



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 642, 2007

# Vandløb 2006

NOVANA

*[Tom side]*



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Aarhus Universitet

---

Faglig rapport fra DMU nr. 642, 2007

# Vandløb 2006

NOVANA

Jens Bøgestrand (red.)

## Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 642
- Titel: Vandløb 2006  
Undertitel: NOVANA
- Redaktør: Jens Bøgestrand (red.)  
Afdeling: Afdeling for Ferskvandsøkologi
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©  
Aarhus Universitet  
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: December 2007  
Redaktion afsluttet: November 2007  
Faglig kommentering: Kurt Nielsen
- Finansiell støtte: Ingen ekstern finansiering
- Bedes citeret: Bøgestrand, J. (red.) 2007: Vandløb 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 96 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 642 <http://www.dmu.dk/Pub/FR642.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten giver en status for den nationale vandløbsovervågning i 2006 og beskriver udviklingen i udvalgte indikatorer siden overvågningsprogrammets start i 1989. Samlet set er miljøtilstanden forbedret siden 1989. Koncentrationen af næringsstofferne kvælstof og fosfor er blevet mindre, og belastningen af søer og kystvande med disse stoffer er reduceret. Den økologiske tilstand i vandløbene er også forbedret.
- Emneord: Vandløb, miljøtilstand, overvågning, NOVANA
- Layout: Anne-Dorthe Villumsen  
Illustrationer: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- ISBN: 978-87-7073-014-3  
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 96
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR642.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 NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

# Indhold

## Forord 5

## Sammenfatning 6

### 1 Datagrundlag og databehandling 7

- 1.1 Om overvågningsprogrammet 7
- 1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden 7

### 2 Klima og afstrømning 10

- 2.1 Klima og afstrømning i 2006 10

### 3 Biologisk vandløbskvalitet 13

- 3.1 Revision af stationsnettet for 2004-09 13
- 3.2 Tilstand og målsætningsopfyldelse i 2006 14
- 3.3 Udvikling i den biologiske vandløbskvalitet 16

### 4 Kvælstof i vandløb 18

- 4.1 Tilstanden i 2006 18
- 4.2 Udvikling siden 1989 19

### 5 Fosfor i vandløb 21

- 5.1 Tilstanden i 2006 21
- 5.2 Udviklingen siden 1989 22

### 6 Miljøfremmede stoffer 24

- 6.1 Tilstanden i 2006 24
- 6.2 Tilførsel til havet 29

### 7 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit 32

- 7.1 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit 32

### 8 Referencer 34

### Chironomidernes og andre smådyrs betydning som "miljøindikatorer" 35

- Baggrund 35
- Metoder 36
- Resultater 39
- Diskussion 44
- Konklusioner og perspektiv 47
- Referencer 48

### Fiskesamfund i relation til vandløbsstørrelse og israndslinien 49

- Baggrund 49
- Formål 49
- Metoder 50
- Konklusion og perspektivering 56
- Referencer 57

## **Baggrundskoncentration af kvælstof og fosfor i grundvand og overfladevand 59**

Introduktion 59

Naturligt fosforindhold i grundvand 60

Potentiel tilstrømning af fosfor fra reduceret grundvand til overfladevand 67

Baggrundskoncentration af kvælstof og fosfor i vandløb 72

Ny metode til beregning af baggrundsbidraget af kvælstof og fosfor i overfladevand 83

Ny beregning af baggrundsbelastning af kvælstof og fosfor i Danmark 86

Konklusion og perspektivering 90

Referencer 91

## **Danmarks Miljøundersøgelser**

### **Faglige rapporter fra DMU**

## Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som fra 2004 har afløst NOVA, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988. Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. Med NOVANA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Programmet omfatter nu også overvågning af arter og naturtyper, herunder terrestrisk natur. Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger, herunder overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper. I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem Miljøministeriets miljøcentre og fagdatacentre, som for grundvand er placeret hos Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen og for ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper hos Danmarks Miljøundersøgelser.

