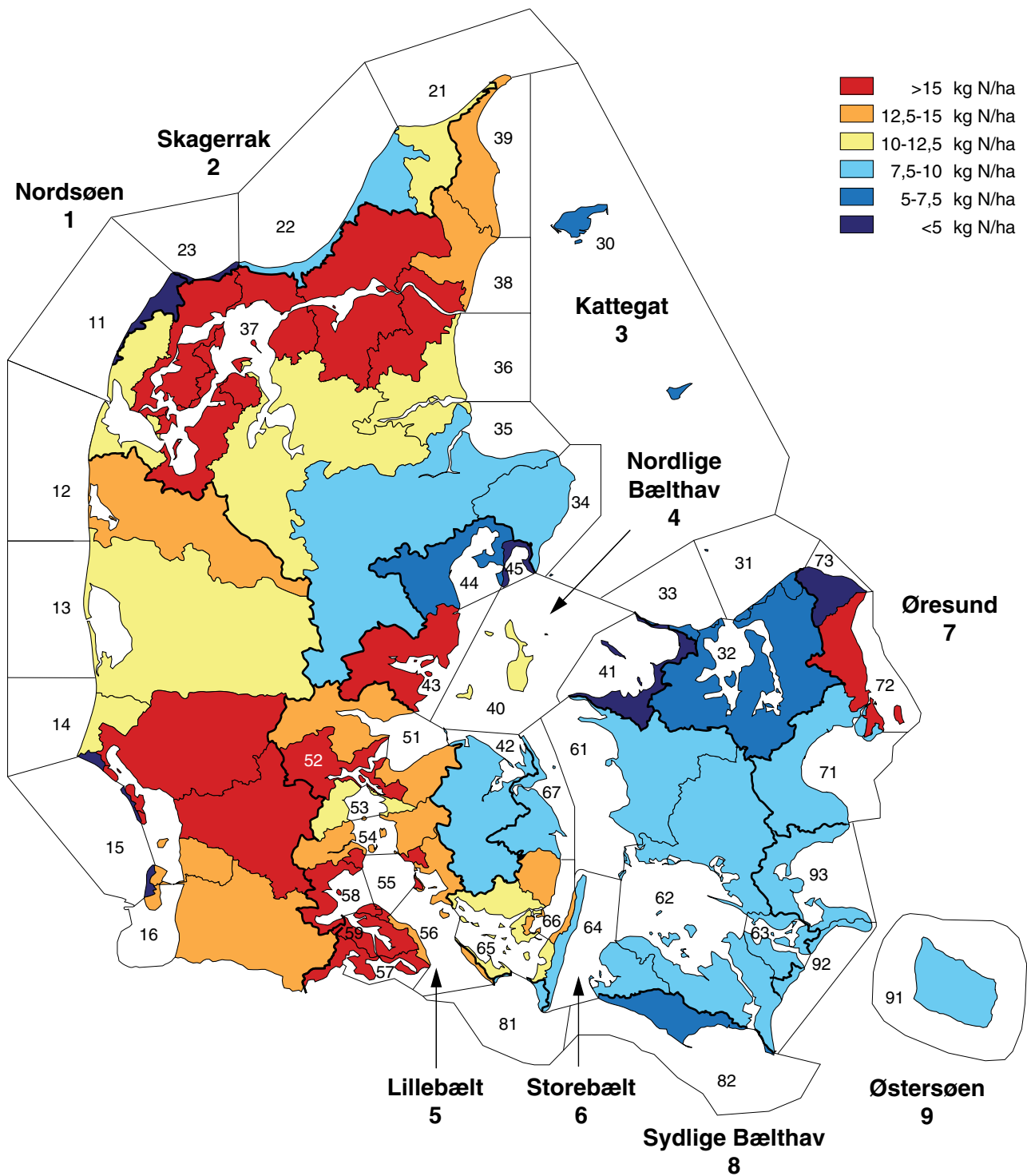
6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2009

For hele 2009 blev der i alt beregnet en tilførsel af godt 49.000 tons totalkvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Denne tilførsel er 35 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2009. Samtidig var vandafstrømningen i 2009 på 272 mm eller 15 % mindre end gennemsnittet for årene siden 1990.

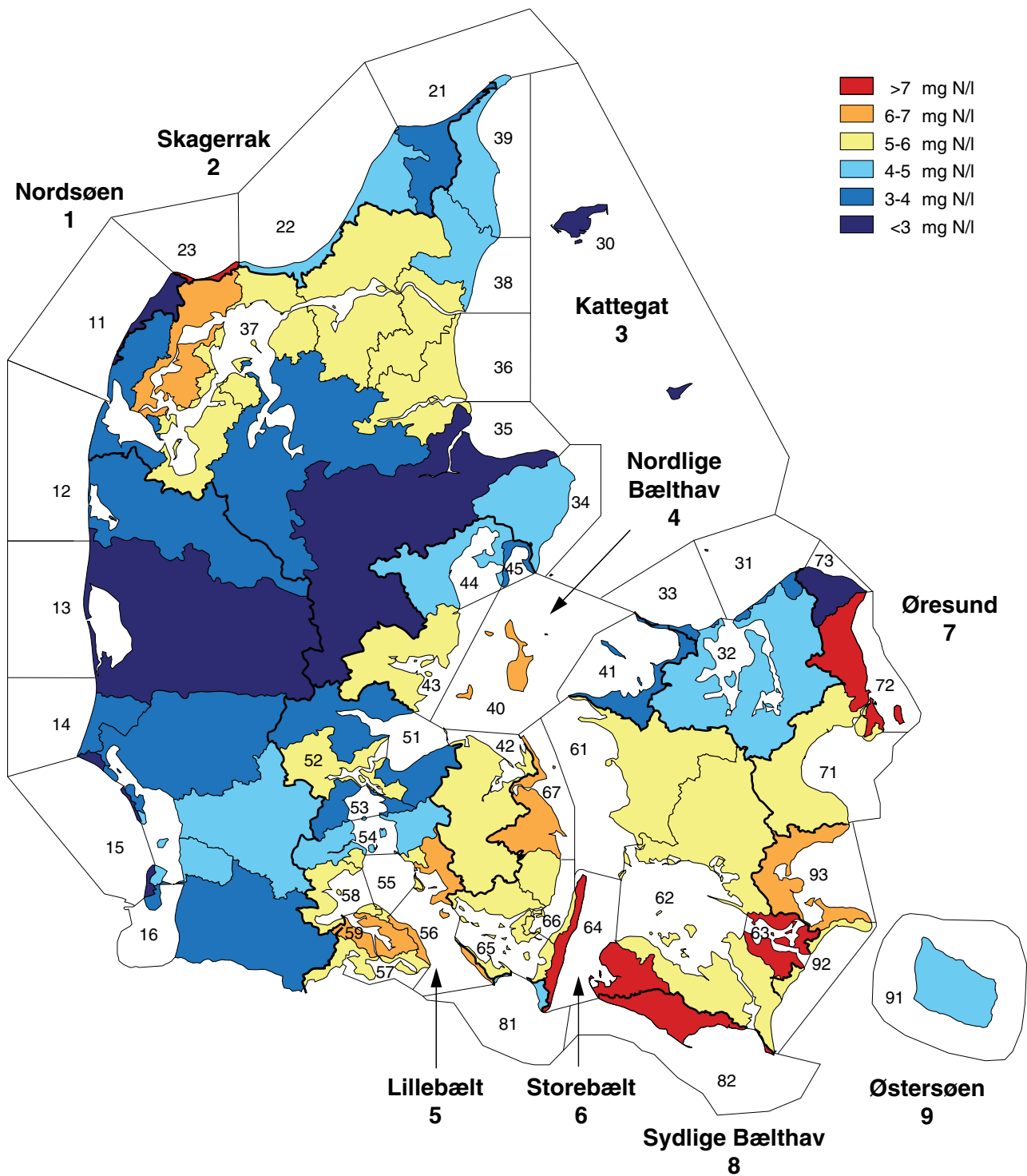
Tabet af total-kvælstof pr. ha opland var i 2009 relativt størst i det nordlige Jylland (omkring Limfjorden), dele af det sydlige Jylland og til Øresund, mens det var mindst i dele af Østjylland, Fyn, samt størstedelen af Sjælland (figur 6.1). Oplandstabet var bl.a. relativt lille i Gudenåsystemet. Her sker der via vandsystemets mange søer en væsentlig fjernelse af det udledte kvælstof, inden vandet løber ud i Randers Fjord (figur 6.1).

Selvom kvælstoftabet således var mindst i det østlige Danmark, var indholdet af total-kvælstof i det afstrømmende vand generelt størst på store dele af Fyn, Sjælland og omkring Limfjorden, og mindst i den vestlige del af landet (figur 6.2). Den overvejende grund til det relativt høje oplandstab i det vestlige Danmark er primært, at vandafstrømningen er meget større her end i det østlige Danmark. Det skal dog også bemærkes, at de modelberegnedede kvælstofkoncentrationer i det afstrømmende vand i vandløbene vest for israndslinjen formodentlig er betydeligt overestimerede (se afsnit 6.5).

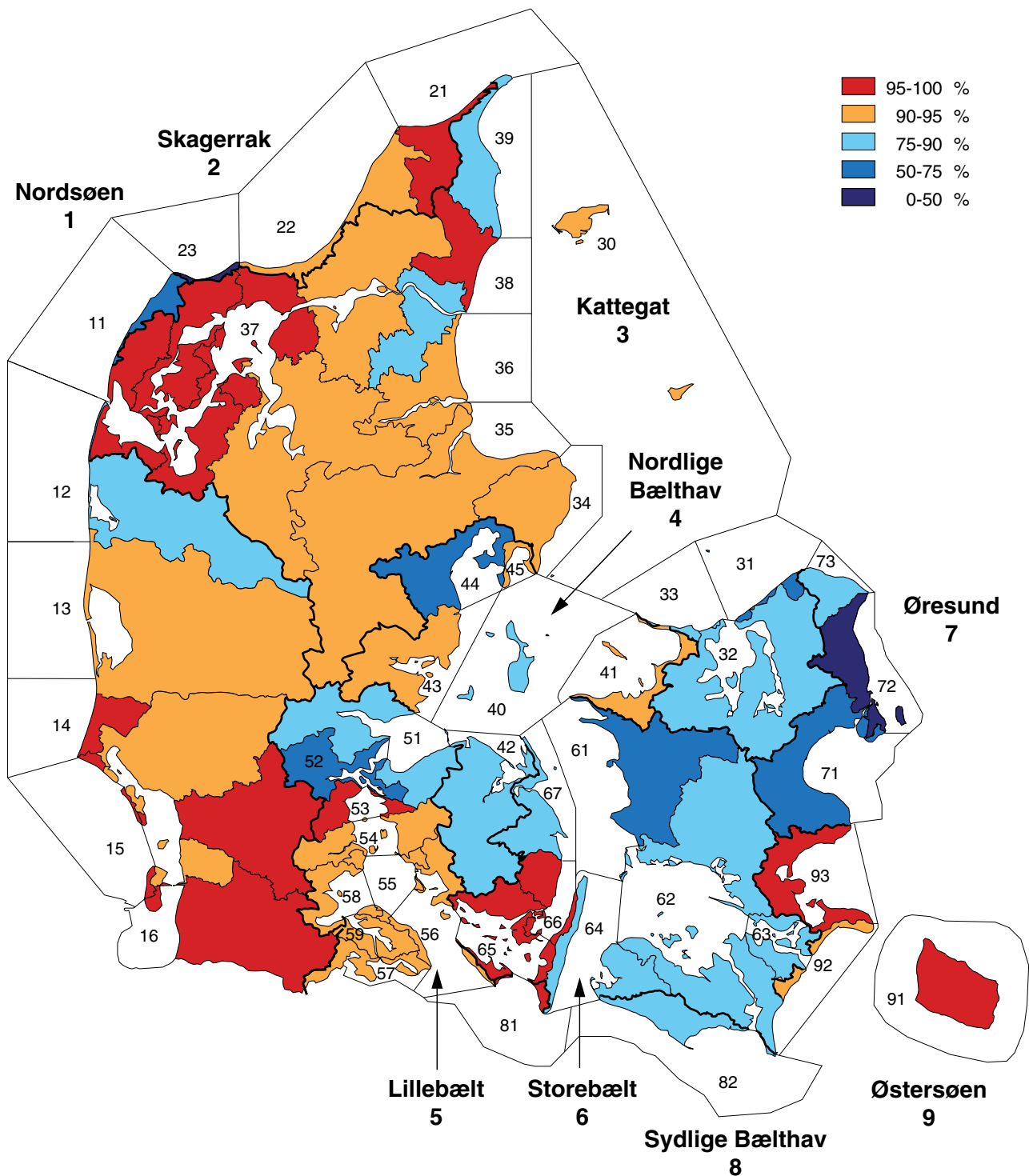
De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede betydeligt fra landsdel til landsdel. De diffuse kilder omfatter primært tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorder, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme uden for de offentlige kloaksystemer. De diffuse kilder var derfor mindst betydende omkring de større byer og størst i de åbne landområder (figur 6.3). I hovedparten af Jylland bestod den samlede kvælstofafstrømning således altovervejende af den diffuse afstrømning fra dyrkede og udyrkede arealer (>90 %). På Sjælland og specielt i Storkøbenhavn var den diffuse andel noget mindre, fordi spildevandsudledningerne til overfladevand her er relativt mere betydende. For landet som helhed var den samlede udledning af total-kvælstof fra punktkilder (renseanlæg knyttet til bymæssig bebyggelse, dambrug, virksomheder) på 5.600 tons i 2009, mens den diffuse udledning udgjorde knap 44.000 tons svarende til en fordeling på henholdsvis 11 og 89 % af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne.



Figur 6.1. Tab af total kvælstof fra oplandene til kystområderne i 2009.



Figur 6.2. Kvælstofbelastning af kystområderne i 2009 angivet som vandføringsvægtede koncentrationer.



Figur 6.3. Diffus andel af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne i 2009.

6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning

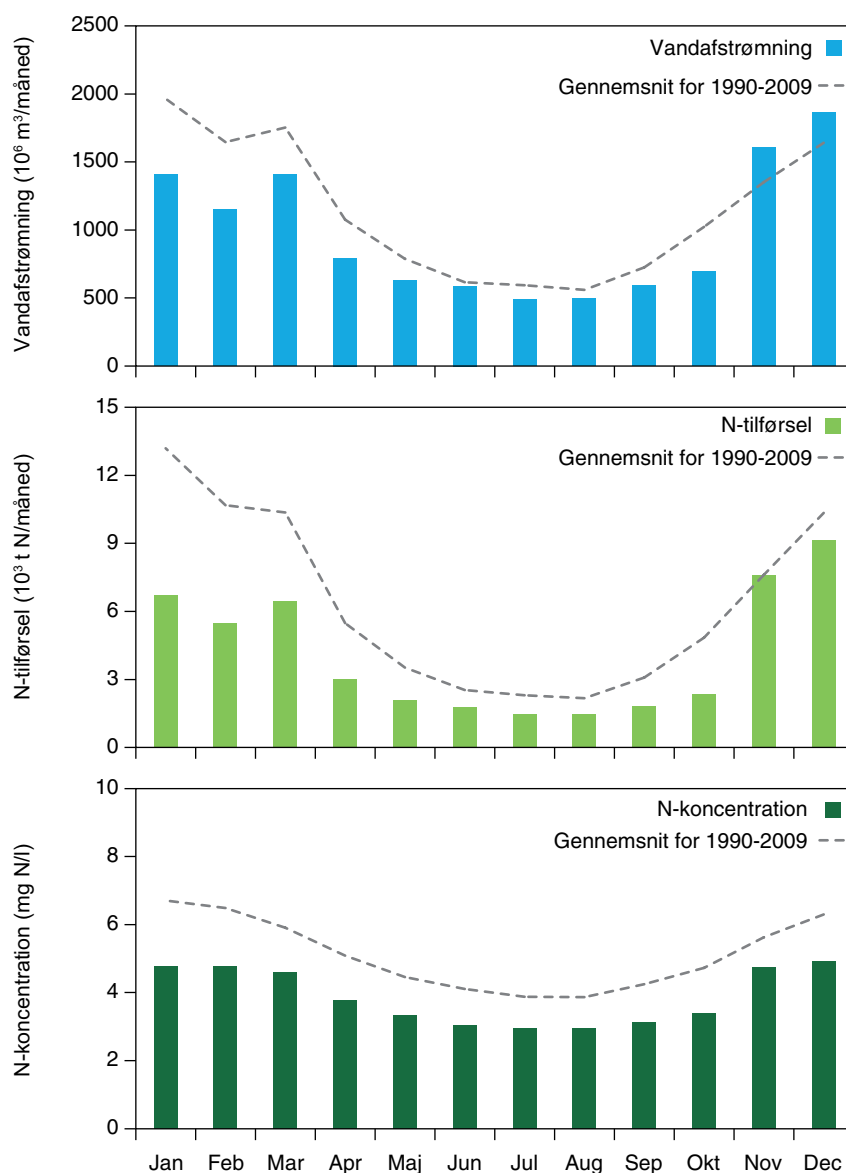
I 2009 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark betydeligt mindre end gennemsnittet for hele perioden 1990-2009 (figur 6.4, se også kapitel 2). I årets sidste måneder medførte en øget nedbør dog, at afstrømningen blev lidt større end normalen for perioden. Kvælstofafstrømningen var imidlertid i alle måneder i 2009 – bortset fra november – markant mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2009 (figur 6.4). Dette kan forklares ved den relativt lille vandafstrømning samt ved, at

kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand for alle måneder var betydeligt mindre end gennemsnittet for perioden (figur 6.4).

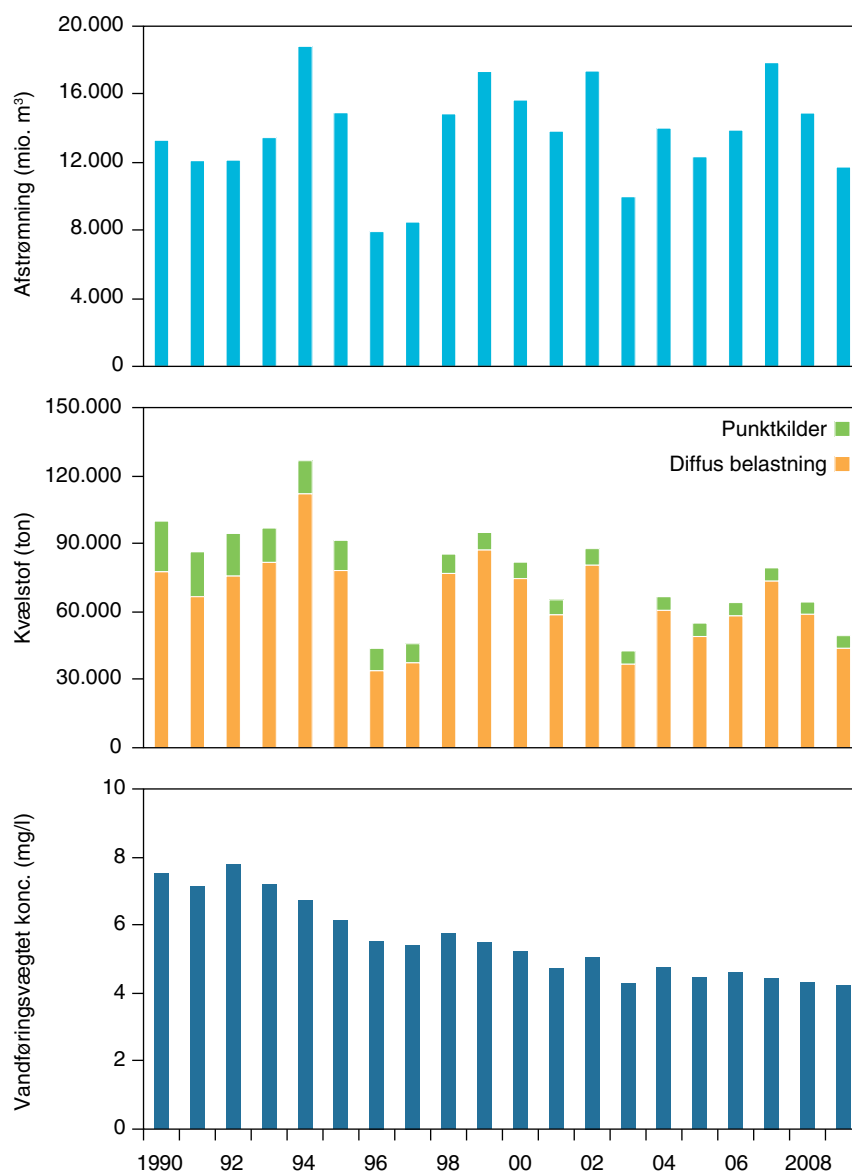
6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning

Variationen i de årlige samlede kvælstoftilførsler til kystvandene følger i udpræget grad variationen i vandafstrømningen (figur 6.5). Det ses dog også klart af figuren, at kvælstoftilførslen generelt har været faldende siden 1990. Faldet har specielt været tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (figur 6.5, nederst). Koncentrationerne er således faldet fra et niveau på omkring 7-8 mg N/l i starten af 1990'erne til i de senere år at variere mellem 4,2 og 4,6 mg N/l. Koncentrationen på 4,2 mg N/l i 2009 er den lavest beregnede værdi for hele perioden siden 1990. Størstedelen af faldet skyldes entydigt en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse udledninger af kvælstof, mens kun en mindre del kan forklares med en reduceret udledning af kvælstof via bedre rensede spildevand (figur 6.5, midt).

Figur 6.4. Månedsvise vandafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst) i 2009 og som gennemsnit for perioden 1990-2009



Figur 6.5. Udvikling i ferskvandsafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst), 1990-2009. Kvælstoftilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder.



En nøjere statistisk analyse (Mann-Kendall trend test, tabel 6.1) viser, at der reelt er tale om et signifikant fald i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof i den samlede afstrømning til havet. Faldet estimeres til 47 % gennem perioden, (95 % konfidensgrænser: -35/-60 %). Netop udviklingen i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration er et godt mål for den reelle udvikling i kvælstofafstrømningen, fordi der delvist tages højde for betydningen af de store naturlige år til år udsving i vandafstrømning. Også for hvert af de 9 farvandsområder kan der konstateres et signifikant fald i kvælstofkoncentrationen (tabel 6.1). For hele landet faldt de vandføringsvægtede koncentrationer i den diffuse tilførsel ligeledes signifikant. Faldet i det diffuse koncentrationsbidrag estimeres på landsplan til 40 % i perioden 1990-2009, (95 % konfidensgrænser: -31/-50 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i det diffuse koncentrationsbidrag mellem 34 og 48 %.

Tabel 6.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990–2009. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5 %-niveau.

Farvandsområde	Kvælstof	
	Diffus tilførsel % ændring	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-35	-40
Skagerrak	-45	-69
Kattegat	-35	-41
Nordlige Bælthav	-48	-49
Lillebælt	-48	-52
Storebælt	-46	-46
Øresund	-47	-73
Sydlig Bælthav	-34	-33
Østersøen	-39	-51
Danmark	-40 (-50;-31)	-47 (-60;-35)

En sammenligning af kvælstofafstrømningen mellem de målte oplande, beregnet ud fra hhv. aktuelle målinger ved vandløbsmålestationer og modellen for de umålte oplande, viser en bias, idet modellen vest for israndslinjen (georegion 3) klart overestimerer transporten (se afsnit 6.5).

Der er således, som allerede fremhævet i Windolf m.fl. (2010), behov for at forbedre modellen for umålte oplande i det vestlige Jylland. Det har desværre ikke hidtil været muligt – ud fra de til rådighed værende resurser under NOVANA programmet – at gennemføre en sådan modeludvikling.

6.5 Kilder til transport af og tilbageholdelse af kvælstof

I tabel 6.2 er vist nøgletal for kilderne til kvælstoftransporten, den beregnede kvælstofretention (tilbageholdelse/nitratreduktion) og den samlede tilførsel til kystvandene. Tallene er opgjort for 2009 og sammenstillet med gennemsnittet for perioden 1990-2008. Desuden er der foretaget en opdeling på det målte og det umålte opland. I tabellen indgår såvel målte som modellerede værdier for det målte opland. Der henvises til Windolf m.fl. (2010) for en nærmere beskrivelse af den metodiske tilgang og de anvendte forudsætninger for beregningerne.

Ses indledningsvist på tallene for det målte opland (1990-2008), er der med den empiriske model for kvælstofudledning til overfladevand beregnet en bruttoudledning på 52 800 tons N/år og en samlet kvælstofretention i overfladevand på 12 100 tons N/år. Dermed fås en modelberegnet kvælstoftilførsel fra diffuse kilder for det målte opland på 40 700 tons N/år beregnet som differencen mellem bruttoudledningen og retentionen i overfladevand. Den samlede målte transport af total-kvælstof fra det målte opland er som gennemsnit i perioden beregnet til 35 900 tons N/år. I denne målte transport indgår en relativt mindre mængde kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder i det målte opland (3000 t N/år). Trækkes denne spildevandsmængde fra den målte kvælstoftransport, fås en kvælstoftransport fra diffuse kilder i det målte opland på 32 900 tons N/år. Dette er 7800 tons N/år mindre end den modelberegnete transport på 40 700 tons N/år (1990-2008). Den anvendte model overestimerer således på landsplan den samlede kvælstoftransport fra det målte opland med ca. 20 %.

Tabel 6.2. Nøgletal for kilder, transport og tilbageholdelse af kvælstof, 1990-2009.

Kvælstof, 1990-2009	1990-2008			2009		
	10 ³ t N/år a (målt areal)	10 ³ t N/år c (umålt areal)	10 ³ t N/år Danmark	10 ³ t N/år b (målt areal)	10 ³ t N/år d (umålt areal)	10 ³ t N/år Danmark
Udvaskning fra rodzonen						
Udvaskning dyrket areal, 10 ³ t N/år (1)			204			
Udvaskning udyrket areal, 10 ³ t N/år (1)			8			
Samlet N-udvaskning, 10³ t N/år			212			
Brutto diffus udledt, 10³ t N/år (model)	52,8	44,3	97,1	36,1	31,5	67,6
Retention små søer	0,2	0,3	0,5	0,1	0,3	0,4
Retention, store søer	5,5	2,7	8,2	4,0	2,1	6,1
Retention små vandløb (<2m)	1,9	2,4	4,3	1,5	1,9	3,4
Retention, vandløb (> 2m)	4,2	4,5	8,7	3,3	3,6	6,9
Retablerede vådområder (2)	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,3
Retention, oversvømmelse i ådale	0,2	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0
Total retention, 10³ t N/år	12,1	10,1	22,2	9,1	8,1	17,1
Model. transport (diffus) 10 ³ t N/år	40,7	34,2	74,9	27,0	23,4	50,4
Målt transport 10 ³ t N/år	35,9			22,1		
- heraf spildevand fra punktkilder	3,0			1,7		
Målt transport (diffus) 10 ³ t N/år	32,9			20,4		
Afvigelse (model-målt)/målt %	24%			32%		
Anvendt transport (diffus) 10³ t N/år (3)	32,9	34,2	67,1	20,4	23,4	43,8
+ Spildevand (4)	3,0	5,5	8,5	1,7	1,3	3,0
+ Spildevand, direkte til havs (4)		1,8	1,8		2,6	2,6
N tilførsel til marint vand, 10³ t N/år	35,9	41,5	77,4	22,1	27,3	49,4
Total retention (5)			145			
Retention i grundvand (5)			124			
Retention i overfladevand (5)			22			

(1) Beregnet ved antaget gennemsnitsklima for 1990-2005 under anvendelse af 3 forskellige udvaskningsmodeller. Nettovandbalancen for det dyrkede areal for to af disse modeller er som gennemsnit for perioden 395 og 375 mm. For landet som helhed er antaget en nettovandbalance på 309 mm og for det udyrkede areal ca. 175 mm/år

(2) Den anførte retention omfatter IKKE retention i nyanlagte større søer (disse er medtaget under posten: store søer).