Rapporterne "Vandløb 2005-2006", "Søer 2005-2006", "Terrestriske naturtyper 2006" og "Arter 2006" er baseret på data indsamlet af amterne. "Marine områder 2005-2006" er baseret på data om kystvande og fjorde indsamlet af amterne samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder. Rapporten "Landovervågningsoplande 2006" er baseret på data indsamlet af amterne fra 7 overvågningsoplande og udarbejdet i samarbejde med Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2006" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

## Sammenfatning

Vandløbenes biologiske kvalitet er forbedret siden 1994, vurderet på baggrund af smådyrene efter Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI). Sammensætningen af smådyrsfaunaen indikerer, at flere og flere vandløb kan siges at være af god kvalitet med ingen eller kun svag menneskelig påvirkning. I 2006 blev 53 % af de overvågede vandløb bedømt således mod kun 42 % i 1994. Tilsvarende er der blevet færre vandløb med en dårlig tilstand. Forbedringerne i den økologiske vandløbskvalitet skyldes formentlig en kombination af forbedret vandkvalitet og forbedrede fysiske forhold i vandløbene, især som følge af en mere skånsom vandløbsvedligeholdelse.

Koncentrationen af næringsstofferne kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet siden 1989. Kvælstofkoncentrationen er i gennemsnit reduceret med cirka 30 %, fosfor med cirka 31 %. For kvælstof skyldes det mest en reduceret udvaskning fra de dyrkede arealer. Der er dog også sket store reduktioner i udledninger med spildevand og fra dambrug (punktkilder), men disse forureningskilder er af relativ lille betydning hvad angår kvælstof. For fosfors vedkommende er det derimod navnlig den store indsats til reduktion af udledningen med spildevand, der ligger til grund. Der er sket et meget tydeligt fald i koncentrationen af fosfor i vandløb med udledninger af spildevand eller dambrug, mens der ikke ses nogen entydig ændring i vandløb i det dyrkede land. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor er dog stadig henholdsvis 5-6 gange og 2-3 gange så høj som det, man finder i upåvirkede naturvandløb, målt som gennemsnit for hele landet.

Der ses tilsvarende tendenser for den samlede danske tilførsel af kvælstof og fosfor til havet. Reduktionen i kvælstof-, og især fosforudledningen er dog endnu større på grund af forbedret spildevandsrensning på de store punktkilder med direkte udledning til havet.

Der kan påvises sprøjtemidler i mange vandløb. Der er fundet glyphosat eller dets nedbrydningsprodukt AMPA i 98 % af samtlige analyser, men også en række andre pesticider er fundet med varierende hyppighed. Nogle langsomt nedbrydelige sprøjtemidler findes stadig vidt udbredt i vandløbene selvom de ikke har været i brug i en årrække. Det gælder for eksempel BAM, et nedbrydningsprodukt af dichlobenil som blev forbudt i 1997.



# 1 Datagrundlag og databehandling

*Jens Bøgestrand*

## 1.1 Om overvågningsprogrammet

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

Der indgår 223 vandkemiske målestationer i NOVANA. Måleprogrammet omfatter vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof er vigtige elementer, men der indgår også pH, vandtemperatur og andre fysiske parametre. Desuden tilvejebringes en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m.

På 5 målestationer i større vandløb måles der koncentrationer af en række tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Det drejer sig om 18 pesticider (ukrudtsmidler) eller nedbrydningsprodukter heraf, 28 andre organiske forbindelser (mest tjærestoffer, PAH), og 5 tungmetaller. Fælles for stofferne er, at de kan have en direkte giftvirkning eller kan akkumuleres i fødekæden. Stoffernes herkomst spænder derimod både over jordbrug, forbrændingsprocesser og andre kilder.

På 800 stationer udføres et økologisk undersøgelsesprogram for at vurdere den økologiske tilstand i vandløbene og på de vandløbsnære arealer. Der laves således undersøgelser af både bunddyrsfauna, vegetation, fysiske forhold og fiskebestand. Der indsamles også oplysninger om menneskelige påvirkninger af vandløbene for at belyse sammenhængen mellem disse faktorer og den økologiske tilstand. Denne viden er nødvendig for at kunne forvalte vandløbsmiljøet effektivt. Undersøgelserne foretages generelt i en 3- eller 6-årig cyklus, men i 250 af vandløbene laves desuden en kvalitetsbedømmelse ud fra dansk vandløbsfauna indeks (DVFI) hvert år.

På yderligere 50 lokaliteter i 12 større vandløbssystemer (det intensive program) foretages årlige undersøgelser af de fleste parametre med henblik på en bedre belysning af årsager og virkning, tidlig udvikling og interaktioner mellem de øvre og nedre dele af vandløbene.