(3) For 1990-2008 modelberegnes for det målte opland en N-transport fra diffuse kilder på 40,7 kT N/år, men der måles en transport på 35,9 kT. I det målte opland udledtes i snit 3,0 kT N med spildevand og fratrækkes dette den målte transport fås et estimat på 32,9 kT N for målt transport fra diffuse kilder af N. Det er naturligvis denne målte transport der **anvendes** i de videre beregninger (tillægges spildevand og bidrag fra umålt opland). For umålt opland er det den modelberegne N transport fra diffuse kilder, der anvendes og tillægges bidrag fra spildevand (til vandløb og direkte til marint vand).

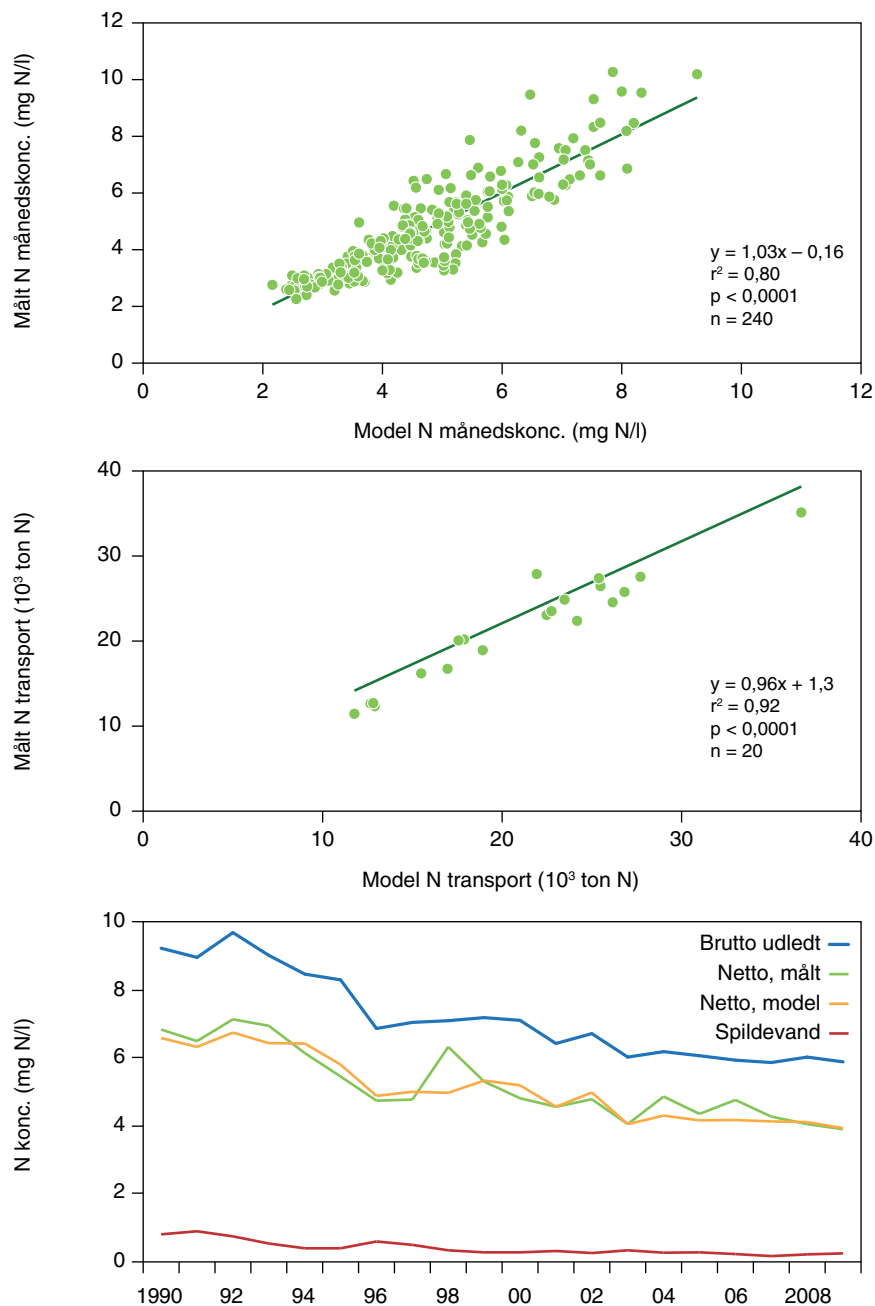
(4) I den nuværende opsætning af beregningsprogram til kildeopsplitning indregnes ingen retention af det udledte spildevand.

(5) Beregnet som N-udvaskning fra rodzonen – kvælstoftransport (diffus). Retention i overfladevand er særskilt estimeret. Rest-retention antages at være reduktion i grundvand.

a) Vandafstrømning: 7,7 10⁹ m³ (364 mm); b) 6,5 10⁹ m³ (304 mm); c) 6,1 10⁹ m³ (280 mm); d) 5,3 10⁹ m³ (238 mm);

Modellen overestimerer især kvælstoftransporten fra oplandene vest for israndslinjen i Jylland (georegion 3). Ses der imidlertid bort fra måledata fra vandløbene i denne georegion, er der en meget fin sammenhæng mellem de samlede modellerede og målte årlige kvælstofafstrømninger fra den øvrige del af landet (figur 6.6, midt). Ligeledes er der for disse oplande samlet set en tilfredsstillende modellering af de gennemsnitlige månedlige kvælstofkoncentrationer (figur 6.6, øverst), ligesom den tidslige udvikling i de gennemsnitlige årlige kvælstofkoncentrationer beskrives tilfredsstillende (figur 6.6, nederst). Imidlertid er der inden for de enkelte vandløb og disses oplande en betydelig variation med hensyn til, hvor godt modellen beskriver de målte koncentrationer og transporter. De målte vandløb uden for georegion 3 udgøres af i alt 99 vandløb, der afvander et samlet oplandsareal på 13 500 km².

Figur 6.6 Målte og modellerede kvælstofkoncentrationer og – transporter fra det samlede målte oplandsareal (99 vandløb, 13 500 km²) eksklusive oplande i georegion 3 (oplande vest for israndslinjen i Jylland). Øverst: Vandføringsvægtede månedlige koncentrationer af kvælstof. Miderst: Årstransporter af kvælstof. Nederst: Vandføringsvægtede årlige kvælstofkoncentrationer (Brutto: udledt til vandløb, inklusive spildevandsbidrag; Netto: målte og modellerede koncentrationer som gennemsnit for alle vandløbsstationerne; Spildevand: spildevandsbidrag til bruttoudledningerne).



En overordnet sammenkædning af de beregnede data for udledning, retention og transport af kvælstof for perioden 1990-2008 kan sammenfattes således (jf. tabel 6.2):

- Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen (nitrat-N) under dyrkede og udyrkede arealer er beregnet til 212.000 tons N/år.
- Retentionen i overfladevand er beregnet til ca. 22 000 tons N/år (svarende til 10 % af det udvaskede kvælstof).
- De diffuse kilders andel af den samlede kvælstofafstrømning til kystvandene er beregnet til ca. 67.100 tons N/år.
- Dermed kan retentionen i grundvand beregnes til 124.000 tons N/år (differencen mellem kvælstof udvaskning og summen af

kvælstoftransporten fra diffuse kilder + retentionen i overfladevand). Kvælstofretentionen i grundvandet udgør derved 58 % af den samlede udvaskning fra rodzonen.

- Den anvendte metode til beregning af kvælstoftransport fra diffuse kilder i det umålte opland overestimerer det diffuse tab markant i Jylland vest for israndslinjen. Det betyder, at den diffuse kvælstoftilførsel til havet også på landsplan er overestimeret med den anvendte metode.
- Ses der bort fra oplandene vest for israndslinjen, vurderes den anvendte metode til at beskrive den samlede kvælstofafstrømning fra de øvrige oplande imidlertid tilfredsstillende.

De beregnede data for 2009 kan tilsvarende kort opsummeres således (jf. tabel 6.2):

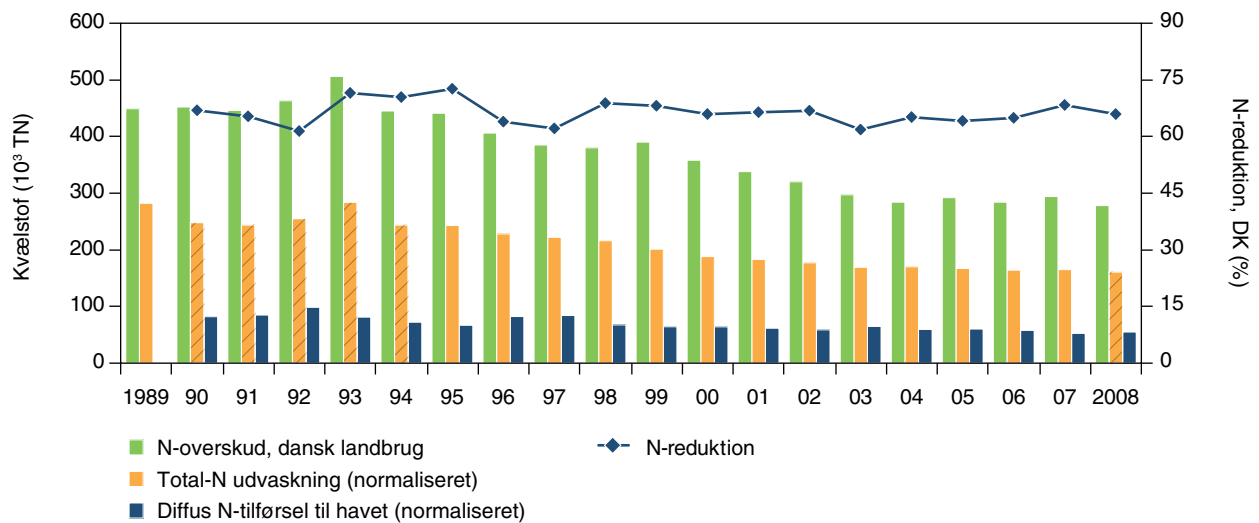
- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene er beregnet til 49.400 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 5 600 tons N/år.
- Kvælstofretentionen i overfladevand er beregnet til 17.100 tons N/år.

6.6 Kvælstofoverskud i dansk landbrug, samt udvaskning, retention og transport af kvælstof fra diffuse kilder

I foregående afsnit er kvælstoftilførslen til kystvande og kvælstofretention opgjort for landet som helhed for perioden 1990-2009. Kvælstofudvaskningen fra de dyrkede arealer er igennem denne periode reduceret markant som følge af effekten af de forskellige vandmiljøplaner. Dette er den primære forklaring på, at de landbaserede kvælstoftilførsler til kystvandene er reduceret med 47 % i samme periode. Det er imidlertid velkendt, at indgreb mod udvaskningen af kvælstof fra rodzonen ikke i alle vandløb medfører et øjeblikkeligt og fuldt respons i kvælstoftransporten i vandløbet. Det skyldes primært faktorer som opholdstid i grundvandsmagasinerne, samt retention i grundvand og overfladevand.

I dette afsnit præsenteres den samlede kvælstofretention fra rodzone til kystvandene således, som den kan beregnes for perioden siden 1990. Tilsvarende beregninger blev udført i forbindelse med seneste rapportering af NOVANA, og der henvises hertil for beskrivelse af den metodiske tilgang (Windolf m.fl. 2010).

Såvel kvælstofoverskuddet i dansk landbrug som den normaliserede udvaskning og transport af kvælstof fra diffuse kilder til havet er reduceret markant i perioden siden 1990 (figur 6.7). Beregnes tilbageholdelsen af kvælstof for hvert agrohydrologisk år (1/4-31/3) som differencen mellem disse to processer, fås en gennemsnitlig retention for hele perioden på 66 %. Der synes derudover ikke – bedømt ud fra figuren - for landet som helhed at være tale om betydende ændringer igennem perioden.



Figur 6.7. Udvikling i dansk landbrugs kvælstofoverskud, klimanormaliseret N-udvaskning (dyrket+udyrtet areal) og klimanormaliseret kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystområderne fordelt på agrohydrologiske år (1. april år n til 31. marts år n+1). Udvikling i beregnet N-retention = $(N\text{-udvaskning} - N\text{-transport (diffus)} \cdot 100 / N\text{-udvaskning} (\%))$. Gennemsnitlig vandafstrømning for den diffuse N transport er 320 mm/år.

7 Fosforbelastning af havet

Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Ane Kjeldgaard, Brian Kronvang, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen & Hans Thodsen

7.1 Datagrundlag og metode

Fosforbelastningen er, som kvælstofbelastningen, opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 7.3 – 7.5. For ca. 49 % af Danmark er transporten opgjort direkte ved hjælp af målestationerne (målte oplande). For den øvrige del af landet (umålte oplande) er belastningen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse tilførsel, og resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra renseanlæg, dambrug, industriudledninger) og derefter fratrukket retentionen i søer og naturlige vådområder. Den diffuse tilførsel omfatter dels tab af fra dyrkede og udyrkede jorder, dels udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme i det åbne land (dvs. uden for kloakerede områder). Modellen for den diffuse udledning anvender data for jordtype, dyrkningsgrad, andel af vådområder, nedbør og baseflow som forklarende variable. Opgørelsesmetoder og modelberegninger er beskrevet i Ovesen m.fl. (2009).

Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse belastning angivet som differensen mellem totalbelastningen og spildevandsudledningerne. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne (inkl. dambrug) er imidlertid ikke komplet (se kapitel 6), hvilket medfører betydelig usikkerhed. Der er derfor behov for en fremtidig genberegning af belastningen, når disse data foreligger.

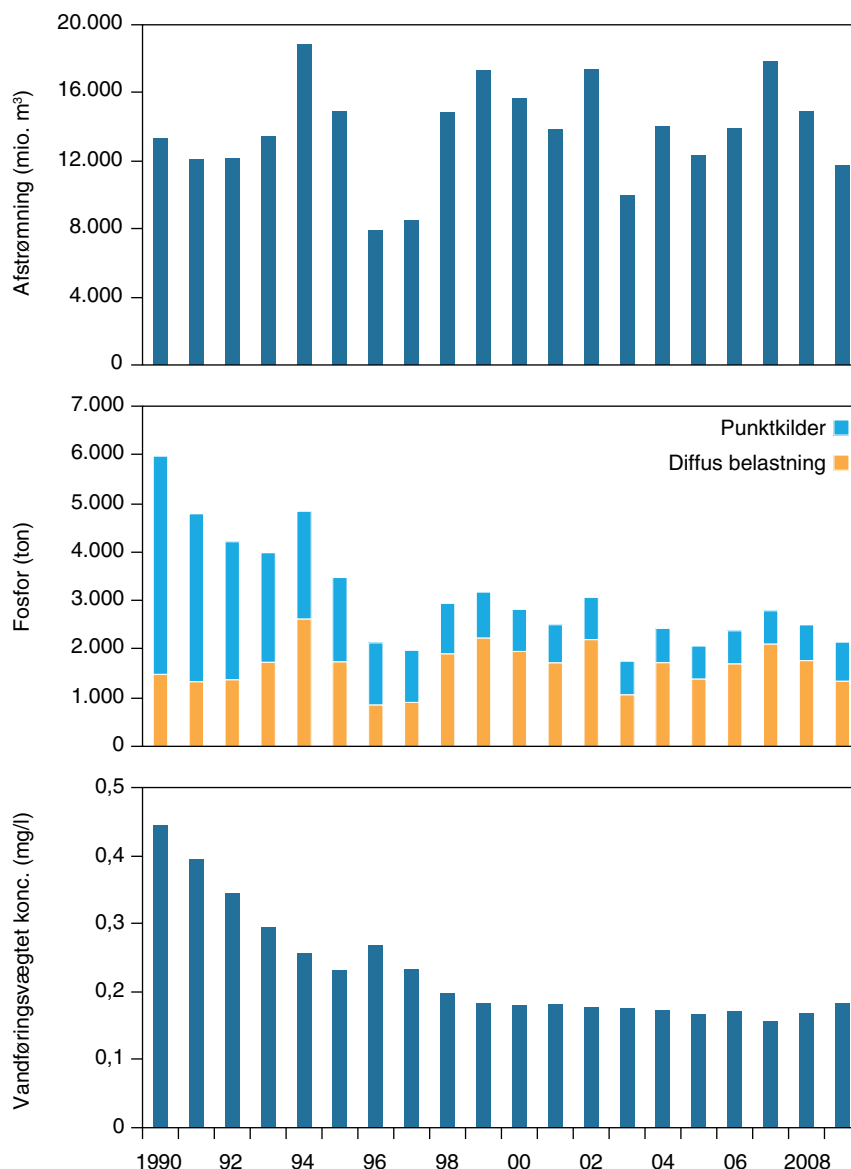
Det bemærkes, at modellen for de diffuse udledninger af fosfor er udviklet på baggrund af data fra målestationer i små vandløbsoplande, hvor der har været intensiv, kontinuert prøvetagning og måling af fosforkoncentrationerne. Derimod er vandprøver fra de målte vandløbsoplande på de stationer, der indgår fra NOVANA's 'Havbelastningsstationer' indsamlet ved stikprøvetagning. Typisk er der her kun 18-24 vandkemiske prøvetagninger pr. år. Det er veldokumenteret, at efterfølgende beregninger af fosfortransporter på baggrund af enkeltprøver (stikprøver) typisk resulterer i beregnede transporter, der er mindre end den 'sande' fosfortransport - altså den transport, der kan beregnes ud fra en intensiv, kontinuert prøvetagning.

7.2 Fosfortilførsel til havet 2009

I 2009 blev der i alt beregnet en tilførsel af godt 2100 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (figur 7.1, midt). Dermed var fosfortilførslen 32 % mindre end gennemsnittet for perioden siden 1990. Der er sket et markant fald i de samlede fosfortilførsler til kystvandene siden 1990. Faldet forklares af den store reduktion i fosforudledningerne med spildevand gennem perioden (figur 7.1, midt), en direkte effekt af den forbedrede rensning, som blev iværksat som følge af den først vandmiljø-

plan omkring og umiddelbart efter 1990. De samlede udledninger af fosfor med spildevand fra punktkilder er således faldet fra omkring 4500 tons fosfor i 1990 til 700-800 tons fosfor de seneste år. Fosfortilførslerne fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer, samt spildevand fra spredt bebyggelse), varierer fra år til år i nogen grad i takt med variationerne i den årlige vandafstrømning (figur 7.1, øverst).

Figur 7.1. Ferskvandsafstrømning, samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit og vandføringsvægtet fosfor koncentration for 1990 til 2009.



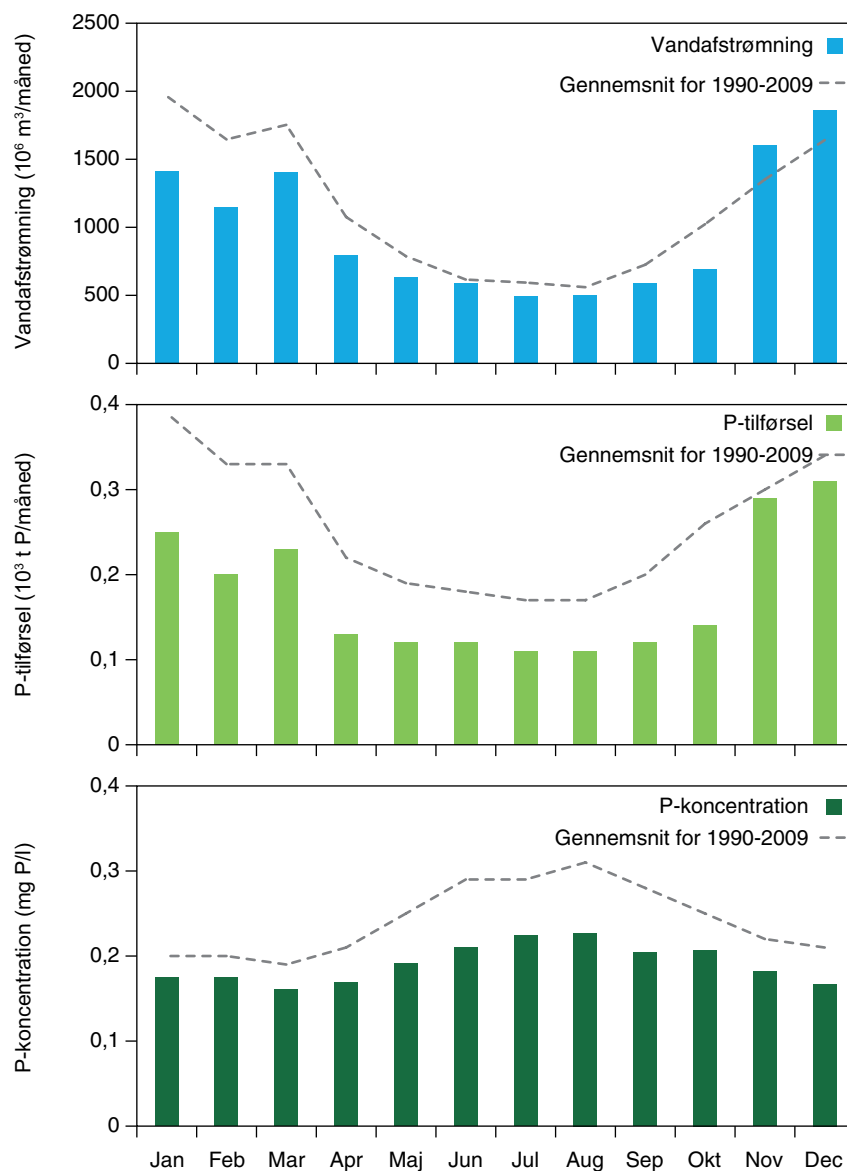
Den markante reduktion i fosfortilførslerne ses specielt tydeligt i udviklingen i de vandføringsvægtede fosforkoncentrationer i den samlede vandmængde, der strømmer fra land til kystvandene omkring Danmark (figur 7.1, nederst). Koncentration blev i 2009 målt og beregnet til 0,183 mg P/l og blev dermed det højeste de seneste 10 år. De vandføringsvægtede fosforkoncentrationer har dog kun varieret lidt det seneste 10 år med et gennemsnit på 0,173 mg P/l (S.D.: 0,008 mg P/l). De let forhøjede koncentrationer i 2009 forklares hovedsageligt ved, at vandafstrømningen dette år var lille og dermed ikke "fortyndede" de udledte mængder af spildevand helt så meget som i tidligere år i perioden. Det udledte spildevand bidrog i 2009 med 0,069 mg P/l til de samlede fosforkoncentrationer. Udledninger fra diffuse kilder bidrog således med resten; 0,114

mg P/l. Det beregnede diffuse koncentrationsbidrag har – på landsplan – siden 1990 været ret konstant og svinget omkring et gennemsnit på 0,119 mg P/l (S.D.; 0,009 mg P/l).

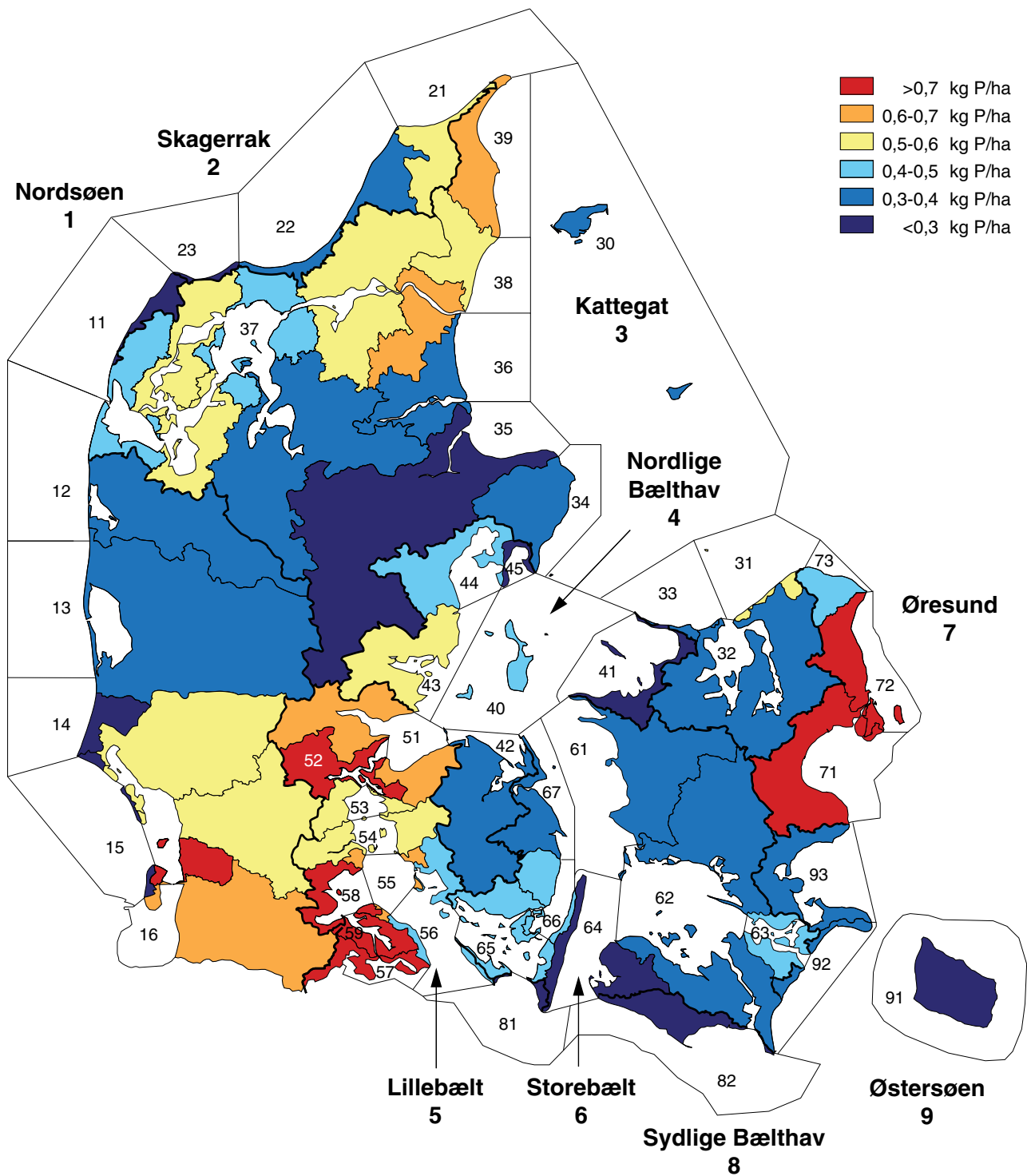
Hen over året 2009 var fosfortilførslerne i alle måneder betydeligt mindre end gennemsnittet for perioden siden 1990 (figur 7.2, midt). Dog betød den øgede vandafstrømning i november-december (figur 7.2, øverst), at fosfortilførslerne her var relativt store, fordi den større vandafstrømning i disse måneder medførte en øget fosfortilførsel fra diffuse kilder.

Fosforkoncentrationerne i den afstrømmende vandmængde fra land varierede hen over året 2009, men var – på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder markant mindre end gennemsnittet for hele perioden siden 1990 (figur 7.2, nederst). Generelt er fosforkoncentrationerne noget større i sommermånederne, fordi ferskvandsafstrømningen er mindre (figur 7.2, øverst), og dermed 'fortyndes' det udledte spildevand ikke så meget som i øvrige måneder.

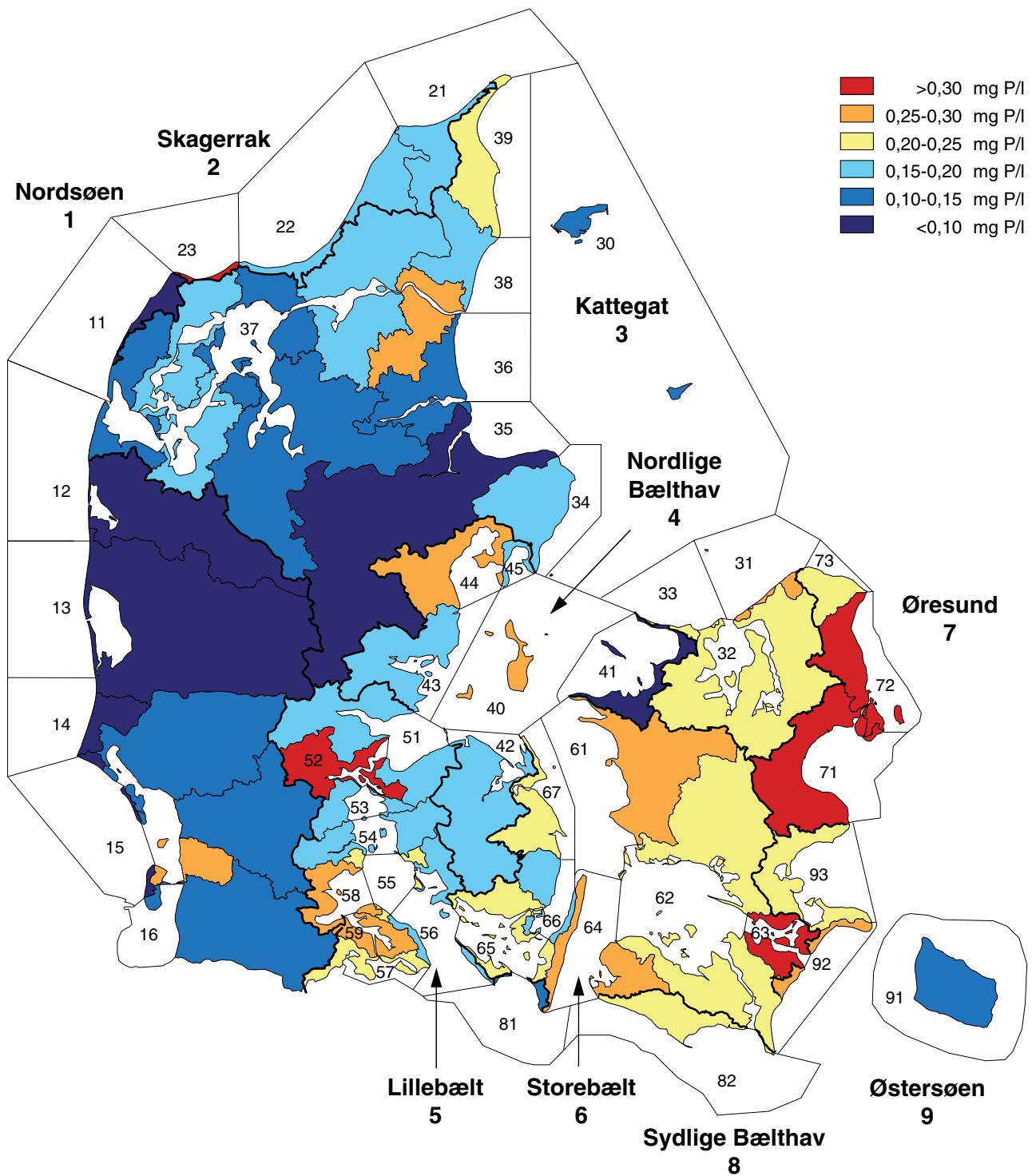
Figur 7.2. Månedsvise vandafstrømning, fosfortilførsel og vandføringsvægtet fosforkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2009 og som gennemsnit for 1990-2009.



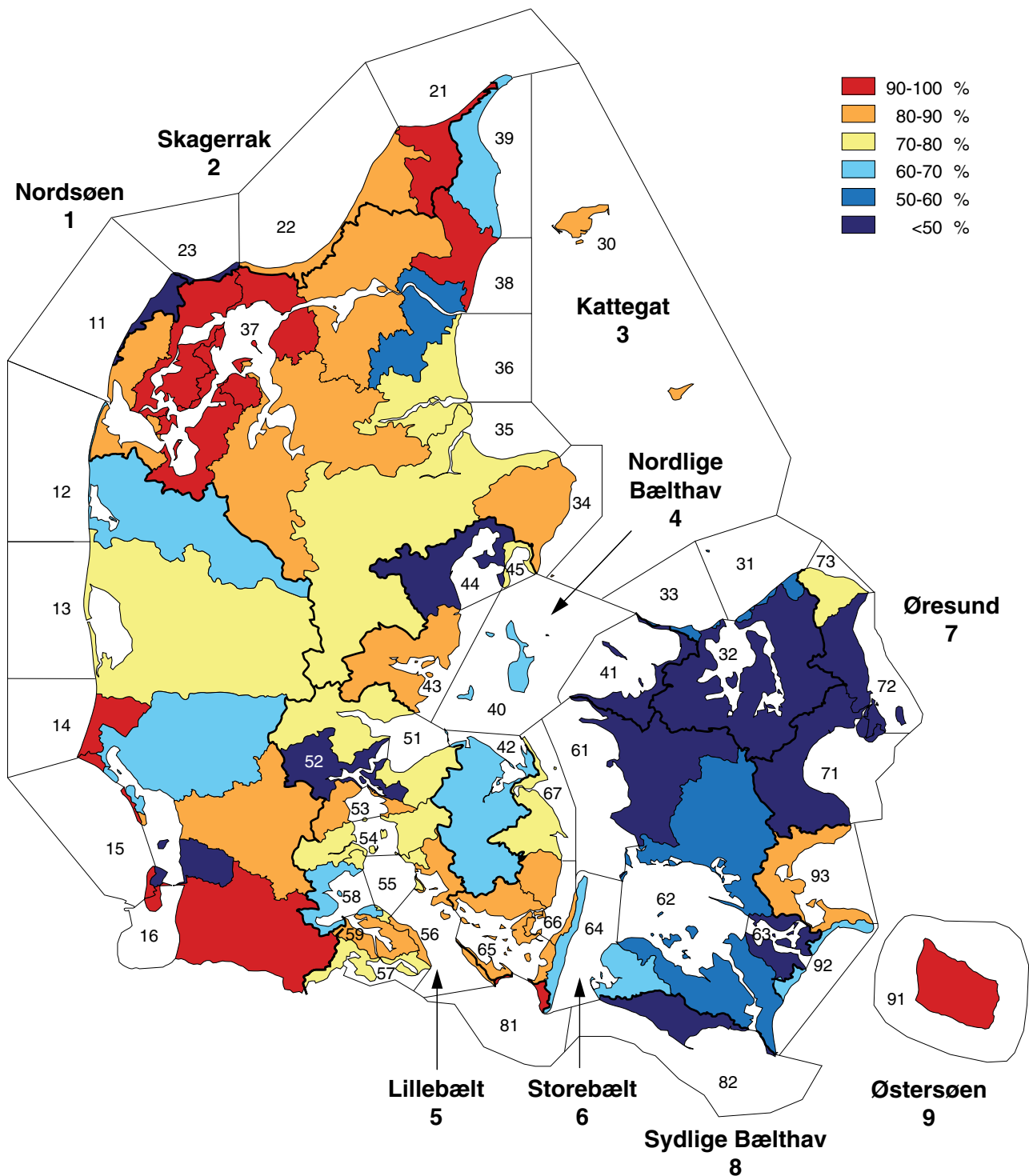
Den regionale belastning af kystområderne varierede betragteligt i 2009 (figur 7.3). Størst var oplandstabet (kg P/ha) til områderne i den sydøstlige del af Jylland og til Øresund, hvor oplandstabet i flere områder var større end 0,7 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor var ligeledes generelt størst i det østlige Danmark (figur 7.4). De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i Jylland og mindst i det østlige Danmark, (figur 7.5).



Figur 7.3. Oplandstab af total fosfor fra oplandene til kystområderne i 2009.



Figur 7.4. Fosforbelastning af kystområderne angivet som vandføringsvægtet koncentration i 2009.



Figur 7.5. Diffuse andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2009.

7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990 – 2009

Der har i perioden 1990-2009 været et statistisk signifikant (Mann-Kendall trend test) fald i den samlede tilførsel af total fosfor fra land til havet omkring Danmark (figur 7.4). Faldet er estimeret til 65 % (95 % C.L.: 35-104 %), se tabel 7.1. Ligeledes er der for alle overordnede farvandsområder (1. orden) påvist et statistisk sikkert fald gennem perioden. Faldene estimeres til 38-87 %.

Reduktionen i belastningen af havet med fosfor kan stort set udelukkende forklares af de reducerede udledninger af fosfor med spildevand. Således kan der for tilførslerne fra diffuse kilder ikke på landsplan påvises en statistisk sikker udvikling over tid (tabel 7.1).

Tabel 7.1 Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990–2009. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval.

Farvandsområde	Fosfor	
	Diffus tilførsel % ændring	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	8*	-38
Skagerrak	3*	-87
Kattegat	10*	-46
Nordlige Bælthav	-16	-53
Lillebælt	-4*	-43
Storebælt	-18	-54
Øresund	-10*	-74
Sydlig Bælthav	-4*	-44
Østersøen	-8*	-86
Danmark	-3 (-16;12)*	-65 (-104;-35)

*Testen viser ikke en signifikant udvikling på 5 %-niveau.

7.4 Hvor godt modelberegnes transporter og koncentrationer af fosfor?

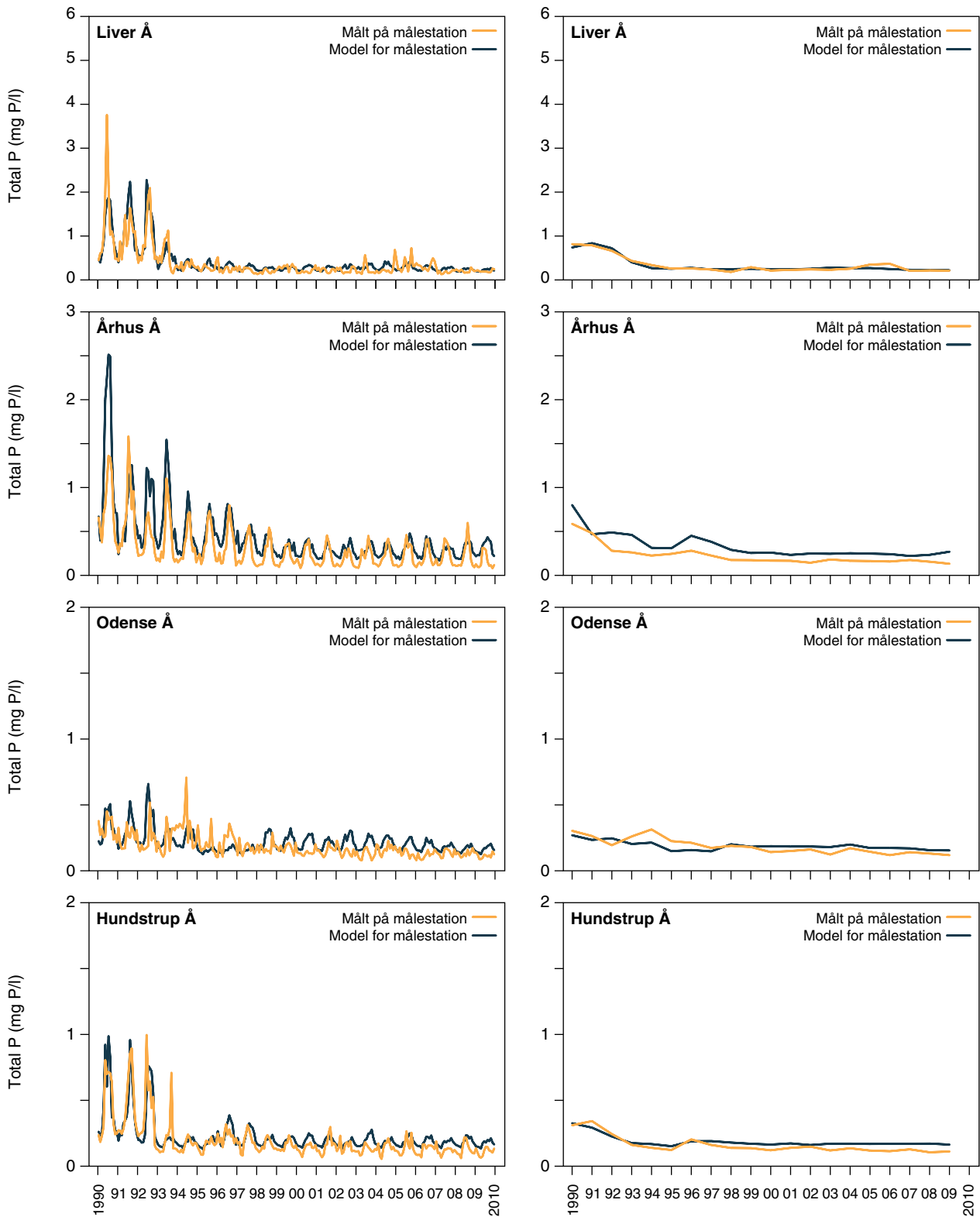
Transporten af fosfor til kystvandene er beregnet ud fra dels målinger for ca. halvdelen af Danmarks areal, dels modelberegninger for resten. Den anvendte model for diffus fosfortilførsel er en koncentrationsmodel, der estimerer koncentrationen af total fosfor i det vand, som strømmer til vandløbene. Modellen er udviklet på 25 mindre vandløb (hver med et opland på omkring 20 km²). Landets areal er inddelt i tilsvarende hydrologiske enheder, og for hver enhed anvendes modellen til at estimere den diffuse fosfortilførsel til vandløb. Disse kan så – sammen med de tilgængelige data for udledninger med spildevand fra punktkilder – summeres til en bruttoudledning til større oplande. Fra bruttoudledningen fratrækkes estimerede fosfortilbageholdelser i større søer og på tidvist oversvømmede vandløbsnære arealer. Tilbageholdelsen i søerne er antaget at være den, som er fundet for de større søer, der indgår i NOVANA. Der er altså antaget den samme arealspecifikke tilbageholdelse (i forhold til søarealet) i alle søer. Dette er naturligvis en væsentlig fejlkilde på "lokalt" plan, fordi det er velkendt, at tilbageholdelsen af fosfor varierer betydeligt fra sø til sø. Der har imidlertid ikke været andre muligheder end at anvende de nævnte forudsætninger.

Vi har også anvendt modellen for estimering af koncentrationer og transporter af fosfor på de målte oplande. På den måde kan det vurderes, hvor godt modellen rammer de ud fra konkrete målinger bestemte koncentrationer og transporter. Det skal her bemærkes, at der ikke er foretaget en kalibrering af modeldata på disse stationer. Sammenstillingen af modelestimer og ud fra målinger beregnede værdier er således en foreløbig validering af modelkonceptet. I den forbindelse er det vigtigt at være opmærksom på, at anvendelse af data fra NOVANA ikke nødvendigvis fører til beregning af "sande" koncentrationer og transporter, idet

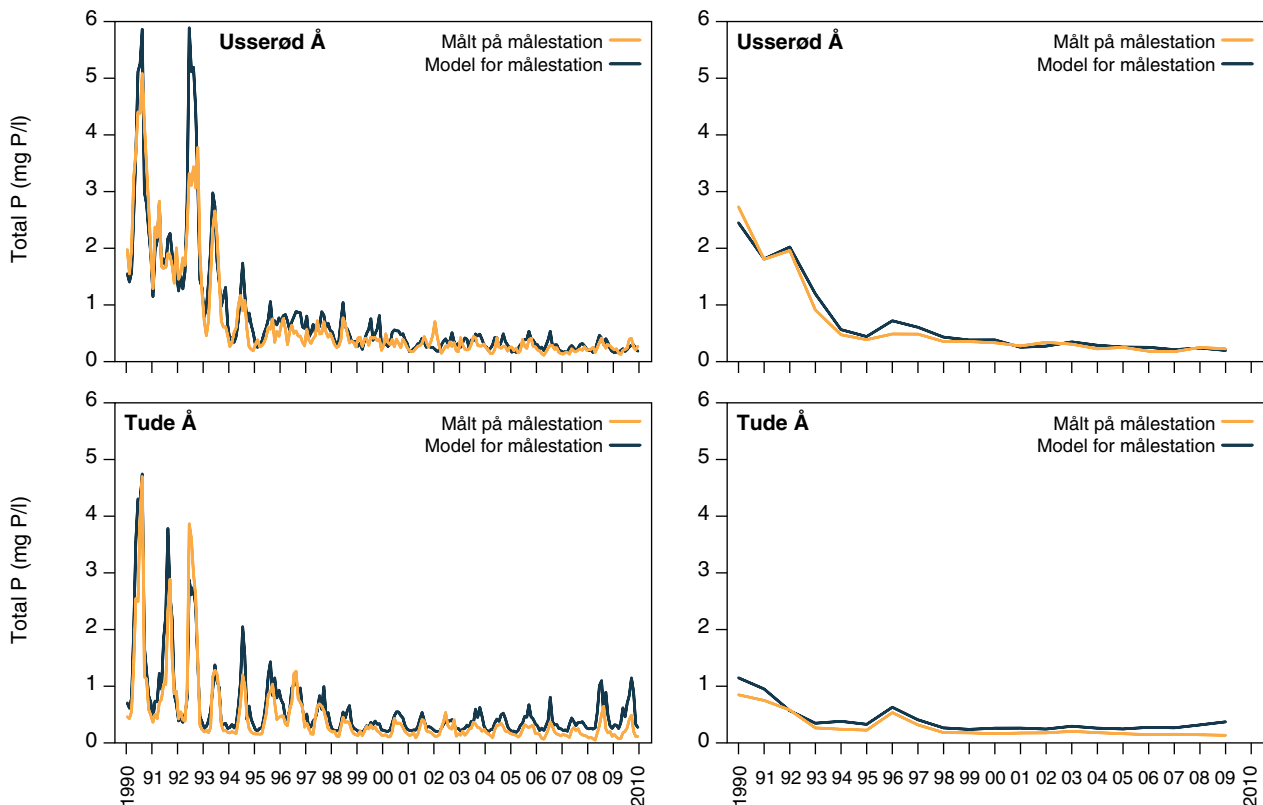
prøvetagningen udgøres af stikprøver, typisk 18-24 gange om året. Der ved rammer prøvetagningen ikke nødvendigvis alle høje fosforkoncentrationer og transporter.

7.4.1 Målte og modellerede fosforkoncentrationer i udvalgte vandløb

I figur 7.6 er for 6 vandløb vist modellerede og målte koncentrationer af fosfor på måneds- og årsbasis for perioden siden 1990. De fleste af disse vandløb var i begyndelsen af 1990'erne påvirkede af udledninger af fosfor med spildevand. Gennem perioden ses et fald i såvel målte/beregnete som modelberegnete koncentrationer. Det fremgår også, at koncentrationerne om sommeren tidligere har været meget høje, fx. helt op til 5 mg P/l i Usserød Å. Disse årstidsvariationer afspejles også i de modelberegnete værdier. De høje koncentrationer skyldes, at der om sommeren ikke er meget vand til at 'fortynde' det udledte fosforholdige spildevand. Spildevandspåvirkningen på fosforkoncentrationerne er derfor højest om sommeren. De aftagende koncentrationer skyldes entydigt gennemførelsen af forbedret spildevandsrensning (herunder afskæring af spildevand direkte til centrale renseanlæg) i årene omkring vedtagelsen af Vandmiljøplan I.



Figur 7.6 (figuren fortsættes på næste side). Målte og modellerede fosforkoncentrationer i 6 vandløb. Dels månedskoncentrationer (venstre) og dels årskoncentrationer (højre). Koncentrationerne er vandføringsvægtede over henholdsvis måneder og år.



Generelt rammer modellen såvel måneds- som årskoncentrationerne ganske pænt. Dette er dog ikke tilfældet for alle vandløb. Der er således stor variation i, hvor godt modellens værdier stemmer overens med de målte/beregnete værdier ved de i alt 119 vandløbsmålestationer, der indgår i de samlede beregninger. Det har imidlertid ikke været muligt inden for de resourcemæssige rammer for denne rapportering at foretage en nøjere analyse af modellens "effektivitet" på den enkelte målestation.

7.4.2 Målte og modellerede arealspecifikke transporter af fosfor

De modellerede fosforkoncentrationer er multipliceret med de målte vandafstrømninger, hvorefter den arealspecifikke fosforafstrømning kan beregnes som $\text{kg P/ha} \cdot \text{år}$. I tabel 7.2 er resultatet af dette vist for hver af de i alt 8 danske georegioner, hvorfra der foreligger måldata fra vandløb, samt for landet som helhed.

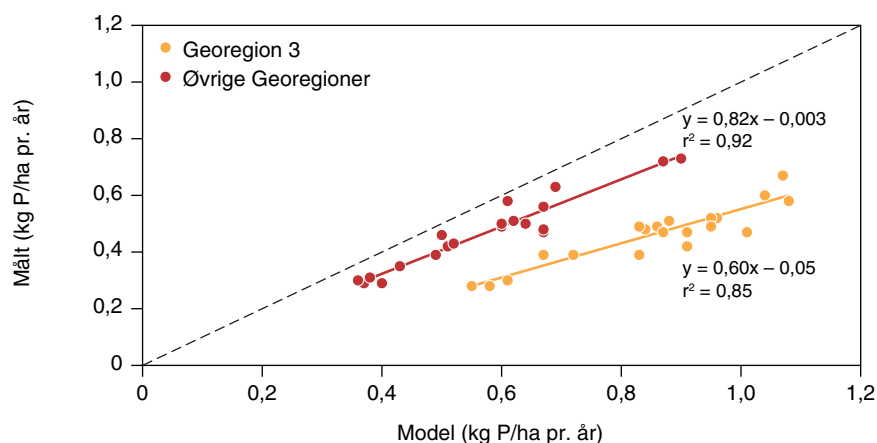
Den modellerede fosforafstrømning er på landsplan 44 % større end den målte (for perioden 1990-2009). Afvigelsen svarer til, at modelberegningerne estimerer en fosforafstrømning, der er $0,21 \text{ kg P/ha} \cdot \text{år}$ større end den målte ($0,47 \text{ kg P/ha} \cdot \text{år}$). Der er imidlertid stor regional variation imellem de målte og modellerede værdier. I georegion 3 er de modellerede fosfortransporter således markant større (87 %) end de målte (figur 7.7, tabel 7.2). I denne region (vest for israndslinjen i Jylland) er der – som omtalt i kapitel 6 - tilsvarende en overestimering af kvælstofudledningerne med den tilsvarende kvælstofmodel. En så stor forskel kan næppe forklares ved at antage, at de målte/beregnete transporter er underestimerede på grund af den anvendte prøvetagningsteknik. Her må det med rimelighed formodes, at modellen klart overestimerer de sande fosfortransporter. Dette betyder, at når modellen anvendes på det umålte opland i denne georegion, vil den også overestimere fosfortransporten.

Dog bemærkes, at det lejlighedsvist har været fremført, at den målte fosfortransport i visse vestvendte vandløb kan være underestimeret, idet der her kan være betydelig bundnær sedimentrelateret fosfortransport, der ikke opgøres ved de nuværende målinger af fosfortransporten. For de øvrige georegioner er der væsentlig mindre forskel mellem målte og modellerede fosfortransporter (figur 7.7 og tabel 7.2).

Tabel 7.2 Målt og modelleret fosforafstrømning på målestationer fordelt på Georegioner og landet som helhed.

Geo Region	Antal vandløb	Areal km ²	Gns. 1990-2009				Målt=a*Model + b		
			kg P/ha år		Forskel		a	b	r ²
			Målt	Model	model-målt	%			
1	5	476	0,47	0,61	0,14	30	0,69	0,06	0,87
2	6-7	1444	0,74	0,70	-0,04	-5	1,14	-0,07	0,80
3	20	7792	0,46	0,86	0,40	87	0,60	-0,05	0,85
4	8-13	1709	0,41	0,42	0,01	2	1,44	-0,20	0,86
6	7	3630	0,46	0,64	0,18	39	0,69	0,02	0,84
7	57	5434	0,41	0,57	0,16	39	0,80	0,05	0,94
8	9	732	0,60	0,40	-0,20	-33	0,69	0,33	0,73
9	1	43	0,30	0,28	-0,02	-7	1,29	-0,06	0,60
DK	113-119	21 262	0,47	0,68	0,21	44	0,76	-0,05	0,92

Figur 7.7. Målte og modellerede arealspecifikke årlige fosfortransporter fra de samlede målte oplande fordelt på Georegion 3 (vest for israndslinjen i Jylland) og øvrige Georegioner. 1990-2009. Se også Tabel 7.2.



En mulighed for at forbedre modellen i de enkelte georegioner kunne være at foretage en korrektion for bias efter de relationer, der for hver georegion er anført i tabel 7.2. Imidlertid ville der hermed efter al sandsynlighed generelt ske en underestimering af fosfortransporten. Det skyldes, at den målte/beregnete fosfortransport i vandløbene (som reelt er baseret på "stikprøver" i form af 18-24 årlige målinger, jf. afsnit 7.1) sandsynligvis er underestimeret. En sand validering af modellen er således ikke mulig, medmindre der tilvejebringes målte/beregnete fosfortransporter, der er baseret på en langt mere intensiv eller kontinuert prøvetagning, på i det mindste en del af NOVANA stationerne.