## 1.2 Sådan vurderes miljøtilstanden

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

Hvis intet andet er nævnt, er gennemsnit beregnet som tidsvægtede for at tage højde for, at målingerne ikke er jævnt fordelt over året. I relation til stoftransport er der dog ofte anvendt vandføringsvægtede gennem-

snitskoncentrationer, som tager højde for svingninger i vandføring, både over året og fra år til år. De beregnes ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

I mange af rapportens analyser inddeles vandløbsstationerne i klasser på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet (tabel 1.1).

**Tabel 1.1** Stationstyper i vandløb. I kriterier for opdeling af typeoplande er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Antal stationer fordelt på oplandstyper anvendt i tidsserie-analyse (1989-2006) og aktuelt 2005. Oplandstyper for tidsserie-analyser opgjort efter situation i 1991.

| Oplandstype                                                                               |        | 1989-2006<br>tidsserie-analyser | 2005<br>aktuel status |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|--------|---------------------------------|-----------------------|
| Naturoplande *                                                                            | Type 1 | 6                               | 9                     |
| Vandløb i dyrkede oplande (P)                                                             |        |                                 |                       |
| dyrkningsgrad > 15 %<br>bebyggelse < 50 %<br>punktkildebidrag<br>< 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha | Type 2 | 33                              | 68                    |
| Vandløb i dyrkede oplande (N)                                                             |        |                                 |                       |
| dyrkningsgrad > 15 %<br>bebyggelse < 50 %<br>punktkildebidrag < 0.5 kg<br>N/ha            | Type 3 | 54                              | 95                    |
| Vandløb med punktkilder                                                                   | Type 4 | 74                              | 60                    |
| punktkildebidrag > 0.5 kg<br>N/ha                                                         |        |                                 |                       |
| Vandløb med dambrugsudledninger                                                           | Type 5 | 14                              | 4                     |
| P fra dambrug<br>> 30 % af total transport<br>> 40 % af punktkildebidrag                  |        |                                 |                       |
| Vandløb i bebyggede områder                                                               | Type 6 | 4                               | 5                     |
| > 50 % bebyggelse                                                                         |        |                                 |                       |

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

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

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

Udviklingen i vandkvalitet og stoftransport vurderes ud fra resultaterne fra de ca. 150 vandløbsstationer, som har været i drift siden 1991 eller tidligere. Ved analyse af udviklingen i de forskellige typer af vandløb anvendes typeinddelingen fra 1991. Enkelte vandløbsstationer udelades, hvis der er en nærliggende station i det samme vandløb, ligesom afløb fra søer ikke anvendes. Udviklingen i koncentrationer testes statistisk med en non-parametrisk metode, som søger at eliminere år-til-år variationer, der skyldes forskelle i afstrømning (Larsen, 1999). Resultaterne af testen bruges desuden til at beregne estimater af koncentration og stoftransport, som er korrigeret for vandføring/afstrømning.

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

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

Tilførslen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer til havet opgøres for de 5 målestationer hvis opland dækker omkring 11% af Danmarks areal. Der bruges samme beregningsmetode som for næringsstofferne. Værdier under detektionsgrænsen behandles efter forskrifterne i HELCOM.

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette gøres både for de enkelte vandløbsstationer og for den samlede stoftransport til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i *Svendsen 1998*, men går i korthed ud på, at man på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (byspildevand, industri m.m.) beregner bidraget fra det åbne land som differensen mellem punktkildebidraget og den samlede transport. Baggrundsbidraget, som er den arealspecifikke stofafstrømning, der ville være for det samlede opland, hvis det lå hen som natur, beregnes ved at anvende målinger fra naturoplande som reference.

Kommunalreformen har forårsaget en række forsinkelser og andre problemer, som har betydet at en række af de ovennævnte analyser må udgå af årets rapport. Det drejer sig hovedsagelig om opgørelser for 2006 af tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til havet og tilførslen fra forskellige forureningskilder. Desuden er analysen af langtidsudviklingen af kvælstoftransport udgået.

## 2 Klima og afstrømning

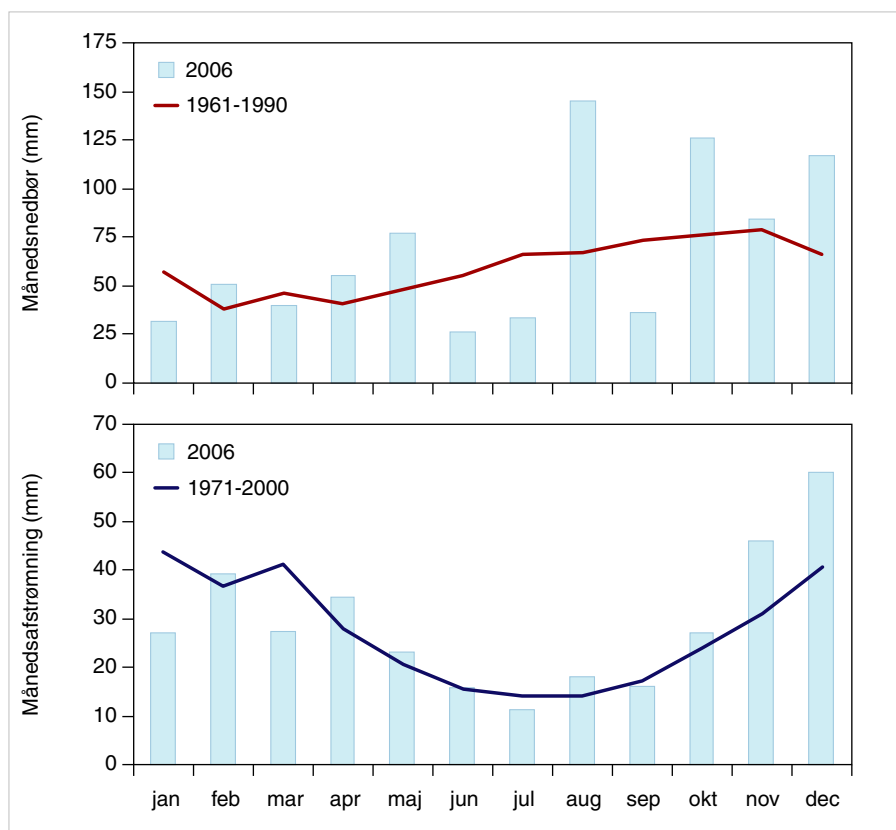
Niels Bering Ovesen

Mængden af nedbør og andre klimatiske faktorer har stor betydning for tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor til havet. Et år med meget nedbør giver en stor udvaskning og en stor tilførsel af næring til havet. Dette giver en større risiko for algeopblomstring og iltsvind end i et år med gennemsnitlig nedbør.