8 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløbs sediment

Peter Wiberg-Larsen

8.1 Undersøgelsens formål og gennemførelse

I danske vandløb er der tidligere primært foretaget undersøgelser af forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandfasen (se fx Boutrup m.fl. 2006, Bøgestrand 2007, Mogensen m.fl. 2007). Der er dog også foretaget undersøgelser af forekomsten af udvalgte miljøfremmede stoffer i sediment eller biota (fisk) i et mindre antal vandløb (fx Strand m.fl. 2007, Bossi m.fl. 2009). Således blev forekomsten af 5 udvalgte pesticider i 15 landbrugspåvirkede vandløb, hvor der blev foretaget analyser på overfladesediment (Bossi m.fl. 2009). Som supplement til udførte undersøgelser blev der i NOVANA regi foretaget en screening af forekomsten af sedimentbundne miljøfarlige stoffer og tungmetaller i udvalgte vandløb. Formålet var bl.a. at afklare, om de pågældende stoffer kunne tænkes at udgøre et miljømæssigt problem, således at der er behov for at inkludere dem i en fremtidig overvågning som et led i overholdelsen Danmarks forpligtelser efter EU's Vandrammedirektiv. Der er gennemført en lignende screening af miljøfremmede stoffer i sediment fra udvalgte danske søer i 2008 (se Bjerring m.fl. 2010).

Der blev således i september 2009 indsamlet prøver af overfladesediment fra 21 vandløb. De pågældende lokaliteter fremgår af tabel 8.1.

Der blev udvalgt lokaliteter således, at de repræsenterede en af to primære belastningstyper: (a) Landbrug og udledninger af spildevand fra spredt bebyggelse og (b) spildevand fra renseanlæg og/eller via regnvandsbetingede udløb. Der blev primært udvalgt blandt eksisterende NOVANA stationer, hvor der gennem tiden var udført stoftransportundersøgelser. I praksis blev det imidlertid nødvendigt også at udvælge blandt andre egnede stationer for at opnå en passende repræsentativitet i stationsvalget.

Ved hver lokalitet blev udtaget ca. 1-2 cm af det øverste fine, løse sediment, som vurderedes at være aflejret på vandløbsbunden i løbet af den forudgående sommer. Egnede sediment forekom primært i forbindelse med øer af grøde, men også andre steder med nedsat strømhastighed. Sedimentet blev indsamlet med Kajak prøvetager (rør areal: 21 cm²). Efter forsigtig aftapning af vandsøjlen over sedimentoverfladen blev det øvre løse sediment forsigtigt overført til glasflaske. Alternativt blev aflejret fint sediment forsigtigt opsuget direkte fra vandløbsbunden. Der blev indsamlet minimum 500 ml sediment (enten ved udtagning af tilstrækkeligt mange Kajakprøver eller oppumpning) i én puljet prøve.

Tabel 8.1. Vandløbslokaliteter ved hvilke der i september 2009 blev foretaget undersøgelse af forekomsten af udvalgte miljøfremmede stoffer og tungmetaller i overfladesediment. Lokaliteterne blev udvalgt således, at de repræsenterede to primære belastningstyper: (a) Landbrug og udledninger af spildevand fra spredt bebyggelse og (b) spildevand fra renseanlæg og/eller via regnvandsbetingede udløb (RBU). Faunaklassen (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) er supplerende angivet som indikator for den økologiske tilstand).

Vandløb	Lokalitet	DMU nr.	Belastningstype	FL
Horndrup Bæk*	Sortholmvej	21000752	Landbrug, spredt bebyggelse	7
Giber Å	Fulden	27000123	Landbrug, spredt bebyggelse	6
Ellerup Bæk	Bro SV f. Ellerup	2100072	Landbrug, spredt bebyggelse	6
Frisvad Møllebæk	NØ f. Armvadgård	31000032	Landbrug, spredt bebyggelse	5
Grøn Å	Rørkær	42000016	Landbrug, spredt bebyggelse	5
Sneum Å	Nørå Bro	35000010	Landbrug, dambrug, spildevand	7
Seerdrup Å	Johannesdal	56000003	Landbrug, spredt bebyggelse	4
Tubæk	Tubæk Mølle	60000036	Spildevand, landbrug	4
Højvands Rende*	Lille Rosning	62000014	Landbrug, spredt bebyggelse	4
Odense Å	Kratholm	45000001	Spildevand, landbrug, gartnerier	4
Storå	Møllebro	43000001	Spildevand, landbrug	4
Vindinge Å	Ullerslev	44000021	Spildevand, landbrug	7
Østre Landgrøft	200 m før udl. i Kærsmølleå	#	Spildevand (inkl. RBU)	3
Mastrup Bæk	Støvring By	#	Spildevand	5
Kornumgård Landgrøft	NS Brønderslev Renseanlæg	6000103	Spildevand (RBU)	2
Tryggevælde Å	Ll. Linde	59000019	Landbrug, spredt bebyggelse	4
Højbro Å	Hanebjerggård	48000007	Landbrug, spredt bebyggelse, spildevand	4
Hove Å	Hove Mølle	52000064	Landbrug, spredt bebyggelse, spildevand	4
Fald Å	Kokholm	16000024	Landbrug, spredt bebyggelse	5
Lyby-Grønning Skelgrøft*	Hulebo	16000030	Landbrug, spredt bebyggelse	4
Bredkær Bæk	Kjærsgårds Mølle	16000023	Landbrug, spredt bebyggelse	5

*Undersøgt tidligere for pesticider i overfladesediment (Bossi m.fl. 2009)

Prøverne blev efter udtagning nedfrosset, fordi der ikke på prøvetagningstidspunktet var valgt det analyselaboratorium, som skulle udføre samtlige analyser. Analyserne blev udført ved Analytica Scandinavia AB. Der blev i alt analyseret for 4 insekticider, 30 PAH-forbindelser, 7 phthalater (blødgørere), 6 phenoler, 3 klorerede kulbrinter, samt 8 tungmetaller (samt litium, der anvendes som såkaldt normaliseringsparameter). Blandt disse stoffer er 8 miljøfremmede stoffer og to tungmetaller på EU's liste over prioriterede stoffer (Miljøministeriet 2010). Det var ikke økonomisk muligt at medtage yderligere stoffer i analyserne.

For samtlige lokaliteter var det muligt også at tilvejebringe mål for den økologiske tilstand, i praksis i form af faunaklassen bestemt efter Dansk Vandløbsfauna Indeks (se kapitel 3). På nær to lokaliteter stammede disse data fra NOVANA programmets vandløbsøkologiske del.

8.2 Forekomst af miljøfremmede stoffer og metaller

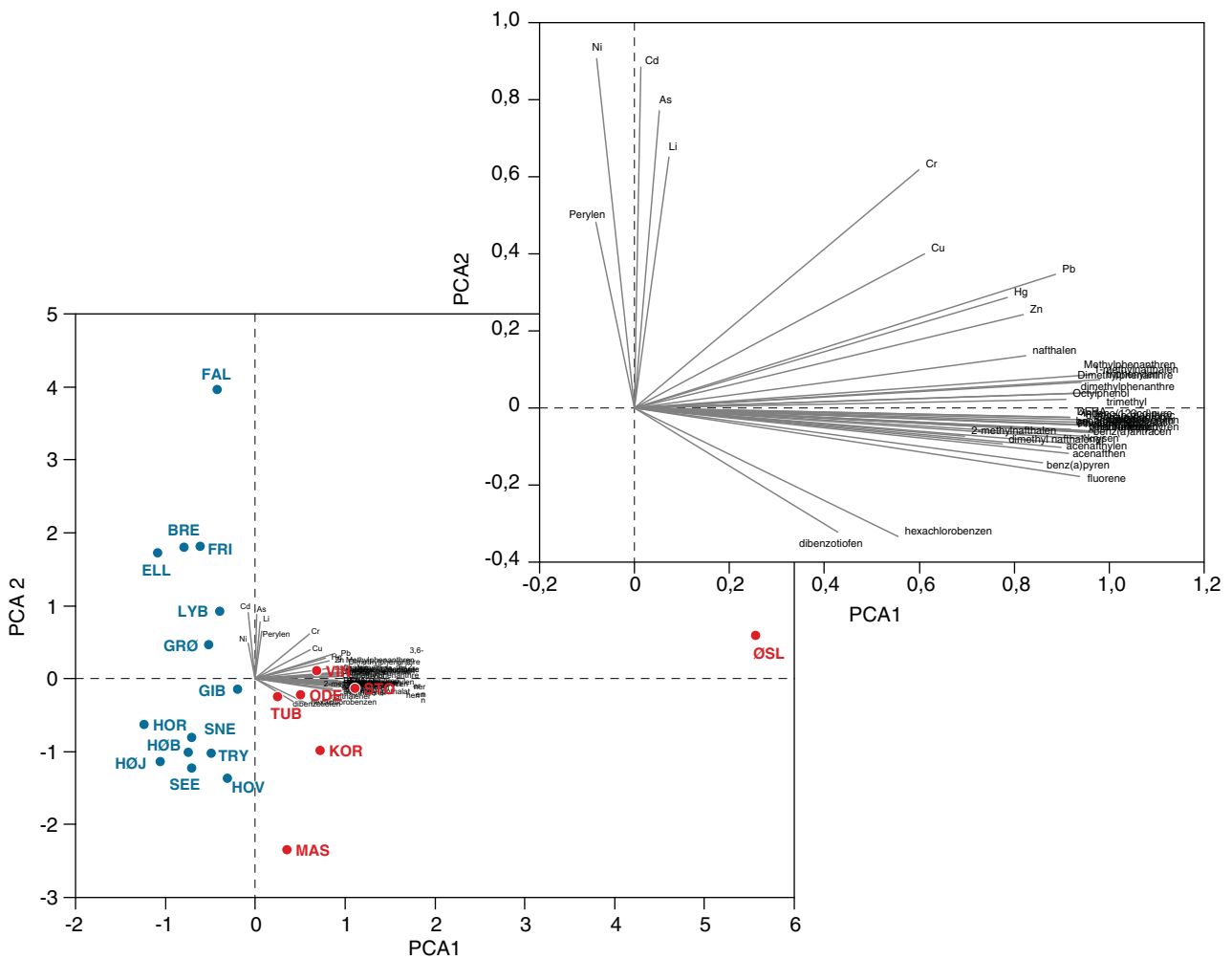
Det lykkedes ved alle lokaliteter at indsamle tilstrækkeligt meget fint overfladesediment til de efterfølgende analyser. Dette sediment varierede betydeligt mht. indholdet af tørstof og organisk materiale (udtrykt som glødetab). Størst variation var der for tørstofindholdet (3,7-38,5 %), mens indholdet af organisk stof varierede mellem 9,9 og 37 % af tørstofindholdet.

Eftersom formålet med screeningen var at undersøge forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller, som måtte formodes primært at være bundet til organisk stof, kunne den store variation i indholdet af såvel tørstof som organisk stof tænkes at have væsentlig indflydelse på tolkningen af målte koncentrationer. En indledende PCA (Principal Component Analysis) viste imidlertid, at ingen af de miljøfremmede stoffer (mht. koncentration) var signifikant korreleret med hverken indholdet af tørstof eller glødetab. Derimod var indholdet af cadmium og nikkel signifikant korreleret med indholdet af tørstof og organisk stof, mens indholdet af arsen var korreleret med indholdet af organisk stof ($r > 0,50$, $P < 0,05$).

Samtlige tungmetaller blev fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen ved samtlige lokaliteter (tabel 8.2). Dette var også tilfældet for 10 ud af i alt 50 miljøfremmede stoffer. For yderligere 18 miljøfremmede stoffer blev der fundet koncentrationer over detektionsgrænsen (D.G.) ved mere end halvdelen af lokaliteterne. Hele 22 miljøfremmede stoffer blev således kun fundet sporadisk eller slet ikke i koncentrationer over D.G. Fx blev der kun ved én lokalitet fundet ét af de 4 insekticider, nemlig chlorpyrifos. Stoffet blev imidlertid helt udfaset i 2008 og burde derfor ikke være fundet. Der var også kun sporadiske fund over D.G. for de fleste phthalater, phenoler og klorerede kulbrinter, idet blødgøreren DEHP dog forekom ved 75 % af lokaliteterne. Modsat forekom PAH-forbindelser generelt i påviselige koncentrationer ved samtlige lokaliteter, om end der også var enkelte stoffer, som kun forekom ved få lokaliteter.

For at analysere fordelingen af stoffer inden for de undersøgte lokaliteter, blev der udført en PCA på samtlige metaller samt for de 31 hyppigst fundne miljøfremmede stoffer (figur 8.1). Første akse i analysen (PCA1) forklarede 69 % af variationen i data for miljøfremmede stoffer og tungmetaller, mens 2. akse (PCA2) kun forklarede 10 %. Det betyder, at PCA1 repræsenterer en helt dominerende gradient, som langt de fleste miljøfremmede stoffer var stærkt korreleret med. Hele 26 ud af i alt 29 PAH-forbindelser var stærkt korrelerede med PCA1 (hvor hvert af stofferne forklarede 2,1-3,4 % af variationen langs denne akse), hvilket også var tilfældet for blødgøreren DEHP og octyl-phenol. Derimod var dibenzotiofen, perylen og hexachlorobenzon kun dårligt korrelerede med PCA1. Blandt metallerne var kviksølv, bly og zink vel korrelerede med PCA1, mens dette kun i mindre grad var tilfældet for chrom og kobber. Modsat var arsen, cadmium, litium og nikkel ikke korreleret med PCA1, men derimod stærkt med PCA2. Også PAH-forbindelsen perylen var korreleret med PCA2.

Langs PCA1 var der en klar adskillelse af hhv. lokaliteter påvirket af spildevand fra renseanlæg og lokaliteter påvirket af landbrugsdrift og spredt bebyggelse. PCA1 repræsenterer således en gradient i graden af spildevandspåvirkning via renseanlæg og/eller regnvandsbetingede udløb. Én enkelt lokalitet, Østre Landkanal, fremtræder i dette lys som den uden sammenligning mest spildevandsbelastede. Der blev således i dette vandløb, som er belastet af både afløb fra renseanlæg og regnvandsbetingede udløb, målt de største koncentrationer af bly, chrom, zink, kobber, samt 9 forskellige PAH-forbindelser. Modsat var Horndrup Bæk og Ellerup Bæk de mindst belastede med hensyn til de nævnte metaller og miljøfremmede stoffer.



Figur 8.1. Principal Component Analysis (PCA) på koncentrationer af 32 miljøfremmede stoffer og 8 tungmetaller i overfladese-diment målt i 21 vandløb udvalgt således, at de repræsenterer hhv. primær påvirkning fra renseanlæg/regnbetegnede udløb (markeret med rød farve) og landbrug/spredt bebyggelse (blå farve). De enkelte vandløbs placering i figuren afspejler forskelle og ligheder i forhold til indholdet af de målte stoffer. De enkelte stoffers betydning i forhold til figurens to akser (PCA 1 og PCA2) er udtrykt ved længden og retningen af de viste vektorer (udsnit af disse er vist forstørret). Lokalitetskoder: HOR (Horndrup Å), GIB (Giber Å), ELL (Ellerup Bæk), FRI (Frisvad Møllebæk), GRØ (Grønå), SNE (Sneum Å), SEE (Seerdrup Å), TUB (Tubæk), HØJ (Højvands Rende), ODE (Odense Å), STO (Storå), VIN (Vindinge Å), ØSL (Østre Landgrøft), MAS (Mastrup Bæk), KOR (Kornumgård Landgrøft), TRY (Tryggvælde Å), HØJ (Højbro Å), HOV (Hove Å), FAL (Fald Å), LYB (Lyby-Grønning Skelgrøft), og BRE (Bredkær Bæk.).

Betydningen af spildevand som kilde til forekomst af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i vandmiljøet er tidligere fastslået baseret på danske undersøgelser (fx Boutrup m.fl. 2006). Således er blødgørere fundet udbredt i såvel spildevand som spildevandsslam. Især DEHP er fundet hyppigt og i størst mængde i udløb fra renseanlæg (Boutrup m.fl. 2006). Også PAH-forbindelser er fundet i langt de fleste prøver af slam fra renseanlæg, om end kun i en lille del i afløbet fra renseanlæg (Boutrup m.fl. 2006). Samtidig er der fundet væsentlig lavere indhold af PAH-er i gylle end i spildevandsslam. Nærværende undersøgelses markante sammenhæng mellem forekomst af PAH-forbindelser og udledninger fra renseanlæg tyder således på, at udledningerne fra sidst nævnte måske er undervurderet.

PCA2 repræsenterer muligvis en gradient i landbrugspåvirkning, der kan være knyttet til typen af anvendt fosforholdig gødning. Det er således kendt, at visse typer kunstgødning indeholder særlig store mængder cadmium. Noget tilsvarende gælder muligvis også for Arsen.

I 2008 blev der foretaget en lignende screening i overfladesedimentet af 25 udvalgte søer for de fleste af de stoffer, som også er blevet målt i nærværende undersøgelse. I forhold til søsediment er indholdet i vandløbs-sediment af tungmetaller (maksimum koncentrationer) af stort samme størrelse, bortset fra kviksølv der blev fundet i 10 gange højere koncentration i søsediment (Bjerring m.fl. 2010). Tilsvarende var de højest fundne indhold af PAH-forbindelser 2-7 gange højere i søsediment end i sediment fra vandløb, ligesom indholdet af hexachlorobenzen var over 100 gange højere end indholdet i vandløbssediment.

8.3 Miljømæssige effekter af de fundne stofkoncentrationer

Som beskrevet under afsnit 8.2 var der markant forskel mht. til forekomst af de fleste miljøfremmede stoffer og flere tungmetaller mellem lokaliteter påvirket af udledninger fra renseanlæg/regnbetingede udløb og landbrug/spredt bebyggelse. En analyse af forskellen i faunaklasse mellem de to grupper lokaliteter viste imidlertid ingen tegn på påvirkning af den på denne måde karakteriserede økologiske tilstand (Chi^2 -test, $P=0,37$). Denne analyse skal dog tages med et vist forbehold. Selv lokaliteter, som er stærkt potentielt belastet med miljøfremmede stoffer og tungmetaller (som fx Østre Landgrøft), var således også væsentlig påvirket af let omsætteligt organisk stof, som alene er i stand at påvirke faunaklassen i negativ retning. Dertil kommer, at antallet af stationer var relativt lille i forhold til at kunne påvise statistiske forskelle i faunaklasse.

For yderligere at belyse muligheden af, at de fundne stofkoncentrationer kunne tænkes at have negative biologiske effekter, er stofkoncentrationerne søgt sammenlignet med relevante formodet biologisk set kritiske værdier for sediment fra litteraturen, samt kvalitetskrav for vand (se tabel 8.2).

Kun ganske enkelte stoffer blev fundet i muligt kritiske koncentrationer. Det gælder først og fremmest tungmetallerne arsen, nikkel og zink, hvor de højest fundne koncentrationer overskred den grænse, hvor der kan forventes biologiske effekter. Noget lignende var dog ikke tilfældet for medianværdierne. For cadmium blev der fundet maksimumværdier i nærheden af, hvor der kan forventes biologiske effekter.

Blandt de miljøfremmede stoffer overskred kun bisphenol A grænseværdien for, hvornår der kan forudses biologiske effekter. Der var imidlertid kun tale om én lokalitet, hvor der ved de øvrige lokaliteter kun blev fundet værdier under detektionsgrænsen. Ingen af de andre stoffer forekom derudover med maksimumværdier i nærheden af, hvor der kan forventes biologiske effekter.

Sammenfattende synes de fundne miljøfremmede stoffer og tungmetaller ikke at udgøre et væsentligt miljømæssigt problem i de undersøgte vandløb, hverken med hensyn til koncentrationer eller generel forekomst.

Der blev ikke fundet værdier over grænseværdien for potente insekticider som pyrethroiderne alfa-cypermethrin, tau-fluvalinat og lambda-cyhalothrin. Det kan dels skyldes, at der uheldigvis blev anvendt for høj

en detektionsgrænse, dels at det var nødvendigt at nedfryse prøverne, hvilket kan have ført til nedbrydning af disse stoffer, hvis de var til stede. Pyrethroider kan derfor udmærket have været til stede i de landbrugspåvirkede vandløb i koncentrationer, som kan have toksisk effekt på smådyrene. Bossi m.fl. (2009) fandt således koncentrationer på 1,5-11,8 µg/kg TS i overfladesediment i 5 ud af 15 små danske vandløb. Disse koncentrationer er mindre end den aktuelt anvendte detektionsgrænse, og de ligger inden for det interval, 3-50 µg/kg TS, hvor der kan forventes en væsentlig toksisk effekt over for smådyr (Maund m.fl. 2002). Rent faktisk fandt Bossi m.fl. (2009) 3,6 µg/kg TS af tau-fluvalinat i Ellebæk, som også indgik i nærværende undersøgelse.

Tabel 8.2. Oversigt over fundne koncentrationer af tungmetaller, metaller og udvalgte miljøfremmede stoffer i sediment fra 21 vandløb. Vandløbene er udvalgt, således at de repræsenterer forskellige typer af menneskeskabt påvirkning (spildevand fra kommunale rensesanlæg, regnvandsbetingede udløb, spredt bebyggelse/landbrugsdrift). Der er angivet maksimumværdier, medianværdier, antal vandløb med fundne værdier over detektionsgrænsen (D.G.). # angiver at der ikke er beregnet en medianværdi, fordi fundhyppigheden er < 50 %. For en række stoffer er angivet "Predicted No Effect Concentration" for sediment (PNEC_{sed}), hvorved forstås den koncentration, under hvilken der ikke kan forventes negative miljømæssige effekter. For andre stoffer er angivet PEC_{sed} (Probable Effect Concentration) for sediment. Endelig er angivet nationale kvalitetskrav for ferskvand, jf. Miljøministeriet 2010.

Stofgruppe	Stof	Maksimum (mg/kg TS)	Median (mg/kg TS)	Fund >D.G.	PNEC _{sed} /PEC _{sed} (mg/kg TS)	Kvalitetskrav (µg/l)
Metaller	Kviksølv ^P	0,33	0,09	21	1,06 ¹⁴	0,05 ^{EU}
	Cadmium ^P	3,05	0,72	21	4,98 ¹⁴	≤ 0,08–0,25 ^{EU}
	Bly	76,6	15,9	21	128 ¹⁴	0,34 ^N
	Nikkel	74,4	18,3	21	48,6 ¹⁴	2,3/3 ^N
	Zink	636	125	21	49 ³ /459 ¹⁴	3,1/7,8 ^N
	Arsen	48,4	13,7	21	33 ¹⁴	4,3 ^N
	Kobber	91,1	20,7	21	149 ¹⁴	
	Chrom	38,1	17,5	21	111 ¹⁴	3,4/4,9 ^N
	Litium	16,5	8,1	21		
Insekticider	Alfa-cypermethrin	<0,030	#	0		
	Tau-fluvalinat	<0,030	#	0		
	Lambda-cyhalothrin	<0,010	#	0		
	Chlorpyrifos	0,015	#	1		
PAH-forbindelser	Naphthalen	0,067	0,0075	19	0,56 ¹⁴	2,4 ^{EU}
	2-methylnaphthalen	0,036	0,002	12	∑ 478 x f _{oc} ^{N,FO}	∑ 0,12 ^N
	1-methylnaphthalen	0,017	0,002	11	(naphthalener excl. naphthalen)	(naphthalener excl. naphthalen)
	Dimethyl naphthalener	0,35	0,030	15		
	Trimethyl naphthalener	0,30	0,041	19		
	Acenafthylene	0,068	0,007	20		1,3 ^N
	Acenafthen	0,013	#	7		3,8 ^N
	Anthracen ^P	0,08	0,010	20	0,178 ⁴ /0,845 ¹⁴	0,1 ^{EU}
	Benz(a)anthracen	0,150	0,028	21	1,05 ¹⁴	0,012 ^N
	Benzo(a)pyren ^P	0,150	0,040	21	2,50 ⁴ /1,45 ¹⁴	0,05 ^{EU}
	Benzo(e)pyren	0,180	0,033	21		
	Benzo(ghi)perylene ^P	0,330	0,330	21		0,002 ^N
	Benzo(b+j+k)fluoranthren ^P	0,390	0,086	21		0,03 ^N
	Chrysen	0,240	0,037	21	1,29 ¹⁴	0,014 ^N
	Triphenylen	0,13	0,016	20		
	Dibenz(a,h)anthracen	0,58	0,008	20		0,0014 ^N
	Dibenzotiofen	0,042	0,003	12		
	3,6-dimethylphenanthren	0,56	0,050	17		
	Fluoranthren	0,260	0,037	21	0,173 ⁴ /2,23 ¹⁴	0,1 ^{EU}
	Fluoren	0,022	0,002	13	0,536 ¹⁴	2,3 ^N
	Indeno(1,2,3,-cd)pyren ^P	0,260	0,037	21		0,002 ^{EU}
	Perylen	0,270	0,060	21		
	Phenanthren	0,200	0,024	21	1,17 ¹⁴	1,3 ^N
	Pyren	0,380	0,064	21	1,52 ¹⁴	0,0046 ^N
	Methyl-dibenzothiophener	0,058	#	1		
	Benz(a)fluoren	0,059	0,009	19		
	Methylphenanthrener	0,13	0,006	18		

Stofgruppe	Stof	Maksimum (mg/kg TS)	Median (mg/kg TS)	Fund >D.G.	PNEC _{sed} /PEC _{sed} (mg/kg TS)	Kvalitetskrav (µg/l)
PAH- forbindelser (fortsat)	Dimethylphenantrener	0,56	0,050	17		
	Trimethylphenantrener	0,025	#	3		
	1-methylpyren	0,029	0,0035	17		
Blødgørere	Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	5,3	0,33	16	100 ⁵	1,3 ^{EU}
	Di-isobutylphthalat	0,17	#	1		
	Di-n-octylphthalat	< D.G.	#	0	0,034 ⁶	
	Dibutylphthalat	<0,050	#	0	3,1 ⁷	2,3 ^N
	Diethylphthalat (DEP)	<0,051	#	0		
	Di-(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	<0,050	#	0		0,7 ^N
	Butylbenzylphthalat (BBP)	0,11	#	2	1,72 ⁸	7,5 ^N
Phenoler	Nonyl-monoethoxylater	<0,10	#	0		
	Nonyl-diethoxylater	<0,10	#	0		
	Octylphenol	0,036	#	5		
	Bisphenol A	0,15	#	1	0,063 ⁹	0,1 ^N
	Pentachlorphenol	<0,020	#	0	0,034 ¹⁰	0,4 ^{EU}
	4-tert-octylphenol	0,0035	#	5		0,1 ^{EU}
Klorerede kulbrinter	Hexachlorbenzen ^P	0,011	#	6	0,169 ¹¹	0,01 ^{EU}
	Pentachlorbenzen ^P	0,0007	#	1	0,400 ¹²	0,007 ^{EU}
	Hexachlorbutadien ^P	<0,010	#	0	0,056 ¹³	0,1 ^{EU}
Sediment karakteristik	Tørstof (%)	38,5	13,3			
	Glødetab (% af TS)	37,0	25,1			

Noter, forklaringer, kilder:

Prioriteret farligt stof, jf EU-Parlamentet & Rådet (2000, 2008): ^P

Fælles EU kvalitetskrav, ferskvand: ^{EU}

Nationale kvalitetskrav, ferskvand: ^N

Fraktion af organisk stof i sedimentet: ^{FO}

¹ http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/ADDENDUM/cdmetal_cdioxide_add_303.pdf

² http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/cadmiumeqsdatasheet2nddr/_EN_1.0_&a=d

³ http://tcsweb3.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/zincmetalreport072.pdf

⁴ http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/eqsdatasheet2nddraftfebr/_EN_1.0_&a=d

⁵ http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/dehpeqsdatasheet2nddraft/_EN_1.0_&a=d

⁶ Anonym (Susanne Boutrup, pers. medd.)