Vejret i de enkelte år skal derfor tages i betragtning, når man vurderer udviklingen i næringsstofftilførslen til havet.

### 2.1 Klima og afstrømning i 2006

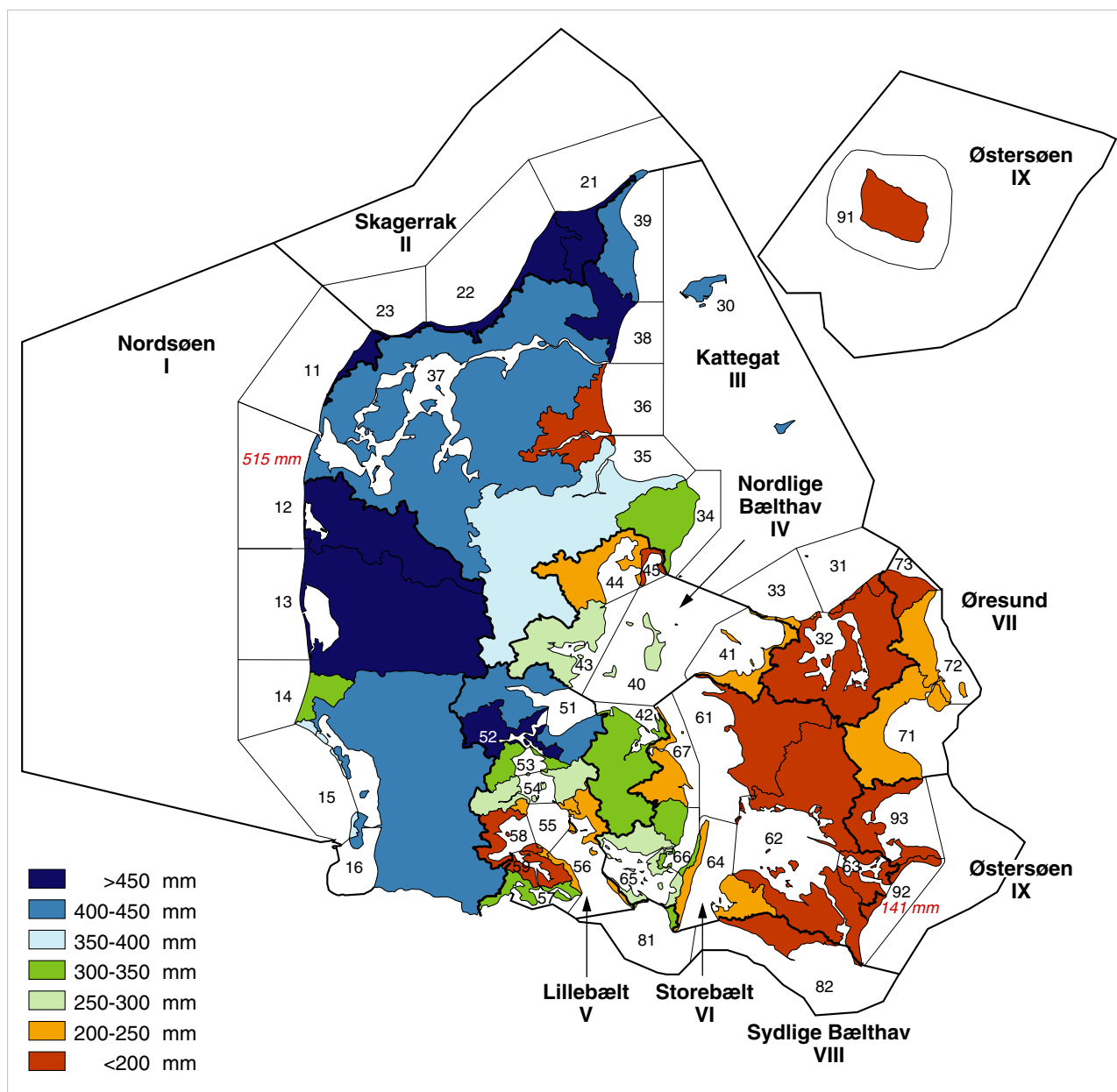
**Figur 2.1** Månedsnedbør i Danmark i 2006 sammenlignet med normalen 1961-90. Månedsmiddelferskvandsafstrømning fra Danmark i 2006 og middel for 1971-2000.



Vejret i 2006 var som helhed meget varmere og noget vådere end normalt. Middeltemperaturen var 9,4 °C, hvilket er det varmeste, der er registreret. Normalen (1961-90) er 7,7 grader. Nedbørmængden blev i gennemsnit for landet på 823 mm mod normalt 712 mm. Nedbøren var samtidig noget atypisk fordelt over året, idet juni og juli og september var meget tørre, hvorimod det i august, oktober og december regnede væsentligt mere end normalt. (Cappelen, 2007) (figur 2.1).

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2006 opgjort til ca. 14.870 millioner m<sup>3</sup> svarende til en arealspecifik afstrømning fra Danmark på 346 mm. Det er lidt mere end normalt, og det var især i november og december, at afstrømningen var over normalen. (figur 2.1). I bilag 2.1 findes en detaljeret opgørelse på månedsplan for

ferskvandsafstrømningen til de 49 2. ordens kystafsnit. Beregningsmetode findes i Bøgestrand et al. 2001. I forbindelse med overgang mellem individuelle overvågningsprogrammer er enkelte målestationer blevet nedlagt, og der er derfor sket en udskiftning af nogle få af de stationer, der indgår i opgørelsen af afstrømningen.



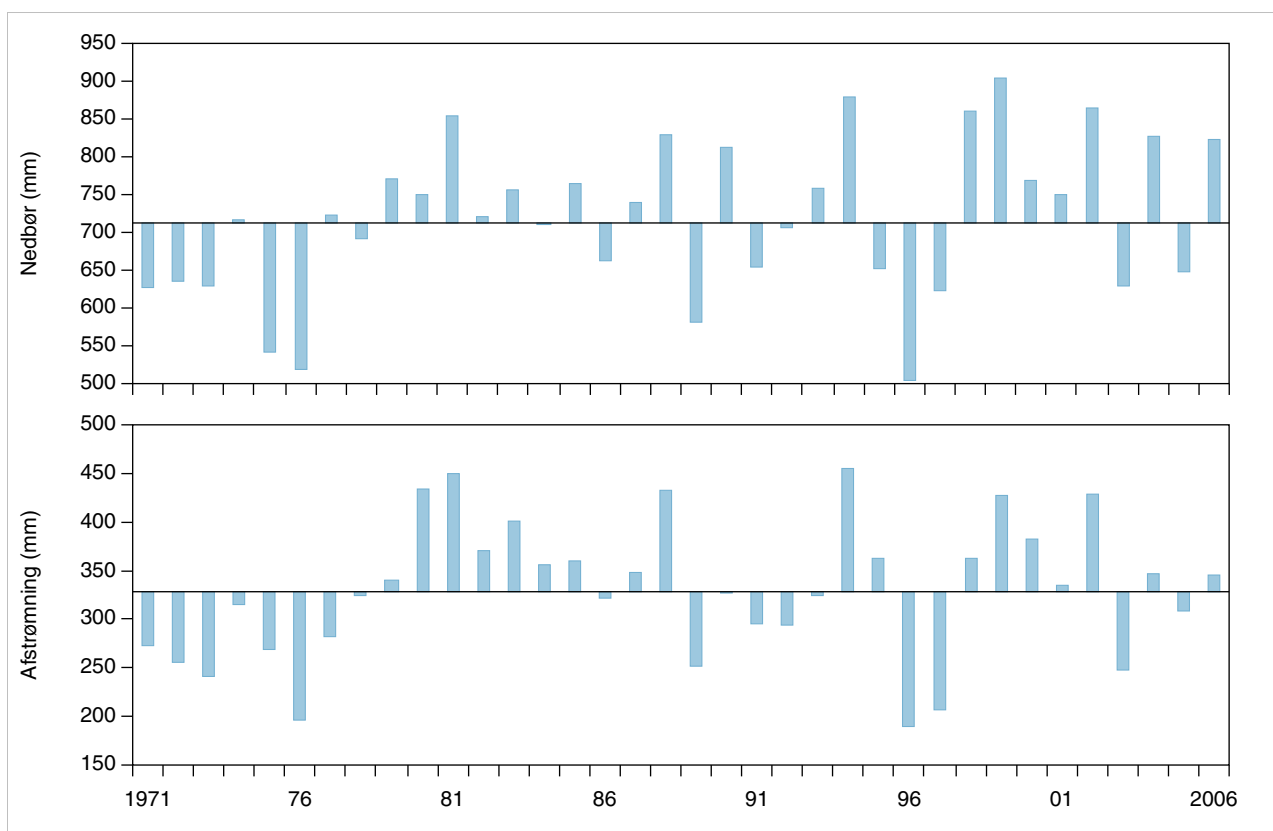
Figur 2.2 Ferskvandsafstrømningen (i mm) til de 49 2. ordens marine kystafsnit i 2006.

Afstrømningsforholdene udviser ligesom nedbøren en stor geografisk variation i 2006 (figur 2.2). Oplandene til farvandsområderne i det sydlige Bælthav, Storebælt, Østersøen og Øresund havde de laveste ferskvandsafstrømninger, typisk mellem 150 og 250 mm. De største afstrømninger forekom som normalt til farvandsområderne i Nordsøen med et niveau på mellem 450 og 500 mm. I det vestlige Danmark (Jylland) var afstrømningen generelt lidt over det normale, hvorimod den i det østlige var meget nær normalen.

Årets samlede afstrømning var ca. 5 % over middelafrømningen for perioden 1971–2000, der er på 328 mm (ca. 14.100 millioner m<sup>3</sup>) (figur 2.3).

Der var i 2006 en vis uoverensstemmelse mellem ferskvandsafstrømningen og nedbøren i forhold til normalt (figur 2.3). Nedbøren er væsentligt over normalen, hvorimod afstrømningen kun er meget lidt over normalen. Det skyldes bl.a., at specielt august var ekstremt nedbørsrig, og da en relativt stor andel af sommernedbøren fordamper, bliver der ikke en tilsvarende stor tilstrømning til vandløbene. Endvidere er der en vis forsinkelse i afstrømningens respons på nedbøren, og den sidste del af 2005 var relativt tør.

Efter afslutningen af 2005, hvor nedbør og afstrømning således var væsentligt under normalen, er det muligt, at der ved indgangen til 2006 har ligget ekstra mængder af næringsstoffer i jorden. Dette har givet gunstige betingelser for en relativt stor udvaskning af næringsstoffer til vandmiljøet i begyndelsen af 2006.



**Figur 2.3** Årsnedbøren for Danmark i perioden 1971-2006 angivet i forhold til normalen 1961-90 (A) og ferskvandsafstrømningen for Danmark i perioden 1971-2006 angivet i forhold til middel for perioden 1971-2000 (B).