⁷ http://tcsweb3.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/dibutylphthalatereport003.pdf

⁸ http://tcsweb3.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/benzylbutylphthalatereport318.pdf

⁹ http://tcsweb3.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/bisphenolareport325.pdf

¹⁰ http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/pentaclbenzeneeqsdatashe/_EN_1.0_&a=d

¹¹ http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/hxchlbenzeneeqsdatasheet/_EN_1.0_&a=d

¹² http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/pentaclbenzeneeqsdatashe/_EN_1.0_&a=d

¹³ http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/advisory_substances/eqs_fraunhofer_report/factsheets_finaldraft/hxchlbutadieneeqsdatashe/_EN_1.0_&a=d

¹⁴ MacDonald m.fl. (2000): Angivet som PEC_{sed}

Referencer

Bjerring, R., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Landkildehus, F., Sortkjær, L. & Windolf, J. (2010) Søer 2009. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 803. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. xxx pp. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR803.pdf>)

Bossi, R., Sortkjær, O. & Juhler, R. K. (2009) Screening for udvalgte pesticider i vandløb og grundvand. NOVANA screeningsundersøgelse. Arbejdsrapport fra DMU nr. 252. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 22 s. (<http://www.dmu.dk/AR252.pdf>).

Boutrup, S., Fauser, P., Thomsen, M., Dahlöf, I., Larsen, M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. (2006) Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Faglig rapport fra DMU nr. 585. Danmarks Miljøundersøgelser, 140 pp.

Brönmark, C., Herrmann, J., Malmqvist, B., Otto, C. & Sjöström, P. (1984) Animal community structure as a function of stream size. *Hydrobiologia* 112, 73-79.

Bøgestrand, J. (red.) (2007) Vandløb 2006. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 642. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 96 s. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR642.pdf>)

Bøgestrand, J. (red.) (2009) Vandløb 2007. NOVANA, 2009. Faglig rapport fra DMU nr. 711. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. (<http://www.dmu.dk/pub/FR711.pdf>)

DMU (2003) Teknisk anvisning for gennemførelse og beregning af vandføringsmålinger. Danmarks Miljøundersøgelser, 14 pp., april 2003. (http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_fv/tekanv/tekn_anv_vingem.doc)

DMU (2004) Teknisk anvisning for NOVANA vandløb – vandkemi og stoftransport. Stations- og oplandsbeskrivelse og prøvetagning og analysemetoder. Danmarks Miljøundersøgelser, 12 pp. (http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_fv/tekanv/TA_vandlob_kemi_v5.doc)

Europa-Parlamentet & Rådet (2000) Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EF-Tidende nr. L137 af 22/12/2000, pp. 0001-0073.

Europa-Parlamentet & Rådet (2008) Direktiv 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. EF-Tidende nr. L348 af 24/12/2008, pp. 0084-0097.

Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, M.L. & Buffagni, A. (2010) Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55,1405-1419.

Fyns Amt (2005) Miljøtilstanden i vandløbene 2004. Fyns Amt, Natur- & vandmiljøafdelingen.

Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Skriver, J., Jørgensen, J., Kronvang, B., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C. & Wiberg-Larsen, P. (2008) Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Faglig rapport fra DMU nr. 669. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 56 s. (<http://www.dmu.dk/pub/FR669.pdf>)

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

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G. & Berger, T.A. (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20-31.

Maund, S.J., Hamer, M.J., Lane, M.C.G., Farrelly, E., Rapley, J.H., Goggin, U.M., Gentle, W.E. (2002) Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 9-15.

Miljøcenter Odense (2007) Odense Pilot River Basin. Demonstrationsprojekt for vandplanlægning i Odense Fjord-oplandet. Vandrammedirektivet artikel 13. Miljøministeriet – Miljøcenter Odense, 122 s.

Miljøministeriet (2010) Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet. Bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010.

Miljøstyrelsen (1998) Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5/1998.

Miljøstyrelsen (2004) Basisanalyse del 1. Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2/2004.

Mogensen, B., Bossi, R., Kjær, J., Juhler, R. & Boutrup, S. (2007) Lægemidler og triclosan i punktkilder og vandmiljøet NOVANA-screeningsundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 638. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 74 s. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR638.pdf>)

Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Bøgestrand, J. & Kronvang, B. (2009) Fosforbelastning af havet. S. 33-41 i: Bøgestrand, J. (red), Vandløb 2007. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 711. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 108 s.

Pedersen, M.L., Kronvang, B., Sand-Jensen, K. & Hoffmann, C.C. (2006) Lower river systems – processes, form and function. Pp. 13-26 i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.) *Running waters. Historical*

development and restoration of lowland Danish rivers. National Environmental Research Institute, Denmark.

Pedersen, M.L., Baattrup-Petersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (2007) Økologisk overvågning i vandløb under NOVANA 2004-2009. Teknisk anvisning fra DMU nr. 21, 5. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Rosenzweig, M.L. (1995) Species diversity in space and time. Cambridge University Press, U.K.

Sand-Jensen, K. (2000) Økologi og biodiversitet. Overordnede mønstre for individer, bestande og økosystemer. Gads Forlag, 509 pp.

Skriver, J. & Nielsen, H.T. (2006) Improvements ahead for macroinvertebrates? Pp. 115-122 i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.) Running waters. Historical development and restoration of lowland Danish rivers. National Environmental Research Institute, Denmark.

Strand, J., Bossi, R., Sortkjær, O., Landkildehus, F. & Larsen, M.M. (2007) PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 608. Danmarks Miljøundersøgelser. 49 s. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR608.pdf>.)

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

Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K., Birkholm, S., Grøn, P.N. & Skriver, J. (2000) Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43, 633-647.

Wiberg-Larsen, P. & Nørum, U. (2009) Effekter af pyrethroidet lambda-cyhalothrin på biologisk struktur, funktion og rekolonisering i vandløb. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 126, 166 pp.

Wiberg-Larsen, P. (2010) Oversigt over de danske vårfluer (Trichoptera) – og deres regionale udbredelse. *Ent. Meddr* 78, 3-20.

Windolf, J., Henriksen, H. J. & Trøldborg, L. (2009) Ferskvandsafstrømning. Temakapitel i: Bøgestrand, J. (red): Vandløb 2007. NOVANA, 2009. Faglig rapport fra DMU nr. 711. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 108 s.

Windolf, J., Bøgestrand, J. Kjeldgaard, A. Kronvang, B. Larsen, S.E. Ovesen, N.B. & Thodsen, H. (2010) TEMA: Geografisk distribueret beregning af tilførslen af vand og kvælstof til havet. Pp. 40-58 i: Wiberg-Larsen P. (red.) Vandløb 2008. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 764. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 s.

Fokus: Fysisk indeks

Peter Wiberg-Larsen & Annette Sode

Introduktion

Det er godt dokumenteret gennem adskillige danske og udenlandske undersøgelser, at de fysiske forhold i vandløb spiller en meget betydelig rolle for de organismer, som lever der – både på stor og lille rumlig skala (fx Tolkamp 1982, Olsen & Friberg 1999, Beisel m.fl. 2000, Pedersen m.fl. 2004). De enkelte organismer stiller således ganske bestemte krav til bund- og strømforhold. En del smådyr er eksempelvis nært knyttet til sten- og grusbund, relativt høje vandhastigheder og vel iltet vand, mens andre lever i aflejret organisk materiale, hvor strømhastigheden er ringe og hvor iltindholdet lokalt kan være reduceret. Tilsvarende stiller vor mest udbredte og dominerende vandløbsfisk i mindre vandløb, ørreden, specifikke krav til vanddybde, vandhastighed og ikke mindst skjul (Nielsen 1997). Disse krav ændres desuden gennem denne arts livscyklus. Også vandplanterne stiller krav til det fysiske miljø, men er selv i meget høj grad med til at påvirke de fysiske forhold gennem deres vækstmønstre.

EU's Vandrammedirektiv (Europa-Parlamentet & Rådet 2000) giver anvisninger på, hvordan kvaliteten af vandløb – og andre kategorier af vandområder – skal måles. Det sker primært gennem såkaldte kvalitets-elementer som fytoplankton, bundlevende alger og vandplanter, smådyr og fisk. For hver af disse udvælges indikatorer, som på en 5-trins skala beskriver den økologiske kvalitet. Men kvaliteten af vandløbene forudsættes i direktivet også beskrevet via vandkemiske parametre og ikke mindst hydromorfologiske elementer. Sidst nævnte omfatter dels vandføringen og ikke mindst variationerne i denne, dels den fysiske og strukturelle kvalitet af vandløbets form og bundforhold.

En god og troværdig beskrivelse af et vandløbs fysiske kvalitet er således af afgørende betydning i forbindelse med arbejdet med at sikre god økologisk tilstand, således som det er målet med Vandrammedirektivet. Desuden skal et indeks, for at kunne anvendes i dette regi, være egnet til at vurdere graden af menneskeskabte påvirkninger på vandløbene. Fra udlandet kendes flere indices, der umiddelbart synes egnede til dette formål (fx Raven et. al. 1997, 1998, LAWA 2000, Kern m.fl. 2002), om end tilgangen ved udviklingen af dem har været geomorfologisk, snarere end biologisk. I Danmark er der foreslået og benyttet to forskellige indices til beskrivelse af den fysiske kvalitet: Århus Indekset (Kaarup 1999) og Dansk Fysisk Indeks (Pedersen m.fl. 2006). Begge disse indices har været anvendt i forbindelse med udarbejdelsen af første generation af vandplaner i Danmark, dog ikke som et selvstændigt kvalitetselement, men som støtte til at forklare, hvorfor miljømålet – målt som faunaklassen (Dansk Vandløbs fauna Indeks) - ikke har været opfyldt. Som beskrevet i denne rapport's kapitel 3 er smådyrsfaunaen og specifikt fauna-klassen beregnet efter DVFI det for tiden eneste mål for økologisk tilstand i danske vandløb.

Bestemmelse af Dansk Fysisk Indeks indgår som en del af NOVANA programmet (Pedersen m.fl. 2007).

I dette fokuskapitel undersøger vi på baggrund af NOVANA data, hvorledes Dansk Fysisk Indeks (DFI) fungerer i forhold til undersøgelsestidspunkt, regionale forhold, vandløbsstørrelse, vandløbsfald og menneskeskabt påvirkning af vandløbene. Desuden undersøger vi indeksets samspil med faunaklassen og biodiversiteten af smådyr, samt betydningen af de forskellige delvariable, som indgår i indekset. Endelig bliver behovet for justeringer af indekset belyst.

Opbygning af Dansk Fysisk Indeks

Dansk Fysisk Indeks er overordnet opbygget som Århus Indekset (Pedersen m.fl. 2006). Det omfatter en række fysiske parametre, der hver især vurderes ud fra en skala for 0 til 3. Disse parametre vurderes enten som positive eller negative og tildeles desuden en vægt på enten 1 eller 2, afhængig af deres skønnede betydning. For hver parameter fremkommer der således en værdi ved multiplikation af skalaværdi, vægt og negativ/positiv værdi. Indeks værdien beregnes ved simpel sammenlægning af værdierne for de enkelte parametre.

Der indgår i alt 17 parametre i indekset. Heraf er de 6 såkaldte strækingsparametre, knyttet til vandløbets overordnede form (høller/stryg, slyngningsgrad, tværsnitsprofil, bredde variation, underskårne brinker og bredde af upåvirket vandløbsnært areal). Derudover er der 7 forskellige vandløbsparametre, der primært beskriver forhold knyttet til selve vandets strømning og plantevæksten i vandløbet og på vandløbsbrinken (højenergi hastighed, nedhængende vegetation, rødder i vandløbet, emergent vegetation, undervandsvegetation, anden fysisk variation og okkebelastning). De sidste 4 parametre beskriver vandløbsbundens sammensætning (dækning af hhv. sten, grus, sand og mudder).

Til forskel fra Århus Indekset indgår der således ikke parametre, som beskriver direkte indgreb i vandløbets fysiske miljø (fx nylig opgravning af vandløbsbunden). Derved undgås en sammenblanding af årsager og virkning.

Dansk Fysisk Indeks kan teoretisk antage værdier mellem -12 og 63. I praksis vil maksimum dog ikke kunne opnås, fordi der indgår parametre, som ikke kan score højt i det samme vandløb (fx vil planter score lavt i stærkt beskyttede vandløb).

Datagrundlag

Indsamlingen af data til beregning af det fysiske indeks (DFI) har fulgt Pedersen m.fl. (2007).

Der indgik data fra op til 776 stationer, hvor alle data er indsamlet af medarbejdere fra amterne, de statslige miljøcentre eller konsulenter for disse. Der blev alene benyttet data, som blev indsamlet i perioden 2004-2008. Data fra 2009 indgår således ikke, fordi analyserne blev udført in-

den disse data forelå. Det analyserede datamateriale vurderes dog fuldt tilstrækkeligt til at give et retvisende billede.

Data blev indledningsvis søgt kvalitetssikret for fejl og mangler. Således blev indeksværdier, som var mistænkeligt lave, frasorteret, når det blev vurderet, at de lave værdier skyldtes, at ikke alle parametre var blevet målt (fx på grund af for stor vanddybde på tidspunktet for den udførte undersøgelse). Desuden manglede der i adskillige tilfælde oplysninger om vandløbsbredde. Disse blev supplerende fremskaffet via vegetationsdata, smådyrsdata, eller fra breddedata indberettet i forbindelse med det fysiske indeks i WinBio. Endelig blev værdier for fald (vandspejls-hældning) kontrolleret for potentielt urealistisk høje værdier ($> 3 \text{ cm/m}$ – eller 30 ‰) eller negative værdier. I første tilfælde skyldtes fejlene primært indberetning af data med forkert enhed (angivet som m/km i stedet for cm/m) eller fordi der var glemt at dividere med længden af den strækning, som faldet var målt over. I det andet tilfælde var der typisk tale om ombytning af opstrøms og nedstrøms stationer. Kontrollen blev udført ved simpelthen at studere højdekurverne langs vandløbet på eget KMS kort. Om muligt blev data korrigeret og anvendt.

Til visse af analyserne blev der anvendt data fra flere år fra samme vandløbslokalitet, ligesom der blev benyttet data fra såvel forår som sommer for samme lokalitet, hvorved der blev op til 2048 sæt af data til rådighed. Til andre analyser blev der kun anvendt ét sæt data pr. lokalitet; i tilfælde af flere data fra samme lokalitet blev der beregnet og anvendt en middelværdi i analyserne.

Statistiske analyser blev udført i programmet XL-stat.

Varierer det fysiske indeks med årstid og geografi?

I NOVANA er der som hovedregel blevet udført undersøgelse af det fysiske indeks såvel om foråret som om sommeren. Taget under ét for hele landet var der tilsyneladende ingen signifikant forskel mellem forårs- og sommerværdier (Wilcoxon signed-ranks test, $p > 0,05$). Der blev fundet indeksværdier mellem -12 og 54 (tabel 1).

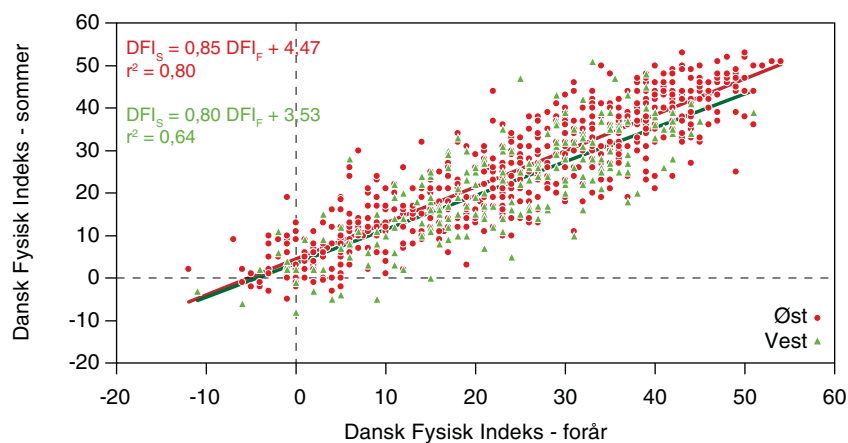
Tabel 1. Scorer for Dansk Fysisk Indeks ved NOVANA stationer, perioden 2004-2008, hvor der er foretaget undersøgelser hhv. om foråret og sommeren. Angivet værdier for vandløb hhv. øst og vest for israndslinjen.

	Årstid	Median	Middel	Minimum	Maksimum	N
Vandløb øst for israndslinjen	Forår	26	24,7	-12	54	658
	Sommer	25	25,4	-5	53	
	Alle	25	24,9	-12	54	
Vandløb vest for israndslinjen	Forår	23	22,8	-11	51	202
	Sommer	23	21,6	-8	51	
	Alle	23	22,1	-11	51	

Imidlertid var der en mindre sæsonmæssig forskel i indeksværdier, hvis der sondres mellem vandløbene hhv. øst (Wilcoxon signed-ranks test, $p = 0,015$) og vest ($p = 0,015$) for israndslinjen. En sondring mellem vandløbene i de to områder er meningsfuld, fordi vandløbene i disse adskiller sig væsentligt fra hinanden med hensyn til afstrømningsmønster og geologi. Forholdene er dog mere nuancerede, hvilket fremgår af figur 1. Så-

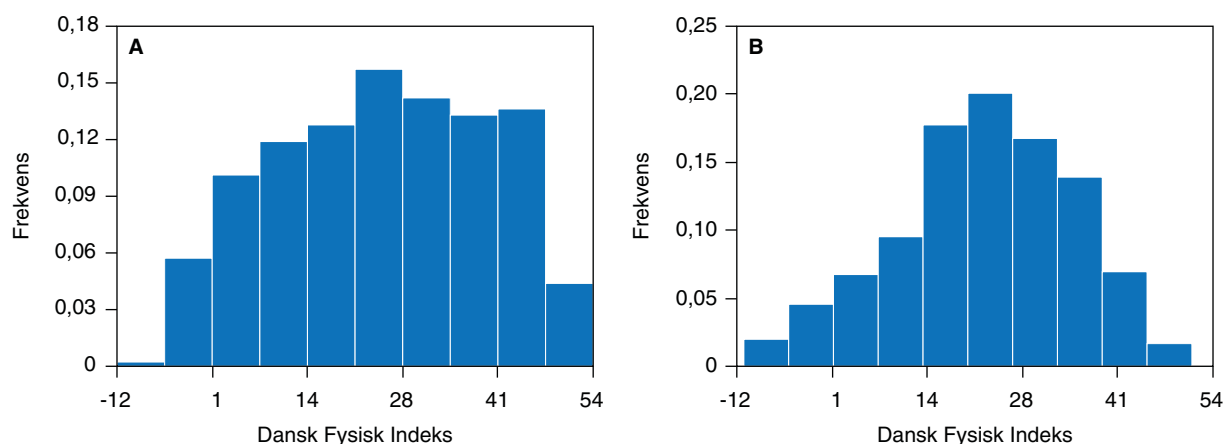
ledes var værdierne noget højere om sommeren end om foråret i den lave del af skalaen (værdier under 10), mens der modsat scorede højere om foråret i den højere ende af skalaen (værdier over 10-20). For de højere værdier var forskellen mest markant i de vestlige vandløb (for hvilke kurvehældningen var lidt mindre end for de østlige vandløb).

Figur 1 Betydningen af årstid for værdier af Dansk Fysisk Indeks, opgjort for hhv. vandløb øst (røde cirkler) og vest (grønne trekantede) for israndslinjen. Angivet regressionslinjer for begge områder. Bemærk at hvis der ikke havde været forskel, ville begge linjer gå gennem 0,0 og linjernes hældning være nær 1,0, hvor de i stedet er 0,80/0,85.



Det er ikke nærmere undersøgt, hvad de fundne forskelle skyldes. Højere sommerværdier kan dog være betinget af, at der på denne årstid er tale om et større bidrag fra parametre knyttet til vegetationen. Denne er således bedst udviklet om sommeren. Dette slår tilsyneladende kun igennem i de fysisk dårlige vandløb, hvor planterne må formodes at betyde relativt mere end andre positive parametre. Forholdene er dog mere komplicerede end som så, idet meget høje dæknings af undervandsvegetation scorer lavere i indekset end moderate dæknings. De relativt højere forårsværdier i den bedre ende af skalaen kan formentlig forklares ved, at der med relativt større vandføringer om foråret er større chance for at bedømme vandløbene bedre (fx på parametre som forekomst af holler/ stryg, højenergi hastighed), ligesom fx sanddækning og mudderdækning kan forventes at være mindre end om sommeren, hvor vandhastigheden reduceres og dermed er større mulighed for aflejring af disse materialer.

Ser vi bort fra sæsonforskellene, er der en signifikant forskel i scorerne mellem de østlige og vestlige vandløb (Mann-Whitney U-test, $p < 0,0001$). Således scorer de vestlige vandløb markant lavere (figur 2). I særdeleshed er der relativt færre værdier i den høje ende i de vestlige vandløb. Og der opnås også højere maksimumværdier i de østlige vandløb. I median og middel scorer de vestlige vandløb 2-3 point lavere end de østlige.



Figur 2 Fordelingen af værdier af Dansk Fysisk Indeks i vandløb hhv. øst (A) og vest (B) for israndslinjen

Forskellen er til dels også til stede, hvis der sammenlignes mellem vandløb af forskellig størrelse (tabel 2). Således scorer indekset markant højere i små (type 1) og mellemstore (type 2) østlige end i tilsvarende vestlige vandløb (Mann-Whitney U-test, $P < 0,01$). Særlig iøjnefaldende er, at medianværdien for små østlige vandløb er 5 point og maksimumværdien 9 point højere end i små vestlige vandløb. Til gengæld er der ingen signifikant forskel mellem de store (type 3) vandløb ($p = 0,36$).

Vi har forsøgt at undersøge, om de regionale forskelle skyldes, at nogle parametre naturligt scorer højere i den ene end i den anden region. Til det formål har vi fokuseret på de biologisk mest værdifulde vandløb (med faunaklasse 6 eller 7), idet det er forudsat at disse også – i det store hele – må formodes at være de fysisk mest upåvirkede (se senere i dette kapitel). For disse vandløb var der signifikant større sten- og grusdækning i de østlige vandløb (Mann-Whitney U-test, $p < 0,0001$), mens undervands vegetation scorede signifikant højest i de vestlige vandløb (Mann-Whitney U-test, $p < 0,0001$). Også emergent vegetation scorede højest i de vestlige vandløb ($p = 0,014$). Den samlede virkning af disse forskelle må forventes at være, at østlige vandløb af naturlige årsager scorer højere end de vestlige, hvilket også viste sig at være tilfældet for de små og mellemstore vandløb.

De regionale forskelle mellem østlige og vestlige vandløb er derfor inddraget i de fleste af de følgende analyser.

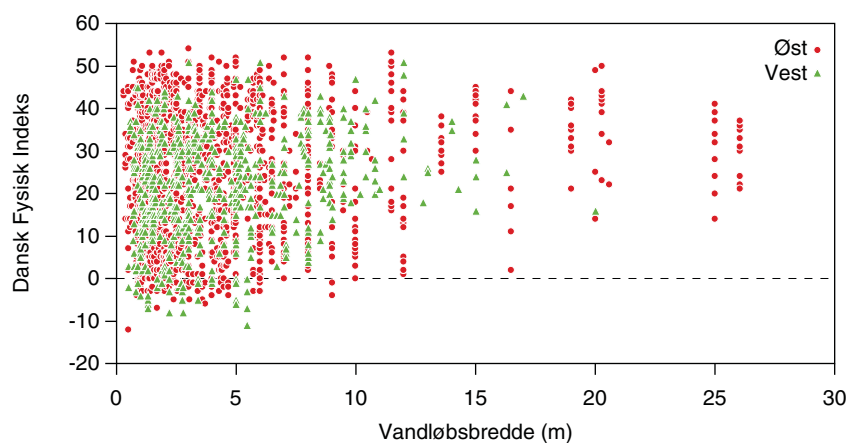
Tabel 2. Scorer for Dansk Fysisk Indeks ved NOVANA stationer i tre typer af vandløb (små, mellemstore og store) beliggende hhv. øst og vest for israndslinjen.

	Vandløbstype	Median	Middel	Minimum	Maksimum	N
Vandløb øst for israndslinjen	Små (1)	23	23,4	-12	53	569
	Mellemstore (2)	25	25,1	-6	54	971
	Store (3)	32	29,9	0	53	130
Vandløb vest for israndslinjen	Små (1)	18	19,8	-7	45	161
	Mellemstore (2)	23	22,4	-11	51	397
	Store (3)	27	30,3	16	51	32

Betydning af vandløbsstørrelse, hældning og menneskeskabte påvirkninger

For både østlige og vestlige vandløb var der en signifikant positiv sammenhæng ($p < 0,0001$) mellem scorer af fysisk indeks og vandløbenes størrelse, vurderet ud fra vandløbsbredden (figur 3), om end korrelationen var relativt lille ($r_s = 0,09$ for østlige vandløb, $r_s = 0,21$ for vestlige vandløb). Mann-Whitney U-tests på scorerne i små (type 1), mellemstore (type 2) og store (type 3) vandløb viste tilsvarende, at store vandløb scorede højest, mellemstore vandløb lavere og små vandløb lavest ($p < 0,0001-0,02$). Dette er illustreret i tabel 2, hvor minimum, median og middelværdier af indekset stiger med vandløbenes størrelse for såvel østlige som vestlige vandløb. Derimod er maksimum værdierne de samme for de østlige vandløb, mens maksimum værdien i de små vestlige vandløb er markant mindre end for tilsvarende mellemstore og store vandløb.

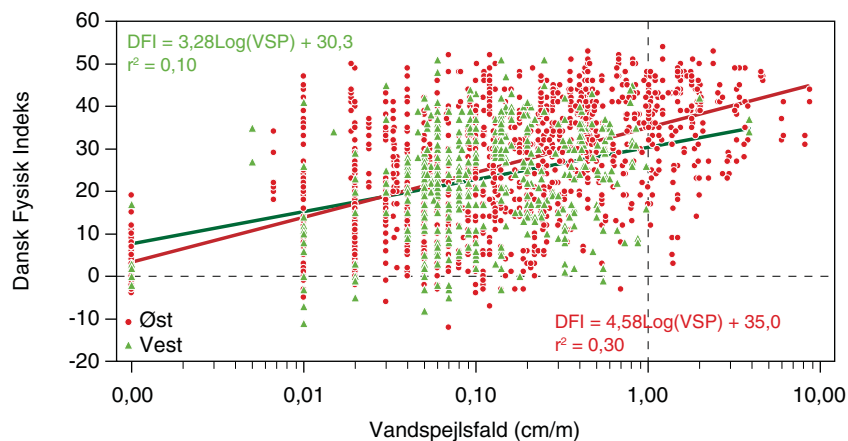
Figur 3. Sammenhæng mellem vandløbsstørrelse (bredde) og Dansk Fysisk Indeks for vandløb hhv. øst og vest for israndslinjen.