### 3 Biologisk vandløbskvalitet

*Jens Skriver*

Vandløbenes biologiske kvalitet bedømmes hvert år ud fra sammensætningen af smådyrfaunaen fra en række danske lokaliteter. Tilstanden udtrykkes ved hjælp af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) som antager værdier (faunaklasser) fra 1 til 7 hvor værdien 7 angiver den bedste tilstand.

En lav værdi for DVFI findes tit i vandløb med dårlige iltforhold på grund af forurening med let omsætteligt organisk stof. Der er også tit en lav DVFI-værdi i vandløb med dårlige fysiske forhold som for eksempel vandløb der vedligeholdes hårdt med udretning, opgravning, uddybning og grødeskæring. Et naturligt bugtet vandløb som får lov at passe sig selv, vil ofte have en høj værdi for DVFI.

De enkelte vandløb er tidligere blevet målsat af de regionale myndigheder (amterne). Til hver målsat vandløbsstrækning er der knyttet en målsætningsklasse. Det er denne målsætningsklasse der sammenholdes med den fundne faunaklasse (DVFI værdi) når målsætningsopfyldelsen vurderes.

#### 3.1 Revision af stationsnettet for 2004-09

Stationsnettet med prøvetagninger af smådyrfaunaen er blevet revideret i forbindelse med NOVANA programmet (*Pedersen & Baattrup-Pedersen 2003*). Det tidligere stationsnet med 1053 stationer med årlig prøvetagning er ændret til fremover at udgøre 800 stationer med variabel prøvetagningsfrekvens (*Pedersen & Baattrup-Pedersen 2003*). Der er udvalgt 250 stationer i det ekstensive net som gennemføres med årlig DVFI prøvetagning (tabel 3.1). Samtidig med revisionen af stationsnettet og prøvetagningsfrekvensen er kravet til identifikationsniveau af faunaen ændret således at dette fremover er artsniveau for alle grupper hvor dette er muligt (*Pedersen & Baattrup-Pedersen 2003*).

**Tabel 3.1** Fordeling af stationer med DVFI prøvetagning i NOVANA programmet for 2004-09.

|                | små | store | I alt | Heraf med årlig DVFI |
|----------------|-----|-------|-------|----------------------|
| Ekstensivt net | 531 | 142   | 673   | 250                  |
| Reference net  | 105 | 22    | 127   | -                    |
|                | 636 | 164   | 800   |                      |

I forbindelse med udvælgelsen af det nye stationsnet er der lagt vægt på at bevare eksisterende tidsserier, samt repræsentativitet i forhold til vandløbsstørrelser, målsætninger og aktuel miljøtilstand. Som følge af reduktionen fra 1053 til 250 stationer med årlige bedømmelser har repræsentativiteten imidlertid ikke kunnet opfyldes i fuldt omfang og kun 65 af stationer har en tidsserie siden 1994. Fra 1999 er tidsserien dog inakt for ca. 235 stationer.

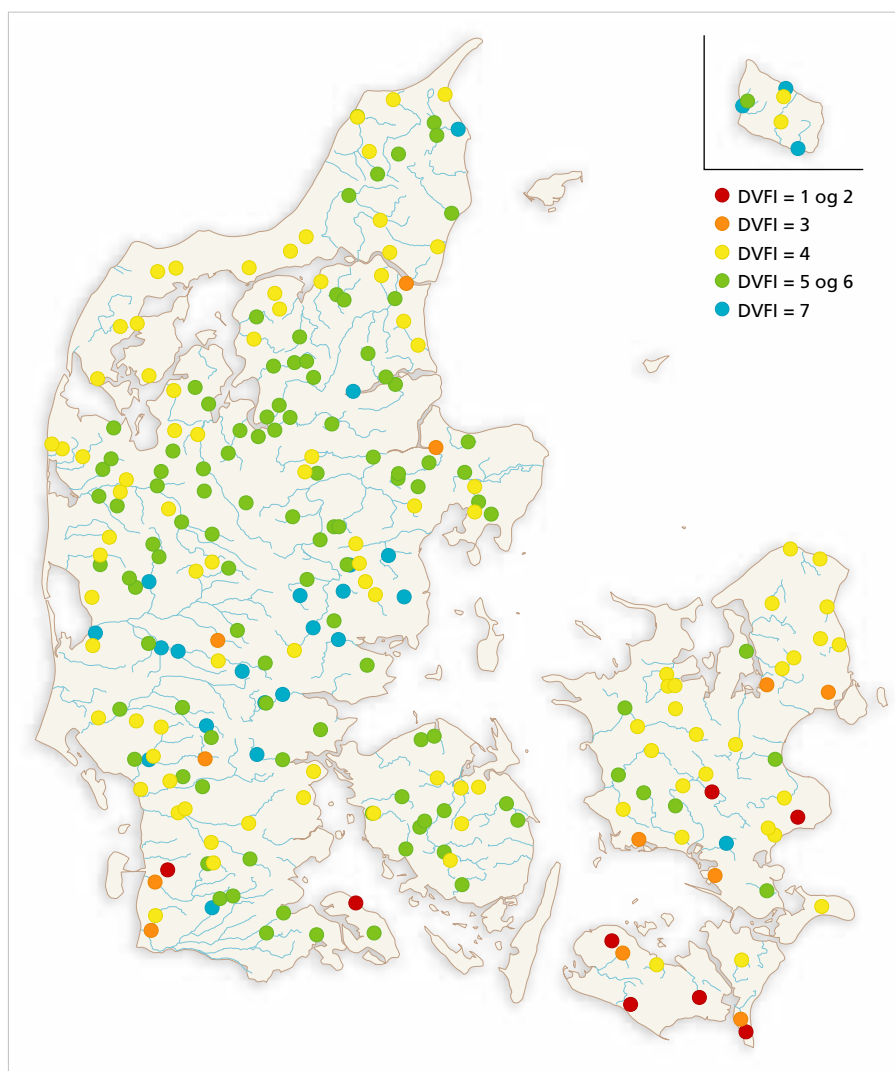
### 3.2 Tilstand og målsætningsopfyldelse i 2006