Vandløbenes størrelse og hældning (fald) er naturligt nært korreleret. Således aftager hældningen med stigende vandløbsstørrelse. Det gælder ikke overraskende i bjergrige egne, men også for danske lavlandsvandløb (Wiberg-Larsen m.fl. 2000, Pedersen m.fl. 2004). En analyse af de foreliggende NOVANA data viser samme overbevisende sammenhæng mellem vandløbsbredde og vandspejlsfald ($r_s = -0,52$, $p = 0,000$).

Eftersom der blev fundet sammenhæng mellem vandløbsstørrelse og fysisk indeks, kunne der derfor også forventes en sammenhæng mellem vandspejlsfald (hældning) og indeks score. Dette var da også tilfældet (figur 4). Således var indekset signifikant positivt korreleret med vandspejlsfaldet, både for østlige ($r^2 = 0,30$, $P < 0,0001$) og vestlige vandløb ($r^2 = 0,10$, $p < 0,0001$). Sammenhængen giver god mening, idet parametre som høller/stryg, højenergi hastighed, samt sten- og grusdækning scorer højere i vandløb med stort fald, end hvor faldet er ringe. Modsat vil slyngningsgraden dog naturligt være relativt større i vandløb med lille fald. Den relativt dårligere korrelation mellem hældning og indeks score for de vestlige vandløb er heller ikke overraskende, idet der naturligt kun er få vestlige vandløb med stort fald.

Figur 4. Sammenhæng mellem vandspejlsfald (hældning) og Dansk Fysisk Indeks for vandløb hhv. øst og vest for israndslinjen. Bemærk at skalaen på x-aksen er logaritmisk for at dække den store variationsbredde.



På trods af de viste sammenhænge mellem hældning og fysisk indeks er det vigtigt at være opmærksom på, at det reelt er muligt at opnå relativt høje scorer selv i vandløb med ringe hældning (intervallet 0,010-0,05 cm/m, svarende til 0,1-0,5 ‰). Dette fremgår tydeligt af tabel 3, hvor der er skelnet mellem de tre vandløbstyper. Det er således for hver af disse typer muligt at score høje indekseværdier i vandløb med lille (< 0,5 ‰), middelstor (0,5-5 ‰) og stor hældning (> 5 ‰). Yderligere var der generelt ikke signifikant forskel mellem type 1 vandløb med lille og mellemstor hældning, hverken i de østlige eller de vestlige vandløb (Mann-Whitney U-test, $p > 0,025$). Det betyder, at det vil være fornuftigt - i forbindelse med de statslige vandplaner - ikke bare at "afskrive" vandløb med ringe hældning som håbløse tilfælde (dvs. henføre dem til "typen" blødbundsvandløb), hvor der ikke er potentiale for via fysiske forbedringer at opnå god økologisk tilstand.

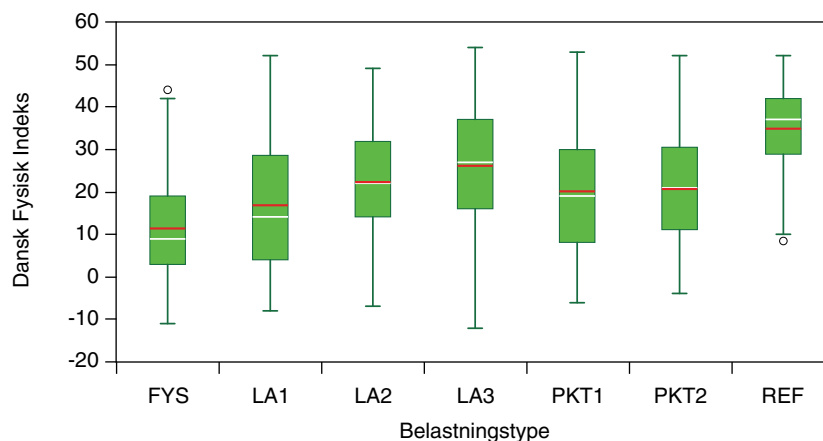
Tabel 3. Scorer af "høje" værdier (75 % fraktil, maksimum) for Dansk Fysisk Indeks ved tre forskellige intervaller af vandspejlsfald (lille, mellemstort og stort) ved NOVANA stationer i tre typer af vandløb (små, mellemstore og store) beliggende hhv. øst og vest for israndslinjen. Bemærk at der ikke forekommer fald >5 ‰ i type 3 vandløbene.

Østlige vandløb	Type 1			Type 2			Type 3	
Hældning (‰)	< 0,5	0,5-5	> 5	< 0,5	0,5-5	> 5	< 0,5	0,5-5
75 % fraktil	23	27	43	23	39	47	38	42
Maksimum	45	48	53	49	52	54	50	53
Vestlige vandløb	Type 1			Type 2			Type 3	
Hældning (‰)	< 0,5	0,5-5	> 5	< 0,5	0,5-5	> 5	< 0,5	0,5-5
75 % fraktil	32	27	32	23	34	36	26	40
Maksimum	45	40	45	35	51	44	26	51

Som beskrevet i kapitel 3 er NOVANA stationerne udvalgt indenfor 7 kategorier af belastningstyper. Disse omfatter fysisk modifikation, forskellige grader af landbrugsmæssig påvirkning, påvirkning via spildevand fra større punktkilder eller spredt bebyggelse, samt endelig potentielt upåvirkede vandløb. Vi har undersøgt, om der var systematiske forskelle i værdier af fysisk indeks mellem disse grupper (figur 5). Ikke overraskende scorede de "upåvirkede" vandløb (REF) signifikant bedre end vandløbene inden for samtlige øvrige belastningstyper, dvs. havde markant bedre fysisk kvalitet (Mann-Whitney U-test, $p < 0,0001$). Derudover havde vandløb omgivet af ekstensivt udnyttede landbrugsarealer en signifikant højere fysisk kvalitet end de stærkt fysisk påvirkede, de hvor de vandløbsnære arealer blev intensivt udnyttet til landbrug, og de spildevands-

påvirkede vandløb ($p < 0,0001$). Det skyldes naturligvis, at der med ekstensiv udnyttelse af de vandløbsnære arealer ikke har været samme behov for at udnytte vandløbene til afledning af vand som ved de vandløb, hvor de nære omgivelser udnyttes til dyrkning af afgrøder. Det var heller ikke overraskende, at de på forhånd udpegede fysisk påvirkede vandløb rent faktisk viste sig at score lavest og dermed havde den dårligste fysiske kvalitet ($p < 0,0001$). Ligeledes var de stærkt landbrugspåvirkede vandløb (LA2) signifikant ringere end de mindre landbrugspåvirkede (LA1, PKT1). Som forventet var der ingen signifikant forskel i den fysiske kvalitet mellem de to spildevandstyper ($p > 0,025$). Samlet set afspejler det fysiske indeks således den forventede fysiske kvalitet.

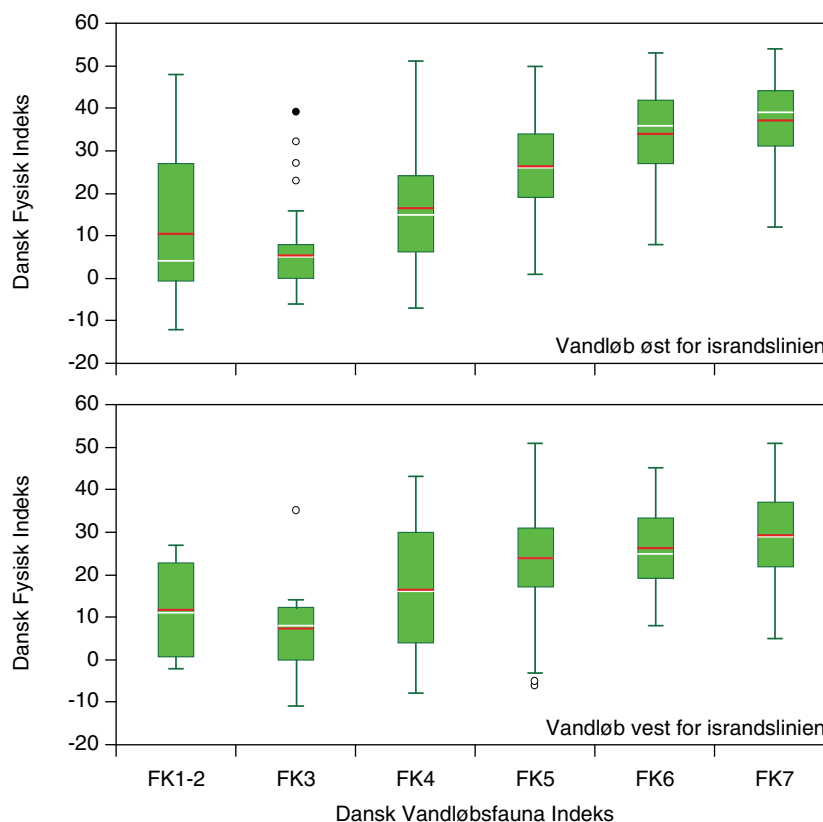
Figur 5. Sammenhæng mellem belastningstype og Dansk Fysisk Indeks for vandløb. De 7 typer omfatter: FYS: fysisk forstyrret; LA1: landbrugstype m. sandet jord og vandløbsnære arealer i omdrift/græsning; LA2: landbrugstype m. vandløbsnære arealer i omdrift/græsning; LA3: landbrugstype m. ekstensiv udnyttede vandløbsnære arealer; PKT1: påvirket af spredt bebyggelse; PKT2: påvirket af større punktkilder; REF: upåvirkede. Boksplottet viser middelværdier (rød linje), median (sort linje), 25 og 75 % fraktiler (kassegrænser), samt standard afvigelse. Typer markeret med samme bogstav (A,B) er ikke signifikant forskellige.



Relation til faunaklasse og biodiversitet

Faunaklassen var overordnet set positivt korreleret med Dansk Fysisk Indeks – både for de østlige og vestlige vandløb (figur 6). Således var der signifikante forskelle i scorer for de fysiske indeks mellem de enkelte faunaklasser i de østlige vandløb (Mann-Whitney U-test, $p < 0,01$ – i de fleste tilfælde endda $p = 0,000$). Eneste undtagelse var, at værdierne for fysisk indeks ikke var signifikant forskellige mellem faunaklasse 1-2 og 3. For de vestlige vandløb var scorerne for fysisk indeks mellem faunaklasserne 3, 4, 5, 6 og 7 ligeledes signifikant forskellige indbyrdes ($p < 0,0001$ i de fleste tilfælde, dog $p < 0,025$ for faunaklasserne 3 og 4), undtagen for faunaklasserne 6 og 7 ($p = 0,07$). Til gengæld var scorerne for fysisk indeks ikke signifikant forskellige mellem faunaklasse 1-2 og hhv. faunaklasse 3, 4 og 5, men dog forskellige fra faunaklasserne 6 og 7 ($p < 0,025$).

Figur 6. Sammenhæng mellem faunaklasse (DVFI) og Dansk Fysisk Indeks for vandløb hhv. øst og vest for israndslinjen. Boksplottet viser middelværdier (rød linje), median (sort linje), 25 og 75 % fraktiler (kassegrænser), samt standard afvigelser. Faunaklasserne 1 og 2 er puljet for at opnå tilstrækkeligt mange data.



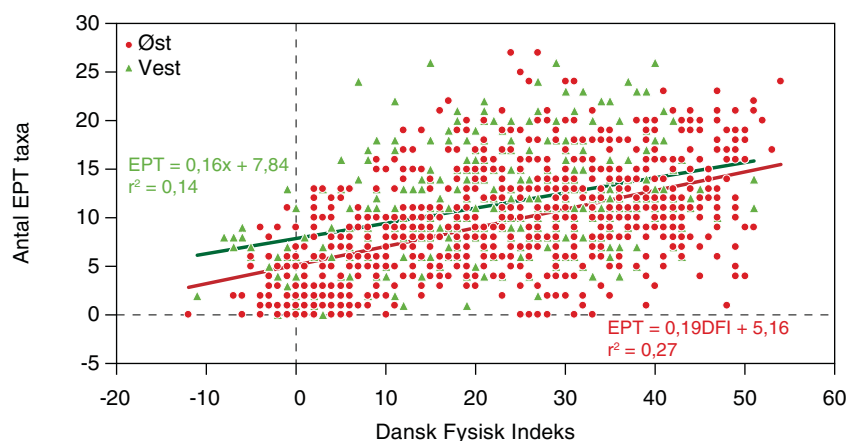
Selvom der generelt blev fundet en god sammenhæng mellem fysisk kvalitet og faunaklasse, viser figur 6, at der er betydeligt overlap mellem de enkelte faunaklasser. Dette skyldes blandt andet, at andre forhold spiller ind, frem for alt vandkvaliteten. Der er således tidligere påvist en positiv sammenhæng mellem vandløbsvandets indhold af BI₅ (let nedbrydeligt organisk stof), der primært stammer fra udledt spildevand, og både sammensætningen af taxa og udvalgte taxa, som indgår i DVFI (Wiberg-Larsen & Larsen 2008, Friberg m.fl. 2010). Overordnet set tyder analyser af en delmængde af NOVANA data dog på, at de fysiske forhold (DFI) forklarer en større del af faunasammensætningen end vandkvaliteten målt som BI₅ (Wiberg-Larsen & Larsen 2007). Betydningen af organisk belastning er forventeligt størst for de laveste faunaklasser (1, 2 og 3), ikke mindst fordi DVFI oprindeligt er udviklet til at afspejle netop denne form for menneskeskabt påvirkning.

DVFI bygger på forekomsten af forskellige såkaldte nøgleindikatorer (nøglegrupper), samt positive og negative diversitetsgrupper. Til nøgleindikatorerne og de positive diversitetsgrupper hører arter, slægter og familier af insektordenerne døgnfluer, slørvinger og vårfluer. Ud over generelt at være følsomme over belastning med organisk stof, udgør de en stor del af biodiversiteten i danske vandløb. Vi har derfor undersøgt sammenhængen mellem det fysiske indeks og denne biodiversitet, målt som antallet af arter/slægter af de tre grupper – de såkaldte EPT taxa (Ephemeroptera: døgnfluer; Plecoptera: slørvinger; Trichoptera: vårfluer).

Ligesom for faunaklassen blev der ikke overraskende fundet en signifikant sammenhæng mellem det fysiske indeks og antallet af EPT taxa (figur 7). Denne sammenhæng (med høj signifikans: $p=0,000$) blev fundet for såvel vandløb øst som vest for israndslinjen, om end lineære regressioner kun

forklarede hhv. 27 og 14 % af variationen. Ligesom for faunaklassen kan der ikke forventes en bedre sammenhæng med det fysiske indeks, fordi antallet af EPT taxa i adskillige vandløb er påvirket af såvel de fysiske forhold som af vandkvaliteten (og i nogle tilfælde også af andre faktorer end BI₅ som fx okker eller insekticider). Det fremgår endvidere af figur 7, at der er relativt flere EPT taxa i de vestlige end i de østlige vandløb. Dette bekræftes, når forskellen i antallet af EPT taxa mellem de to områder analyseres med en Mann-Whitney U-test ($p < 0,0001$). En mulig forklaring kan være, at de vestlige vandløb har en relativt mere stabil vandføring end de østlige, ligesom der i større grad findes vandplanter året rundt. Dette burde give leveduligheder for et større antal arter. Dertil kommer det forhold, at der generelt findes flere arter i Jylland end på øerne, som udgør en væsentlig del af de østlige vandløb (se kapitel 3).

Figur 7. Sammenhæng mellem Dansk Fysisk Indeks og antallet af EPT taxa for vandløb hhv. øst og vest for israndslinjen. EPT taxa omfatter antallet af arter/slægter af Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (slørvinger) og Trichoptera (vårfluer).



Betydning af delvariable

Dansk Fysisk Indeks består som allerede nævnt af 17 forskellige parametre, hvis relative betydning blev vurderet i forbindelse med udviklingen af indekset (Pedersen m.fl. 2006). Vi har undersøgt, i hvor høj grad de enkelte parametre – og den samlede indeks score – er korreleret med hhv. faunaklassen og antallet af EPT taxa (tabel 4).

Der er tilsyneladende markant forskel på, hvilke parametre i det fysiske indeks, som har betydning for faunaklasse og biodiversitet i hhv. de østlige og de vestlige vandløb. Generelt var der flere parametre med signifikante korrelationer til såvel faunaklassen som antallet af EPT taxa i de østlige end i de vestlige vandløb. Strækningsparametre som høller og stryg, snoningsgrad og naturligt profil var dog betydende i begge områder, mens breddevariation, underskårne brinker, højenergi hastighed, rødder, anden fysisk variation, sten, grus og mudder kun viste signifikante korrelationer i de østlige vandløb. Dette kan for flere parametre forklares ved forventede geografiske forskelle. Således er forekomst af træer langs vandløb – og dermed flere neddykkede rødder i vandløbene eller større forekomst af underskårne brinker – mere udbredt øst for israndslinjen, hvor der generelt forekommer mere skov, ligesom vandløbene, som allerede vist har relativt større fald øst for israndslinjen, hvilket betyder muligheder for større gradient i højenergi hastighed. Også den større betydning af anden fysisk variation i de østlige vandløb kan muligvis henføres til en større skovandel, men muligvis også en større

brug af faskiner i forbindelse med regulering af vandløb. Der er også geologisk set større forekomster af sten og grus i det østlige Danmark. Helt overordnet scorede naturligt profil højest ($r_s=0,58$), hvilket kan forklares med, at en række af de andre parametre må formodes at følge denne nært (autokorrelation).

Selve det fysiske indeks var – både øst og vest for israndslinjen - væsentlig bedre korreleret med såvel faunaklassen som antallet af EPT taxa end de enkelte parametre hver for sig. Dette var også at forvente, fordi indekset repræsenterer en væsentlig større gradient end de enkelte parametre hver for sig. Korrelationen var ligesom for de enkelte parametre langt bedst i vandløbene øst for israndslinjen.

Tabel 4. Korrelation (Spearman Rank koefficienter, r_s) mellem de enkelte parametre i Dansk Fysisk Indeks og hhv. faunaklassen og antallet af EPT taxa. Signifikante korrelationer ($p<0,05$) er markeret med *. Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (slørvinger) og Trichoptera (vårfluer). Bemærk at den originale skala i DFI er "vendt" for planter og sand, således at den beskriver en stigende dækning.

Parameter	Øst for israndslinjen		Vest for israndslinjen	
	Fauna-klasse	Antal EPT taxa	Fauna-klasse	Antal EPT taxa
Høller og stryg	0,50*	0,39*	0,37*	0,32
Snoningsgrad	0,51*	0,45*	0,43*	0,39*
Naturligt profil	0,58*	0,50*	0,42*	0,39*
Breddevariation	0,45*	0,27	-0,04	-0,02
Underskårne brinker	0,46*	0,47*	0,13	0,25
Bræmmebredde	0,29	0,29	0,28	0,29
Højenergi hastighed	0,46*	0,34	0,11	0,01
Nedhængende vegetation	0,17	0,18	-0,02	0,05
Rødder	0,42*	0,30	0,21	0,15
Emergent vegetation	-0,01	0,03	0,05	0,07
Undervandsvegetation	0,06	0,18	0,09	0,13
Anden fysisk variation	0,43*	0,28	0,11	0,10
Okker	-0,03	-0,06	-0,22	-0,31
Sten dækning	0,38*	0,26	0,14	0,11
Grus dækning	0,48*	0,37*	0,19	0,13
Sand dækning	-0,16	-0,03	-0,002	0,06
Mudder dækning	-0,48*	-0,40*	-0,33	-0,27
DFI	0,65*	0,52*	0,40*	0,38*

Bør det fysiske indeks forbedres?

Generelt ser Dansk Fysisk Indeks ud til at fungere fornuftigt. Det virker robust og har en høj forklaringsværdi i forhold til såvel faunaklasse som biodiversitet hos smådyrene. Det viste sig også godt til at afspejle graden af forventet landbrugsmæssig påvirkning. Og indekset virker overraskende godt henset til den relativt subjektive måde, hvorpå de enkelte parametre bliver bestemt.

Imidlertid har indekset en række mangler og svagheder.

Først og fremmest mangler der en fastlæggelse af referencetilstanden for forskellige typer af vandløb. Små vandløb scorer således generelt dårligere end de større uden at dette nødvendigvis alene skyldes, at små vandløb generelt er fysisk dårligere end større vandløb. Især synes det at

være vanskeligt at opnå høje værdier i de vestlige vandløb. Der bør derfor ikke blot fastlægges en reference tilstand for små, mellemstore og store vandløb, men også for vandløb øst og vest for israndslinjen. Vi vurderer, at det vil være nødvendigt at tilvejebringe supplerende data for fysisk upåvirkede vandløb til løsning af denne opgave.

Alene manglen på en sikker fastsættelse af referencetilstanden betyder, at det er vanskeligt at fastsætte rimeligt sikre grænser for de fem økologiske tilstandsklasser. Dette forhold blev også fremført af Pedersen m.fl. (2006), som dog forventede at data ville blive tilvejebragt via NOVANA programmet. Det har dog vist sig, at langt størstedelen af reference vandløbene i NOVANA ikke opfylder de krav, som det er nødvendigt at stille til sådanne, også hvad angår de fysiske forhold og forholdene i de vandløbsnære områder (Kristensen m.fl. 2008).

Med udgangspunkt i referencetilstanden vil det være nødvendigt at foretage tilpasninger af indekset. Det skal fx tilpasses bedre til vestlige vandløb. Til gengæld skønnes der at være mindre behov for at foretage justeringer, som tager højde for forskelle i tidspunktet for, hvornår indekset bestemmes.

De større vandløb frembyder et særligt problem, idet det med den nuværende metode forudsættes, at der kan vades. Praksis fra NOVANA har vist, at der mangler data fra mange af disse vandløb. Der er derfor behov for at tilpasse metoden, således at der fx tages udgangspunkt i færre parametre, eller at nødvendige vandløbs- og substratparametre søges undersøgt ved anvendelse af båd – eller om nødvendigt skønnes fra bredden. Analyserne har således vist, at strækningsparametrene alene generelt er gode til at beskrive den fysiske tilstand. Der vurderes dog at være behov for en revurdering af, hvordan flere af disse parametre måles og vurderes (fx det ideale antal huller/stryg) i de store vandløb.

Parameteren "anden fysisk variation" omfatter udover dødt træ (stammer) og store stenblokke, der helt klart medvirker positivt til at skabe gode fysiske forhold, også faskinpæle, som er en del af reguleringen af vandløb. Vi finder det ikke veldokumenteret, at faskinpæle generelt skulle have en positiv virkning. Tværtimod er de med til at fastholde et vandløb i en reguleret tilstand – hvilket jo netop er meningen. Vi vil umiddelbart foreslå, at denne parameter ændres til alene at omfatte store stykker dødt ved. Dødt ved er således et meget væsentligt strukturerende element i udformningen af vandløbs morfologi (fx Triska 1984, Thévenet & Statzner 1999, Hering m.fl. 2000), ikke mindst i vandløb, hvor sten og grus er mindre udbredt – som fx i de vestlige vandløb. Og dødt ved har tilbage i tiden været et vigtigt element i disse vandløb. Derudover er dødt ved et vigtigt levested for adskillige smådyr, ligesom enkelte arter direkte lever af de mikroorganismer, som nedbryder veddet (fx Anderson 1989, Hoffmann & Hering 2000, Wooster & DeBano 2006).

Det kunne også overvejes at lade "bræmmebredde" erstatte af en karakteristik af de vandløbsnære arealer, som har vist sig at have en betydelig indflydelse på såvel de fysiske som biologiske forhold i vandløbene (se nærværende rapports andet fokuskapitel).

Med hensyn til karakteriseringen af de enkelte parametre kan det overvejes at indberette reelt observerede værdier (fx skønnet dækning i %) i

stedet for den hidtil anvendte skala (0, 1, 2 3). Det vil give mulighed for bedre analyser af indeksets funktion samt for senere at "skrue" på indekset. Dette vurderes bl.a. nødvendigt for parameteren "sand", hvor der skønnes at være behov for en revurdering af værdisætningen – ikke mindst for de generelt sandede vandløb vest for israndslinjen.

Der kan også være behov for at revurdere parameteren "mudder" for bedre at kunne skelne mellem naturlige og menneskeskabte forhold. Vandløb med blød organisk bund forekommer således naturligt i Danmark, og burde ligesom i Schlesvig-Holstein have sin egen type i forhold til Vandrammedirektivet. Enkelte sjældne arter af smådyr har deres foretrukne levesteder i netop denne type vandløb.

Endelig kan der forekomme helt andre bundtyper end de, som indgår i indekset. Således kan rødder og fast ler undertiden udgøre hele vandløbsbunden.

Danmark anvender for tiden alene smådyr som biologisk kvalitetselement. Og selvom det derfor er oplagt at interkallibrere det fysiske indeks efter dette – og i særdeleshed DVFI – er det vigtigt at holde sig for øje, at et fysisk indeks også skal kunne bruges til at forklare fysiske påvirkninger på andre biologiske kvalitetselementer som vandplanter og ikke mindst fisk. Ved en fastlæggelse af tilstandsgrænserne for det fysiske indeks er det i øvrigt nødvendigt at tage højde for andre forhold, som påvirker de biologiske forhold. Frem for alt skal effekten af forhøjet organisk belastning kunne skilles fra. Dette kræver yderligere analyser, som af bl.a. tidsmæssige årsager ikke er foretaget ved dette års rapportering.

Vi vil afslutningsvis påpege, at der i forbindelse med vandplanlægningen er behov for at beskrive forhold, som ikke hidtil er beskrevet via det fysiske indeks, eller via dets supplerende parametre. Specielt vurderer vi det vigtigt at beskrive forhold som nedsænkning under terræn og graden af beskygning fra urter og ikke mindst træer og buske på brinken og de vandløbsnære arealer. Specielt først nævnte vil være værdifuld til en vurdering af behovet for og omfanget af restaureringer af en fysisk påvirket vandløbstrækning.

Referencer

Anderson, H.N. (1989) Xylophagous Chironomidae from Oregon Streams. *Aquatic Insects* 11, 33-45.

Beisel, J-N., Usseglio-Polaterra, P. & Moreteau, J.-C. (2000) The spatial heterogeneity of a stream bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422/423, 163-171.

Europa-Parlamentet & Rådet (2000) Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EF-Tidende nr. L137 af 22/12/2000, pp. 0001-0073.

Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, M.L. & Buffagnbi, A. (2010) Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55, 1405-1419.

- Hoffmann, A. & Hering, D. (2000) Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85, 25-48.
- Kaarup, P. (1999) Indeks for fysisk variation i vandløb. *Vand & Jord* 6, 136-139.
- Kern, K., Fleischhacker, T., Sommer, M. & Kinder, M. (2002) Ecophological survey of large rivers – Monitoring and assessment of physical habitat conditions and its relevance to biodiversity. *Archiv für Hydrobiologie* 141 (supplement 1/2), 1-28.
- Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Skriver, J., Jørgensen, J., Kronvang, B., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C. & Wiberg-Larsen, P. 2008. Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Faglig rapport fra DMU nr. 669. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 56 s.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (2000) Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Berlin.
- Nielsen, J. (1997) Ørreden som miljøindikator. *Miljønyt* nr. 24. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 51 s.
- Olsen, H.-M. & Friberg, N. (1999) De fysiske forhold og dansk vandløbsfaunaindeks. *Vand & Jord* 6, 113-116.
- Pedersen, M.L., Friberg, N. & Larsen, S.E. (2004) Physical habitat structure in Danish lowland stream. *River Research and Applications* 20, 653-669.
- Pedersen, M.L., Sode, A., Kaarup, P. & Bundgaard, P. (2006) Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning af vandløb. Faglig rapport fra DMU nr. 590. Danmarks Miljøundersøgelser, 44 s.
- Pedersen, M.L., Baattrup-Petersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (2007) Økologisk overvågning af vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVA-NA 2004-2009. Teknisk Anvisning fra DMU nr. 21, 5. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Raven, P.J., Fox, P., Everard, M., Holmes, N.T.H. and Dawson, F.H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. I: Boon, P.J. and Howell, D.L. (red.) *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, 215-234.
- Raven, P.J., Boon, P.J., Dawson, F.H. and Ferguson, A.J.D. (1998) Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 383-393.
- Thevenet, A. & Statzner, B. (1999) Linking fluvial fish community to physical habitat in large woody debris: sampling effort, accuracy and precision. *Archiv für Hydrobiologie* 145, 57-77.

Tolkamp, H.H. (1982) Microdistribution of macroinvertebrates in lowland streams. *Hydrobiological Bulletin* 16, 133-148.

Triska, F.J. (1984) Role of wood debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions: A historical case study. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 1876-1892.

Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K., Birkholm, S., Grøn, P.N. & Skriver, J. (2000): Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43, 633-647.

Wiberg-Larsen, P. & Larsen, S.E. (2007) Chironomiders og andre smådyrs betydning som miljøindikatorer. I: Bøgestrand, J. (red.) *Vandløb 2006*. NOVANA. Faglig rapport fra DMU 642, 35-48. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Wooster, D.E. & DeBano, S.J. (2006) Effect of woody riparian patches in croplands on stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 165, 241-268.

Fokus: Spiller de vandløbsnære arealer en rolle for den økologiske vandløbskvalitet?

Annette Baattrup-Pedersen, Peter Wiberg-Larsen, Søren E. Larsen og Esben Astrup Kristensen

Indledning

Naturlige vandløb har et nært samspil med de tilstødende arealer – et samspil der både omfatter hydromorfologiske og biologiske forhold (Pedersen m.fl. 2006). Dynamiske processer som erosion og aflejring af materiale ændrer på de morfologiske forhold i vandløbet og skaber variation i udbuddet af levesteder i vand og på land. Disse processer er også baggrunden for, at vegetationen på de vandløbsnære arealer langs naturlige vandløb udvikler sig som funktion af vandløbets størrelse og dynamik. Uden menneskets indgriben ville den naturlige vegetation langs vandløbene være skov og kratskov, afbrudt af lysåbne partier med enge, moser og småsøer (Svenning 2002). De lysåbne partier opstår, når åslynger afsnøres fra hovedløbet, ved store oversvømmelser, stormfald, store planteæderes græsning, og ved at bævere fælder træerne. Med menneskets indgriben skabtes der imidlertid flere lysåbne arealer langs vandløbene via skovrydning til bl.a. landbrugsdrift, primært i form af arealer med ekstensiv græsning eller høslet til husdyr.

Det er især indenfor de seneste 100 år, at samspillet mellem vandløbene og de vandløbsnære arealer for alvor har ændret sig. Vandløbsreguleringer og grødeskæring har bevirket, at de dynamiske vandløbsprocesser stort set er sat ud af spil. Det betyder, at levestederne er blevet mere ensformige både i vandløbene og på de vandløbsnære arealer. På de vandløbsnære arealer har vegetationen ændret sig, således at det især er vegetation knyttet til tør og næringsrig jord, der er dominerende i ådalene (Baattrup-Pedersen m.fl. 2010). De dominerende vegetationstyper er dels artsfattige kulturrenge med fx rajgræs, hvid-kløver, lav ranunkel og mælkebøtte, dels næringsrige højstaudesamfund med stor nælde, burre-snerre, skvalderkål, tidsler og lådden dueurt. Disse tørre og næringstofberigede vegetationstyper var stort set fra fraværende på de vandløbsnære arealer tidligere.

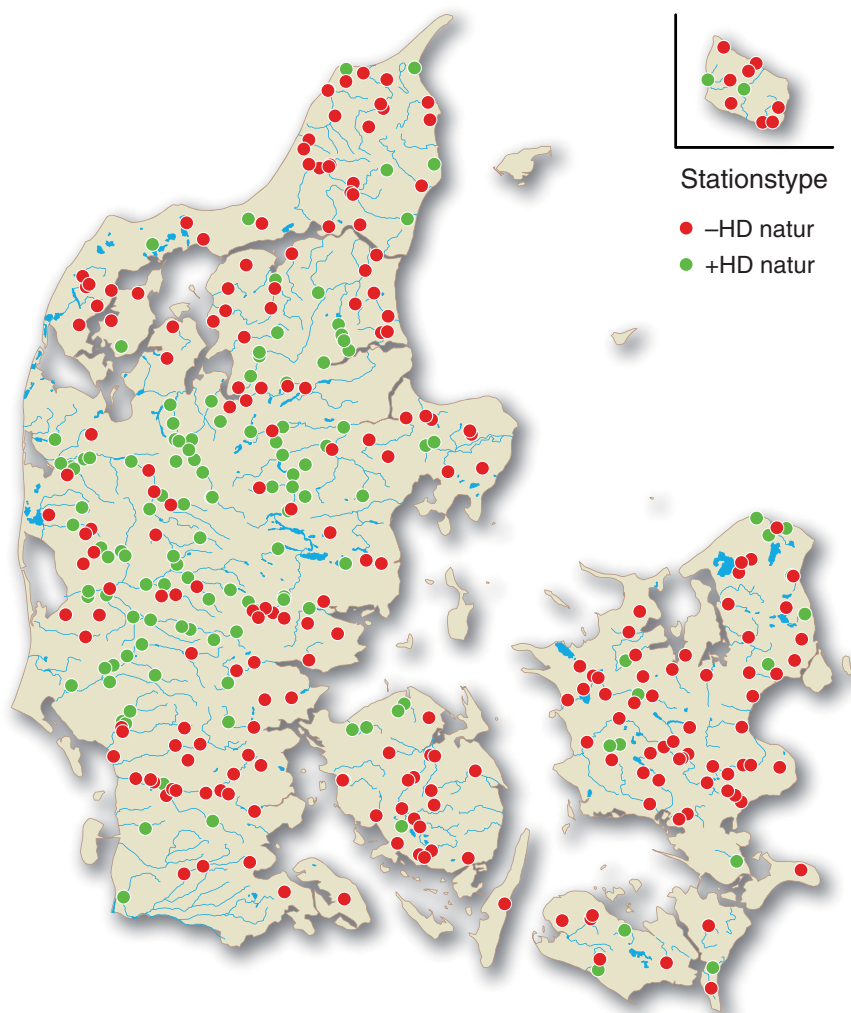
Der er kun ganske lidt viden om, hvad disse forandringer betyder for de økologiske forhold i vandløbene. Men evolutionært set er en række af de arter, der i dag findes i vandløbene, fortsat knyttet til de vandløbsnære arealer på den ene eller anden måde. Vi ved fx at nogle plantearter er knyttet til overgangszonen mellem land og vand og kan leve begge steder, mens samtlige voksne vandinsekter tilbringer en del af deres liv udenfor vandløbet. Vi vil i dette kapitel anvende overvågningsdata fra NOVANA's vandløbsøkologiske del til at belyse, hvilken rolle vegetationen på de vandløbsnære arealer spiller for de økologiske forhold i små, mellemstore og store vandløb. Programmet omfatter således – ud over undersøgelser i selve vandløbene – også undersøgelser inden for en 30 m bred zone langs disse (se Pedersen m.fl. 2007).

Metode

Datagrundlag og valg af biologiske biodiversitets parametre

Vi valgte at afgrænse undersøgelsen til at omfatte arealer med lysåben vegetation inden for 30 m brede vandløbsnære arealer. Det skyldes, at kun et fåtal af de middelstore og store vandløb i NOVANA er beliggende i skov. Dette gør det, rent statistisk, vanskeligt at analysere for samtidige effekter af vandløbsstørrelse, skov og lysåbne samfund inden for de vandløbsnære arealer på de økologiske forhold i vandløbene. Analysen omfattede NOVANA data indsamlet i 2004 og 2005, hvor der udover undersøgelser af de økologiske forhold i vandløbene samtidig er lavet vegetationsundersøgelser på de vandløbsnære arealer. I alt indgik 252 overvågningsstationer i analysen (se figur 1).

Figur 1. Placeringen af NOVANA stationer medtaget i analysen af betydningen af de vandløbsnære arealer for den økologiske kvalitet i vandløb. +HD (grønne punkter): forekomst af naturtyper omfattet af Habitatdirektivets bilag I langs en 30 bred zone langs vandløbene; -HD (røde punkter): ingen forekomst af sådanne naturtyper langs vandløbene.



De vandløbsnære arealer er i analyserne karakteriseret som arealer med (+HD) eller uden (-HD) forekomst af naturtyper omfattet af Habitatdirektivet. De pågældende habitatnaturtyper omfatter hhv. "vandløb med tidvis blottede mudder med enårige planter" (3270), "tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund" (6410), "overgangstyper af moser og hængesæk" (7140), "kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe" (7210), samt "rigkær" (7230). Til gengæld har vi udeladt habitatnaturtypen "bræmmer med høje urter langs vandløb og skovbryn" (6430), fordi denne naturtype kan være vanskelig at adskille fra mere kulturprægede højstaudesamfund med fx forekomst af lådden dueurt, som er en af de typiske arter for 6430. Vi har valgt de nævnte habitatnaturtyper, fordi vi anser dem for at være tættest på de lysåbne naturtyper, som forekom hyppigt i ådalene før skovrydningerne og før ådalene blev afvandet og opdyrket i nyeste tid. Vi har anvendt en metode udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser baseret på overvågningsdata fra flere overvågningsprogrammer (NOVANA-natur, NOVANA-ferskvand og DEVANO kortlægning) til at identificere arealer med habitatnatur (se Baattrup-Pedersen m.fl. 2010).

Vi har anvendt plante-, smådyrs (makroinvertebrater) og fiskedata fra alle 252 vandløb i analyserne. Vi udvalgte en række forskellige mål for biodiversitet inden for de tre grupper af organismer (tabel 1). For planterne er anvendt antal arter af hhv. neddykkede (submergente), amfibiske (arter, der både kan vokse i vand og på land) og på land voksende (terrestriske) planter. For planterne blev også anvendt Shannon diversitet. For smådyrene er anvendt antal taxa (arter/slægter/familier), antal EPT taxa (dvs. Ephemeroptera = døgnfluer, Plecoptera = slørvinger; Trichoptera = vårfluer), antal EPT individer, samt faunaklasse (Dansk Vandløbs Fauna Indeks), mens der for fiskene blev benyttet antal arter, tæthed af alle fiskearter, samt tæthed af hhv. ørredyngel og ældre ørred.

Tabel 1. Middelværdier samt standard afvigelser for en række parametre inden for tre af Vandrammedirektivets biologiske kvalitetselementer (planter, smådyr og fisk) grupperet efter vandløbsstørrelse samt karakteren af vegetation på det vandløbsnære areal. +HD: forekomst af naturtyper omfattet af Habitatdirektivets bilag I inden for en 30 bred zone langs vandløbene; -HD: ingen forekomst af sådanne naturtyper langs vandløbene. Tætheder af fisk er angivet som antal m⁻². Se "metoder" for yderligere forklaringer.

	Små vandløb (type 1)		Middelstore vandløb (type 2)		Store vandløb (type 3)	
	+HD	-HD	+HD	-HD	+HD	-HD
<i>Planter</i>						
Antal arter	6,8±4,4	5,6±5,6	8,9±4,6	9,6±5,6	10,5±5,5	12,1±3,9
- submergente	0,77±1,1	0,88±1,1	2,0±1,3	2,3±1,7	3,1±1,8	3,8±1,9
- amfibiske	2,3±1,6	1,6±1,5	3,0±1,7	2,6±1,7	2,6±1,9	2,9±1,7
- terrestriske	3,8±3,0	3,2±4,0	3,9±2,8	4,6±3,7	4,7±2,8	5,5±2,5
Shannon diversitet	1,11±0,60	0,84±0,66	1,28±0,59	1,40±0,61	1,51±0,59	1,65±0,25
<i>Smådyr</i>						
Taxa, antal	34,2±10,9	32,0±9,5	44,0±13,19	37,6±12,2	49,6±16,8	55,4±16,8
EPT taxa, antal	11,1±4,4	8,0±4,0	14,2±5,8	9,8±5,0	16,6±7,0	16,3±4,2
EPT taxa, individualt	284±354	169±247	365±590	145±143	472±450	378±360
Faunaklasse, median	6	5	6	5	6	6
<i>Fisk</i>						
Alle arter, antal	1,7±1,4	1,4±1,4	2,5±2,7	3,2±2,5	3,5±4,3	3,5±3,6
Alle arter, tæthed	0,57±0,89	0,33±0,66	0,23±0,60	0,19±0,28	-	-
Ørred yngel, tæthed	0,40±0,75	0,22±0,54	0,15±0,51	0,03±0,07	-	-
Ørred, ældre, tæthed	0,11±0,18	0,08±0,16	0,05±0,12	0,04±0,09	-	-

Statistik

Der er udført en tosidet variansanalyse med det formål at analysere udvalgte biologiske parametre (fx antal plantearter, EPT taxa, fiskearter) i forhold til vandløbsstørrelse og karakteren af vegetationen på de vandløbsnære arealer. Derudover er der foretaget regressionsanalyser for sammenhænge mellem de biologiske parametre og udvalgte miljøvariable i vandløbet (fx BI₅, forekomst af sten, grus, eller grødeskæring). For disse regressioner er der med kovariansanalyser (ANCOVA) testet for betydning af hhv. vandløbsstørrelse (type) og forekomst af typer af habitatnatur. For den kategoriske variabel faunaklasse (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) er anvendt logistisk regressionsanalyse. Endelig blev der beregnet simple regressioner mellem vandløbsstørrelsen og antallet af arter af hhv. planter, smådyr og fisk.

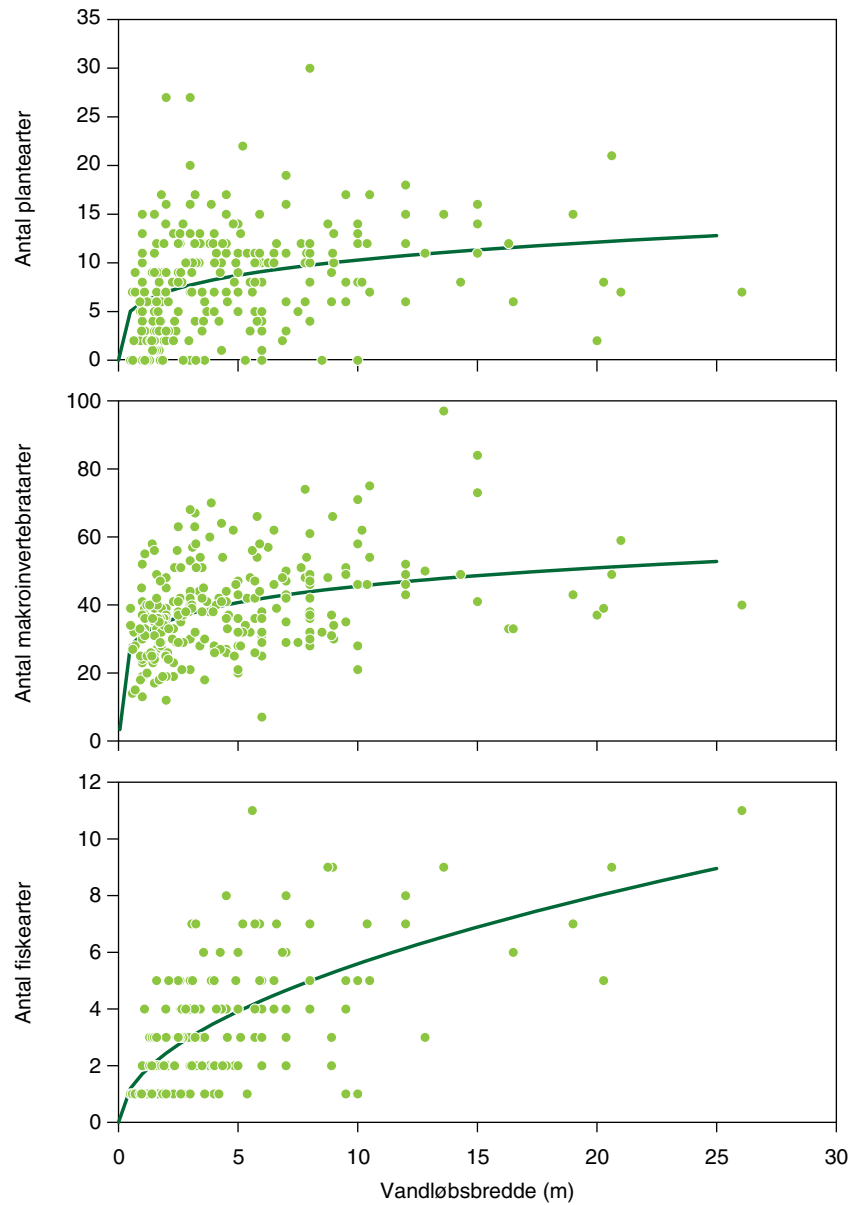
Resultater

Der blev fundet signifikant positiv sammenhæng mellem størrelsen af vandløbene og biodiversiteten, målt som antallet af arter af hhv. vandløbsplanter, smådyr og fisk – altså jo større vandløb, des større artsrigdom (figur 2). Variationen var dog ganske betydelig, idet regressionslinjerne kun forklarede mellem 9 (antal plantearter) og 40 % (antal fiskearter) af denne.



Naturligt strømmende vandløb med ekstrem rigkær vegetation på begge sider. Desuden er der et næsten naturligt hydrologisk samspil mellem de vandløbsnære arealer og vandløbet, bl.a. via et kildeområde (Foto: Bjarne Andresen, MC Odense).

Figur 2. Sammenhæng mellem vandløbsstørrelse og antallet af arter af vandløbsplanter (A), smådyr (B) og fisk (C). De fundne sammenhænge er alle signifikante ($p < 0,0001$), men forklaringsgraden varierer: (A) $r^2 = 0,09$, (B) $r^2 = 0,14$, (C) $r^2 = 0,40$.



Også de øvrige parametre inden for de tre biologiske kvalitetselementer, vandplanter, smådyr og fisk, varierede langs gradienten fra små til store vandløb (tabel 1). De udførte statistiske tests viste således (tabel 2), at vandløbsstørrelsen har betydning for flere af disse biologiske parametre.

Tabel 2. Resultater af tovejs ANOVA, hvor betydning af vandløbsstørrelse (vandløbstype 1, 2 eller 3) samt vegetationen på det vandløbsnære areal er analyseret for en række biologiske parametre. Angivet testværdi (F) og signifikansniveau: *<0,05; **<0,001; ***<0,0001

	Størrelse	HD naturtype	Størrelse x HD naturtype
<i>Planter</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>
Antal arter	14,72***	0,04	0,53
Antal submergente arter	44,92***	2,18	0,75
Antal amfibiske arter	10,99***	3,48*	0,19
Antal terrestriske arter	2,53	0,37	0,92
<i>Smådyr</i>			
Antal arter	25,99***	0,06	2,63
Antal EPT taxa	16,32***	32,62***	1,12
Antal EPT individer	5,30**	13,47***	3,25*
Faunaklasse (DVFI)	1,78	25,52***	3,38
<i>Fisk</i>			
Antal arter	3,10*	0,59	1,36
Densitet, alle	7,03**	2,24	0,91
Densitet, ørredyngel	6,90**	4,33*	0,33
Densitet, ældre ørred	6,61**	1,32	0,32

Således øgedes antallet af submergente (neddykkede) og amfibiske planterarter signifikant med stigende vandløbsstørrelse ($p < 0,05$), ligesom antallet af EPT taxa og EPT individer steg signifikant med øget vandløbsstørrelse ($p < 0,05$). Derimod sås ingen signifikant ændring i faunaklassen som funktion af vandløbsstørrelsen ($p > 0,05$). For fiskene faldt såvel tætheden af den samlede fiskefauna som tætheden af ørredyngel og ældre ørred signifikant med vandløbsstørrelsen ($p < 0,05$).

Vores analyser viste imidlertid også, at vegetationen på de vandløbsnære arealer kan have betydning for flere af de biologiske parametre og dermed bidrage til den variation vi ser i figur 2. Således var der signifikant flere amfibiske arter i vandløb med forekomst af habitatnaturtyper på de vandløbsnære arealer (tabel 1 og 2; $p < 0,05$), ligesom EPT samfundene (antal taxa og individer) var markant rigere og faunaklassen højere i vandløb med habitatnatur på de tilstødende arealer ($p < 0,001$). Tætheden af ørredyngel var også større i vandløb med forekomst af habitatnatur på de vandløbsnære arealer ($p < 0,05$). Til gengæld spillede habitatnaturen tilsyneladende ingen rolle for artsantallet af vandplanter, terrestriske planter, smådyr og fisk generelt ($p > 0,05$).

Spørgsmålet er imidlertid, om tilstedeværelsen af habitatnaturtyper på de vandløbsnære arealer direkte har indflydelse på amfibiske planter, EPT taxa, faunaklasse og ørredyngel, eller om der blot er tale om indirekte effekter via forskelle i miljøvariable i selve vandløbene. Dette forhold undersøgte vi naturligvis også, nemlig om der var forskelle mellem de to grupper af vandløb med hensyn til nogle af de fysisk-kemiske karakteristika (og påvirkninger) i selve vandløbene, som erfaringsmæssigt spiller en afgørende rolle for disses vandløbsplanter, smådyr og fisk (tabel 3).

Tabel 3. Gennemsnitsværdier for en række miljøvariable i vandløb grupperet efter vandløbsstørrelse og vegetation på det vandløbsnære areal. +HD: forekomst af naturtyper omfattet af Habitatdirektivets bilag I inden for en 30 m bred zone langs vandløbene; -HD: ingen forekomst af sådanne naturtyper langs vandløbene. Fremhævede værdier er signifikant forskellige inden for den pågældende vandløbstype ($p < 0,05$).

	Små vandløb (type 1) (N=105)		Middelstore vandløb (type 2) (N=125)		Store vandløb (type 3) (N=22)	
	+HD	-HD	+HD	-HD	+HD	-HD
Vandløbsmorfologi						
Gns. dybde (cm)	16	13	51	48	68	77
Vandspejlsfald (‰)	0,90	0,55	0,20	0,05	0	0
Grødeskæring						
Intensitet (0-300)	36	60	86	91	60	141
Bundssubstrat						
Sten (%)	6	11	4	8	6	3
Grus (%)	20	14	14	11	28	13
Sand (%)	42	30	48	39	37	60
Mudder (%)	13	18	15	18	9	13
Ler (%)	1	3	3	5	4	3
Dødt plantemateriale (%)	11	10	5	6	6	5
Vandkemi						
BI ₅ (mg l ⁻¹)	0,8	1,9	1,3	1,8	1,7	1,8
Nitrat-N (mg l ⁻¹)	3,7	3,9	3,6	3,1	1,2	3,4
Fosfat-P (mg l ⁻¹)	0,03	0,09	0,05	0,06	0,02	0,05
Alkalinitet (mg l ⁻¹)	1,9	3,8	1,9	3,8	1,3	2,9

Og der var faktisk forskelle for flere variable inden for hver af de tre størrelser af vandløb. Således var der fx mindre sten-dækning og lavere BI₅-indhold i små og mellemstore vandløb med end i tilsvarende vandløb uden denne habitatnatur. Til gengæld blev der – måske ikke overraskende – skåret mindre grøde i små og store vandløb med habitatnatur end i dem uden. For yderligere at kunne besvare spørgsmålet om, hvorvidt forekomst/mangel på habitatnatur direkte eller indirekte indvirker på amfibiske planter, EPT taxa, faunaklasse og ørredyngel, udførte vi en række regressionsanalyser af betydningen af de miljøvariable (vandspejlsfald, grødeskæring, dækning med sten og sand, indhold af BI₅, nitrat-N og fosfat-P, samt alkalinitet), for hvilke der blev fundet statistisk signifikante forskelle mellem vandløbene hhv. med og uden habitatnaturtyper på de vandløbsnære arealer (se tabel 4). I analyserne indgik desuden vandløbsstørrelsen (vandløbstypen) og kombinationer mellem miljøvariabel, vandløbstype og tilstedeværelse/fravær af habitatnatur.

Disse analyser viste ingen statistisk signifikante sammenhænge mellem de (statistisk set) relevante miljøvariable i selve vandløbene og de amfibiske planter (data derfor ikke vist i tabel 4). Dette resultat antyder derfor, at habitatnaturen direkte påvirker antallet af amfibiske arter i vandløbet.

Vi fandt heller ikke mange signifikante sammenhænge mellem EPT taxa og individantal og de fysiske-kemiske variable (kun de signifikante er vist i tabel 4). Det var således kun indholdet af BI₅ og andelen af grus, som umiddelbart spillede en rolle for EPT samfundene, hvor antallet af EPT taxa ($F=21,64$; $p < 0,05$) og EPT individer ($F=8,39$; $p < 0,05$) faldt med stigende indhold af BI₅, ligesom antallet af EPT individer øgedes med stigende andel af grus i vandløbsbunden ($F=18,92$; $p < 0,05$). Analyseresultaterne viste imidlertid, at disse sammenhænge afhang af vegetationen på de vandløbsnære arealer (tabel 4). Således var der signifikant flere EPT

taxa ($F=37,31$; $p<0,05$) og EPT individer ($F=13,33$; $p<0,05$) ved samme indhold af BI_5 , når der forekom habitatnatur på de vandløbsnære arealer, end hvis dette ikke var tilfældet. Ligeledes var der flere EPT individer ved den samme andel af grus i vandløb med habitatnatur på de tilstødende arealer end i vandløb uden tilstødende habitatnatur ($F=13,82$; $p<0,05$). Analyseresultaterne viste dog også en signifikant sammenhæng med vandløbsstørrelsen for både EPT taxa og EPT individer. Denne sammenhæng var dog noget svagere end for habitatnaturen.

De vandløbsnære arealer havde tilsvarende direkte positiv indvirkning på faunaklassen (som i øvrigt i høj grad vil være positivt korreleret med EPT taxa). Således var de fundne sammenhænge mellem faunaklassen og hhv. andelen af sten og grus, BI_5 , nitrat-N, fosfat-P, alkalinitet og grødeskæringsintensitet signifikant forskellige, afhængig af om der forekom habitatnatur eller ej på de vandløbsnære arealer (tabel 4). Vandløbsstørrelsen havde til sammenligning ingen statistisk signifikant indflydelse på relationerne mellem miljøvariable og faunaklassen.

Tætheden af ørredyngel øgedes signifikant med stigende andel grus, men reduceredes med stigende indhold af BI_5 . Derudover havde såvel vandløbsstørrelsen som forekomsten af habitatnatur betydning, idet tætheden aftog med signifikant stigende vandløbsstørrelse, mens tætheden var signifikant større under indflydelse af habitatnatur (tabel 4). Betydningen af vandløbsstørrelse var dog tilsyneladende størst.

Tabel 4. Resultatet af en række regressionsanalyser af betydningen af relevante (statistisk set) miljøvariable for udvalgte biologiske parametre. Der er analyseret på forskellige kombinationer af hhv. tilstedeværelse af habitatnaturtyper (HD) på de vandløbsnære arealer, vandløbstype (størrelse) og miljøvariabel. Der er kun medtaget statistisk signifikante sammenhænge mellem regressionsvariable og de biologiske parametre. F angiver testværdi med signifikansniveau angivet i parentes.

	Regressions variabel	Regression	HD	Vandløbstype	HD x vandløbstype	Variabel x HD	Variabel x vandløbstype
Antal EPT taxa	BI_5	$F=21,64$ ($p<0,0001$)	$F=37,31$ ($p<0,0001$)	$F=18,66$ ($p<0,0001$)	ns	ns	ns
Antal EPT individer	Grus	$F=18,92$ ($p<0,0001$)	$F=13,82$ ($p=0,0003$)	$F=4,15$ ($p=0,017$)	ns	ns	ns
	BI_5	$F=8,39$ ($p=0,004$)	$13,33$ ($p=0,0003$)	$F=4,00$ ($p=0,020$)	ns	ns	ns
Faunaklasse (DVFI)	Sten	$X^2=19,97$ ($p<0,0001$)	$X^2=35,70$ ($p<0,0001$)	ns	ns	ns	ns
	BI_5	$X^2=40,87$ ($p<0,0001$)	$X^2=9,36$ ($p=0,002$)	ns	ns	ns	ns
	Nitrat-N	$X^2=7,88$ ($p=0,005$)	$X^2=19,19$ ($p<0,0001$)	ns	ns	ns	ns
	Fosfat-P	$X^2=25,25$ ($p<0,0001$)	$X^2=15,71$ ($p<0,0001$)	ns	ns	ns	ns
	Alkalinitet	$X^2=12,19$ ($p=0,0005$)	$X^2=5,82$ ($p=0,02$)	ns	ns	ns	ns
	Grødeskæring	$X^2=17,16$ ($p<0,0001$)	$X^2=21,59$ ($p<0,0001$)	ns	ns	ns	ns
Ørred yngel (antal m^{-2})	Grus	$F=16,42$ ($p<0,0001$)	$F=4,66$ ($p=0,03$)	$F=7,38$ ($p=0,0008$)	ns	$F=4,03$ ($p=0,046$)	ns
	BI_5	$F=5,47$ ($p=0,020$)	$F=4,44$ ($p=0,036$)	$F=7,02$ ($p=0,011$)	ns	ns	ns

Diskussion

Analyserne af betydningen af vandløbs-miljøvariable, vandløbsstørrelse og den vandløbsnære vegetation for en række biologiske parametre, som karakteriserer samfundene af vandløbsplanter, smådyr og fisk, blev udført på et tilpas stort sæt af data. Endvidere var der betydelige gradienter for samtlige variable og parametre, hvilket gjorde det muligt at eftervise mulige sammenhænge statistisk. Mens datasættet indeholdt nogenlunde lige mange vandløbsstationer med hhv. tilstedeværelse eller fravær af habitatnaturtyper i de vandløbsnære arealer, var der regionale forskelle. Således var der relativt flest stationer med habitatnatur i Jylland og relativt færrest af disse på øerne. Dette kan have haft en vis betydning for udfaldet af analyserne, fordi den samlede biodiversitet af fx EPT taxa er væsentlig større i Jylland end på øerne (se kapitel 3 og fokus: fysisk indeks). Derudover var store vandløb klart underrepræsenteret i datamaterialet, hvilket også kan have haft betydning med hensyn til muligheden for at påvise potentielle sammenhænge.

Vores analyser bekræftede ikke overraskende, at alene størrelsen af vandløbene har indflydelse på artsrigdommen i danske vandløb. Jo større vandløb, des flere arter af neddykkede og amfibisk voksende planter, smådyr taxa, EPT taxa og fiskearter. Dette er tidligere påvist for bl.a. vårflyer på et sæt af historiske og recente data (Wiberg-Larsen m.fl. 2000), men derimod kun i mindre omfang for vandløbsplanter (Sand-Jensen m.fl. 2006). Forklaringen på sammenhængen formodes primært at være, at antallet af mulige levesteder øges med stigende vandløbsstørrelse, idet der også kan være en vis temperatureffekt (stigende vandtemperatur med øget størrelse, og større artsrigdom med øget temperatur; se fx Rosenzweig 1995). Til gengæld fandt vi størst ørredtæthed (både yngel og ældre fisk) i de små vandløb, hvilket skyldes, at disse vandløb netop er artens foretrukne yngle- og opholdssteder (Nielsen 1997).

Imidlertid fandt vi også stærke indikationer på, at naturnær vegetation på de vandløbsnære arealer har en direkte og positiv effekt på de biologiske samfund i vandløbene. Der var således flest amfibiske planter i vandløb med habitatnatur på de vandløbsnære arealer, hvilket ikke kunne forklares med forskelle i vandløbstilknyttede miljøvariable mellem vandløb hhv. med og uden habitatnatur langs disse. Den positive effekt afspejler formodentlig, at der i højere grad kan foregå udveksling af arter mellem vandløbet og de tilstødende arealer, når vegetationen her er præget af arter knyttet til de fugtige forhold, som forekommer i moser og kær. Flere af disse fugtigbundsarter er således i stand til at kunne vokse amfibisk i overgangszonen mellem land og vand og bidrager dermed til at øge artsrigdommen i vandløbene. Antallet af de amfibiske planter, der samlet set forekommer i danske vandløb, er af samme størrelse som antallet af primært akvatiske planter (Madsen & Sand-Jensen 2006). De kan derfor potentielt bidrage væsentligt til den samlede biodiversitet. Men mens de akvatiske planter er tilpasset til at udnytte bikarbonat ved siden af fri kuldioxid, er de amfibiske planter kun i stand til at udnytte sidstnævnte som kulstofkilde (Madsen & Sand-Jensen 2006). Når de alligevel er i stand til at klare sig i vandløbene, er forklaringen, at indholdet af netop kuldioxid er relativt højt i vandløbsvand (Sand-Jensen m.fl. 1995).

Der blev ligeledes fundet flere EPT taxa, og individer, ligesom DVFI scorede højere, når der forekom naturnær vegetation på de vandløbsnære

arealer. Til gengæld var der ingen sådan sammenhæng for antallet af smådyr taxa generelt. Det er velkendt, at de forskellige smådyr er afhængige af bestemte miljøkrav i selve vandløbene (strøm, substrat, fødekilder, iltindhold), og disse forhold spillede ikke overraskende også en rolle i vores undersøgelse. Og netop de fysiske forhold vil typisk være mere varierede, når de ånære arealer henligger som "natur", end hvis de udnyttes til intensiv landbrugsdrift, hvor vandløbene har været udsat for fysiske reguleringer og vedligeholdelse (se fokus: Fysisk Indeks). Imidlertid tyder vores analyser på, at den naturnære vegetation på de vandløbsnære arealer også har en direkte effekt på EPT taxa og faunaklasse. Og her er det afgørende, at analyserne ikke blot viste dette for artsrigdommen (hvor der kan have været en vis bias som følge af de regionale forskelle i stationernes placering, se ovenfor), men også for individantallet.

Der er en nærliggende forklaring på denne direkte effekt af den naturnære vegetation. Døgnfluer, slørvinger og vårfluer er alle insekter med et voksent stadium, som tilbringes uden for vandløbet. Formålet med voksenstadiet er alene formering. Men inden hunnerne kan lægge deres æg og starte en ny generation i vandløbet, skal æggene udvikles og befrugtes. Dette tager kun kort tid (timer, få døgn) for døgnfluerne, der ikke tager føde til sig som voksne, mens voksne slørvinger og vårfluer lever væsentlig længere – fra få dage til flere uger (fx Alderson 1969, Schumacher 1970, Lillehammer 1988, Svensson 1972), og endda måneder hos nogle arter af vårfluer (Crichton 1960, Svensson 1972). I dette tidsrum har insekterne brug for at kunne skjule sig for at undgå at blive ædt. Flere arter af slørvinger og vårfluer søger desuden føde under deres voksne liv, i flere tilfælde for at være i stand til at udvikle æggene. Slørvinger æder bl.a. alger på træer og dødt plantemateriale (Lillehammer 1988, Beer-Stiller & Zwick 1995), mens vårfluer suger nektar eller honningdug (Crichton 1957). Det centrale under voksenlivet er dog parringen, som er afhængig af, at de to køn kan finde sammen. Hos slørvinger og flere vårfluer sker kommunikationen ved bankesignaler, mens hunnerne hos mange vårfluer tiltrækker hannerne ved at udsende særlige duftstoffer, feromoner. Endelig foretager hanner hos døgnfluer og flere vårfluer sværmning, ofte mange sammen, med det formål at tiltrække hunnerne. Sværmingen foregår på ganske bestemte steder, fx over vandoverfladen eller over markante træer og buske nær vandløbet (Wiberg-Larsen 2006). Adskillige undersøgelser peger på, at de voksne vandinsekter primært opholder sig inden for en relativt smal zone (20-30 m) langs vandløbene (Sode & Wiberg-Larsen 1993, Collier & Smith 1998, Petersen m.fl. 2004). Det er her fødesøgning og parring finder sted. Og det er også her, at de søger skjul for at undgå prædation fra fx insektædende fugle og pattedyr. Flere studier tyder på, at karakteren (herunder mikroklimaet) i den vandløbsnære zone har betydning for de voksne vandinsekters dødelighed, føde- og spredningsmuligheder (fx Smith & Collier 2000, Briers m.fl. 2002, Harrison & Harris 2002)). Men hvilke forhold ved habitatnaturtyperne kan med denne viden i særlig grad tænkes at begunstige de voksne døgnfluer, slørvinger og vårfluer, således at de bliver mere dominerende i det tilstødende vandløb? Vi vil specielt pege på bedre fødemuligheder i form af fx nektar (planter i rigkær, kalkrige moser, højstaude-samfund), bedre skjulmuligheder (rigkær), et mere optimalt mikroklima pga. relativt højere fugtighed, samt flere sværmemarkører i form af spredte træer og buske (som formodentlig forekommer hyppigere, end hvor den vandløbsnære zone udnyttes mere intensivt til landbrugsdrift).

Eftersom faunaklassen i meget høj grad er stærkt positivt korreleret med antallet af EPT taxa, er forklaringen på den direkte positive indflydelse fra den naturnære vegetation i den vandløbsnære zone uden tvivl den samme som netop beskrevet. Derimod er det mindre indlysende, hvorfor der også kunne påvises en direkte – om end ikke lige så stærk som for EPT taxa - positiv effekt på tætheden af ørredyngel. En mulig forklaring er en større relativ forekomst af træer og buske langs vandløbene, som bidrager til at skabe flere skjulmuligheder for ørrederne.

Konklusion

Vores resultater viser, at der er god grund til at opfatte vandløb og vandløbsnære arealer som et samlet økosystem. Det er derfor nødvendigt i højere grad end hidtil at fokusere på udformningen af de vandløbsnære arealer i forbindelse med forvaltningen af vore vandløb for at sikre mindst en god økologisk tilstand i disse. Naturnær vegetation på de vandløbsnære arealer bidrager således til rigere biologiske vandløbssamfund med flere arter af amfibisk voksende planter, døgnfluer, slørvinger og vårfluer, højere faunaklasse, og i et vist omfang større tætheder af ørredyngel. Og effekten skyldes ikke alene bedre fysisk-kemiske forhold i vandløbene, fordi vandløbene med tilstødende naturarealer kun i ringe grad er påvirket af reguleringer og vedligeholdelse. Der er tilsyneladende også en direkte positiv effekt af den naturnære vegetation, som for de amfibiske planter skyldes muligheden for kolonisering fra disse planters voksesteder i den vandløbsnære zone. For vandinsekterne kan forklaringen være, at de voksne primært opholder sig inden for en ret snæver vandløbsnær zone, hvor deres krav om føde, skjul og sværmepladser i særlig grad opfyldes under naturnære forhold. Trods disse tydelige indikationer på betydningen af kvaliteten af de vandløbsnære arealer er der imidlertid et klart behov for yderligere undersøgelser med det formål i højere grad at kunne klarlægge de bagved liggende mekanismer og årsager.

Referencer

- Alderson, R. (1969) Studies on the larval biology of caddisflies of the family Psychomyiidae. Ms Thesis, University of Wales, 113 pp.
- Baatrup-Pedersen, A., Ejrnæs, R., Nygaard, B. & Dybkjær, J.B. (2010) Biodiversitet i ådale – status over naturen. *Vand & Jord* 17, 73-76.
- Beer-Stiller, A. & Zwick, P. (1995) Biometric studies of some stoneflies and a mayfly (Plecoptera and Ephemeroptera). *Hydrobiologia* 299, 169-178.
- Briers, R.A., Cariss, H.M. & Gee, J.H.R. (2002) Dispersal of adult stoneflies (Plecoptera) from upland streams draining catchments with contrasting landuse. *Archiv für Hydrobiologie* 155, 627-644.
- Collier, K.J. & Smith, B.J. (1998) Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia* 362, 53-65.

- Crichton, M.I. (1957) The structure and function of the mouth parts of adult caddisflies (Trichoptera). *Phil. Trans. R. Soc. London (B)* 241, 45-91.
- Crichton, M.I. (1960) Observations on the longevity and dispersal of adult Limnephilidae (Trichoptera). *Proceedings XII international Congress Entomology (Vienna)* 1, 366-371.
- Harrison, S.S.C. & Harris, I.T. (2002) The effects of bank side management on chalk stream invertebrate communities. *Freshwater Biology* 47, 2233-2245.
- Lillehammer, A. (1988) Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 21, 165 pp.
- Madsen, T.V. & Sand-Jensen, K. (2006) Aquatic plants. Pp. 67-73 i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.), *Running Waters – Historical development and restoration of lowland Danish streams*. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark, 159 pp.
- Nielsen, J. (1997) Ørreden som miljøindikator. *Miljønyt* nr. 24, 53 pp. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Pedersen, M.L., Kronvang, B., Sand-Jensen, K. & Hoffmann, C.C. (2006) Lowland river systems – processes, form and function. Pp. 13-25 i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.) *Running Waters – Historical development and restoration of lowland Danish streams*. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark, 159 pp.
- Pedersen, M.L., Baattrup-Petersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (2007) Økologisk overvågning af vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVA-NA 2004-2009. Teknisk Anvisning fra DMU nr. 21, 5. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A.G. & Ormerod, S.J. (2004) Dispersal of aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* 41, 934-950.
- Rosenzweig, M.L. (1995) *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, U.K.
- Sand-Jensen, K., Brodersen, P., Madsen, T.V., Jespersen, T.S. & Kjøller, B. (1995) Planter og CO₂-overmætning i vandløb. *Vand & Jord* 2, 72-77.
- Sand-Jensen, K., Riis, T., Vestergaard, O. & Moeslund, B. (2006) From spring to river – patterns and mechanisms. Pp. 45-53 i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.), *Running Waters – Historical development and restoration of lowland Danish streams*. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark, 159 pp.
- Schumacher, H. (1970) Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie einiger Köcherfliegenarten der Gattung *Hydropsyche* Pict. (In-

secta, Trichoptera). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 55, 511-557.

Smith, B.J. & Collier, K.J. (2000) Interactions of adult stoneflies (Plecoptera) with riparian zones II. Diet. *Aquatic Insects* 22,285-296.

Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. (1993) Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. *Freshwater Biology* 30, 39-446.

Svenning, J.-C. (2002) A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* 104, 133-148.

Svensson, B.W. (1972) Flight periods, ovarian maturation and mating in Trichoptera at a Swedish stream. *Oikos* 23,370-383.

Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K., Birkholm, S., Grøn, P.N. & Skriver, J. (2000) Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43,633-647.

Wiberg-Larsen, P. (2006) The terrestrial life of stream-dwelling insects. Pp. 75-81 i: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.), *Running Waters – Historical development and restoration of lowland Danish streams*. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark, 159 pp.

Bilag 1

Ferskvandsafstrømning 2009		Målt opland	Ferskvandsafstrømning 2009, mm/måned (målt + umålt opland)													Sum, 2009	Sum, 2009
Far- vand	Navn		Areal, km ²	%	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	mm/år
11	HANSTHOLM-THYBORØN	173	0	16	13	10	10	7	5	3	3	4	8	9	18	106	18
12	THYBORØN-VEDERSØ	1640	67	50	38	42	26	20	17	17	19	26	31	52	54	391	641
13	VEDERSØ-NYMINDEGAB	3485	67	49	37	45	30	26	20	19	21	28	30	53	52	411	1431
14	NYMINDEGAB-BLÅVAND	266	19	41	34	36	18	16	12	11	12	16	24	60	67	346	92
15	BLÅVAND-GRÆNSE	74	0	11	7	9	3	2	1	0	0	1	2	15	22	74	5
161	GRÅDYB TIDEVANDSOMRÅDE	1820	69	47	36	43	28	26	20	19	19	25	28	56	59	407	741
162	KNUDEDYB TIDEVANDSOMRÅDE	1453	84	48	38	45	32	27	22	17	17	22	26	61	74	429	624
163	JUVRE DYB TIDEVANDSOMRÅDE	273	51	40	30	36	15	13	9	7	7	11	16	55	59	298	81
165	LISTER DYB TIDEVANDSOMRÅDE	1602	67	43	32	43	28	21	15	13	13	25	29	63	77	403	646
21	TANNIS BUGT	492	70	37	25	38	20	16	15	15	21	21	24	50	35	319	157
22	JAMMERBUGTEN	567	44	22	15	22	11	7	8	7	11	14	16	38	33	204	116
23	VIGSØ BUGT	37	0	5	4	4	1	0	0	0	0	1	2	5	7	30	1
30	ÅBNE KATTEGAT	140	0	28	22	29	14	9	10	10	9	11	17	52	31	243	34
31	HESSELØ BUGT ØST	85	42	23	19	21	9	7	31	8	6	4	5	18	32	184	16
32	ISEFJORD-ROSKILDE FJORD	1952	48	21	15	19	6	5	15	5	4	3	4	17	25	139	271
33	HESSELØ BUGT VEST	40	0	26	21	20	5	6	5	3	3	2	4	14	33	143	6
34	DJURSLAND	726	10	22	17	24	18	15	14	12	12	10	14	22	31	210	152
35	HEVRING BUGT	3498	81	28	22	29	20	18	15	15	15	16	19	35	45	277	968
36	ÅLBORG BUGT SYD	744	41	24	18	24	14	13	12	11	11	11	14	29	28	209	155
371	LANGERAK	696	46	31	25	28	18	18	17	15	15	16	18	37	33	270	188
372	NIBE-GJØL BREDNING	1702	36	35	27	36	20	17	18	16	18	19	22	47	38	313	533
373	LØGSTØR BREDNING	695	0	43	36	37	20	15	14	11	10	13	19	43	38	299	208
374	LIMFJORD MIDT-SYD	2621	62	29	24	29	22	21	18	17	19	19	21	31	33	283	742
375	LIMFJORD SYD FOR MORS	584	8	63	51	43	20	14	9	8	7	10	16	37	37	316	185
376	LIMFJORD NORDVEST FOR MORS	698	14	48	40	42	21	13	10	8	8	10	15	35	49	300	209
377	NISSUM BREDNING	600	43	45	41	41	22	16	13	11	11	12	16	29	58	313	188

Ferskvandsafstrømning 2009		Areal, km ²	Målt opland %	Ferskvandsafstrømning 2009, mm/måned (målt + umålt opland)												Sum, 2009	Sum, 2009
Far- vand	Navn			Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	mm/år	mio. m ³ /år
38	ÅLBORG BUGT NORD	522	75	37	25	39	20	14	16	12	14	15	20	59	47	317	165
39	ÅLBÆK BUGT	536	23	32	26	36	21	15	14	14	14	15	20	51	34	291	156
40	FARVANDET OMKRING SAMSØ	132	0	25	17	12	6	4	7	6	6	4	6	29	38	161	21
41	SEJERØ BUGTEN	314	0	31	21	20	9	4	4	3	2	4	3	10	24	134	42
42	NORD FOR FYN	1193	59	24	19	25	14	9	6	5	5	4	6	29	42	188	224
43	HORSENS FJORD	781	37	28	20	27	11	11	8	8	8	10	10	53	65	259	203
44	ÅRHUS BUGT	657	49	23	16	16	9	8	7	6	6	6	8	30	36	171	112
45	EBELTOFT VIG	60	0	9	6	6	0	1	0	2	1	4	3	15	24	72	4
51	NORDLIGE LILLEBÆLT	1045	56	36	27	33	23	21	19	18	16	20	17	51	56	337	352
52	SNÆVRINGEN	502	52	29	25	30	16	15	13	12	10	12	15	53	62	293	147
53	BREDNINGEN NORD	234	43	32	22	29	15	14	12	9	9	10	10	61	76	300	70
54	BREDNINGEN SYD	509	47	33	26	34	23	17	14	13	12	16	19	48	56	311	158
55	MELLEMSTE BÆLT ØST	92	0	35	23	30	17	7	7	7	5	8	12	57	59	267	25
56	SYDLIGE LILLEBÆLT	288	27	32	20	25	12	4	5	5	4	5	9	44	50	216	62
57	FLENSBORG FJORD	242	8	24	20	31	10	8	9	8	7	12	19	82	59	289	70
58	MELLEMSTE BÆLT VEST	259	11	31	25	29	20	16	15	14	12	15	18	62	53	311	81
59	ALS FJORD OG SUND	239	18	25	22	34	10	8	9	7	6	7	13	84	62	286	68
61	STOREBÆLT	1213	66	25	20	25	13	5	5	4	3	3	1	12	24	143	174
62	SMÅLANDSFARVANDET VEST	2345	41	22	25	32	10	5	7	4	2	1	2	13	29	153	359
63	SMÅLANDSFARVANDET ØST	281	20	16	23	28	7	4	6	4	2	1	2	8	24	124	35
64	LANGELANDS BÆLT	455	24	19	22	25	8	3	6	1	1	1	2	10	22	119	54
65	SYDFYNSKE ØHAV	436	13	26	19	28	12	4	6	6	4	5	7	29	49	195	85
66	LANGELANDSSUND	289	34	26	23	33	17	12	12	10	8	7	9	33	46	236	68
67	STOREBÆLT VEST	398	32	19	16	23	11	6	6	4	3	2	3	15	31	139	55
71	ØRESUND SYD	981	41	18	22	26	8	6	13	4	3	2	5	21	28	157	154
72	ØRESUND NORD	498	63	19	17	20	10	8	14	7	6	5	6	13	19	143	71
73	ØRESUND TRAGT	248	79	25	20	23	16	14	25	15	11	8	10	17	23	206	51
81	BÆLTHAV VEST	40	0	26	17	25	10	2	6	5	4	4	7	29	47	181	7
82	BÆLTHAV ØST	378	54	13	18	21	5	2	4	2	0	0	1	2	11	78	29
91	BORNHOLM	590	19	28	36	48	16	6	9	2	1	1	1	10	35	192	113
92	FALSTER-MØN ØST	106	0	19	24	29	7	4	7	4	2	1	2	9	26	134	14
93	FAKSE BUGT	513	24	18	25	36	9	4	7	3	2	0	1	15	30	151	77
Danmark		43041	50	33	27	33	18	15	14	11	12	14	16	37	43	272	11717

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2010**
- 789 Forekomst og regulering af fritlevende mink i Danmark i jagtsæsonen 2007/08.
Af Asferg, T. 28 s.
 - 788 Forekomst af antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr.
En basisundersøgelse.
Af Christensen, T.K., Elmeros, M. & Lassen, P. 84 s.
 - 787 Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde.
Af Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 54 s.
 - 786 Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energinet.dk Environmental project no. 07/1882.
Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production.
By Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 113 pp.
 - 785 Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters.
2nd edition.
By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 42 pp.
 - 784 Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K. & Baunbæk, L. 1178 pp.
 - 783 Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner.
Af Andersen, M.S. 33 s.
 - 782 Screening for kloralkaner i sediment. Relevans for NOVANA.
Af Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 22 s.
 - 781 Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007 – Energinet.dk miljøprojekt nr. 07/1882.
Delrapport 5 Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006.
Af Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 105 s.
 - 780 Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport.
By Winther, M. & Slentø, E. 99 pp.
 - 779 Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE.
Af Olesen, H.R., Wählin, P. & Illerup, J.B. 71 s.
 - 778 Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag.
Af Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 206 s.
 - 777 Air pollution from residential wood combustion in a Danish village.
Measuring campaign and analysis of results.
By Wählin, P., Olesen, H.R., Bossi, R. & Stubkjær, J. 49 pp.
 - 776 Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE.
Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 565 pp.
 - 775 Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2009.
By Johansen, P., Asmund, G., Rigét, F., Johansen, K. & Schledermand, H. 32 pp.
 - 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
 - 773 Geese, seabirds and mammals in North and Northeast Greenland.
Aerial surveys in summer 2009.
By Boertmann, D. & Nielsen, R.D. 66 pp.
 - 772 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2009.
By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 32 pp.
 - 771 OMLHighway within the framework of SELMAGIS. Final Report.
By Jensen, S.S., Becker, T., Ketznel, M., Løfstrøm, P., Olesen, H.R. & Lorentz, H. 26 pp.
 - 770 Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger.
Af Jensen, S.S., Ketznel, M. & Andersen, M.S. 48 s.

VANDLØB 2009

NOVANA

Med dette års rapport er der gjort status for dele af vandløbsovervågningen under NOVANA 2004-2009, idet der dog for nogle områder er inddraget data fra tidligere overvågningsprogrammer. Der er herved specielt fokuseret på den økologiske (kapitel 3), fysiske (fokuskapitel) og kemiske tilstand i vandløbene (kapitel 4, 5 & 8). Desuden er der sat fokus på betydningen af de vandløbsnære arealer for vandløbenes økologiske tilstand (fokuskapitel). Endelig er udviklingen i tilførslerne af kvælstof og fosfor til de danske kystvande beskrevet og søgt perspektiveret (kapitel 6 & 7).