Vandløbenes biologiske kvalitet bedømmes fremover hvert år ud fra sammensætningen af smådyrfaunaen på 250 lokaliteter. Tilstanden udtrykkes ved hjælp af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI), som antager værdier (faunaklasser) fra 1 til 7, hvor værdien 7 angiver den bedste tilstand (Miljøstyrelsen, 1998).

Faunaklasserne 5, 6 og 7 blev i 2006 registreret i ca. 53 % af vandløbene og er karakteristiske for forholdsvis rene og fysisk varierede vandløb (figur 3.1). Yderligere 39 % af vandløbene havde en moderat påvirket smådyrfauna (faunaklasse 4). Faunaklasserne 1, 2 og 3, der karakteriserer en meget dårlig tilstand, udgjorde ca. 8 % af vandløbene.

Generelt havde de større vandløb en bedre miljøkvalitet end de små vandløb (tabel 3.2). Andelen af vandløb med faunaklasserne 6 og 7 steg således med stigende bredde fra 17 % (0-2m) til 36 % (>10m). Samtidig er der kun ét af de større vandløb, der har faunaklassen 3.

**Figur 3.1** Miljøtilstanden i 2006 i danske vandløb illustreret ved hjælp af smådyrfaunaen. Blå cirkler (DVFI 7) illustrerer vandløb med en naturlig eller kun svagt ændret smådyrfauna. Røde cirkler (DVFI 1 og 2) illustrerer vandløb med en kraftigt forringet smådyrfauna. Opdelingen af DVFI værdierne i 5 kvalitetsklasser er foretaget ud fra den p.t. gældende opfattelse af klassifikationen efter Vandrammedirektivet. Farveskalaen er i overensstemmelse med retningslinjerne i de internationale standarder (DS/EN ISO 8689-2: 2000).





**Tabel 3.2** Biologisk vandløbskvalitet i forskellige vandløbsstørrelser i 2006. Tallene angiver antallet af stationer indenfor hver vandløbsstørrelse og faunaklasse.

| Bredde (m)         | Faunaklasse (DVFI) |          |           |           |           |           |           | Total      |
|--------------------|--------------------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
|                    | 1                  | 2        | 3         | 4         | 5         | 6         | 7         |            |
| 0-2                | 2                  | 1        | 6         | 35        | 35        | 10        | 6         | 95         |
| 2-5                | -                  | 1        | 1         | 37        | 27        | 5         | 11        | 82         |
| 5-10               | 1                  | -        | 1         | 21        | 15        | 5         | 6         | 49         |
| > 10               | -                  | -        | 1         | 3         | 3         | 3         | 1         | 11         |
| Bredde ikke anført | 2                  | 1        | 3         | 1         | 3         |           |           | 10         |
| <b>Total</b>       | <b>5</b>           | <b>3</b> | <b>12</b> | <b>97</b> | <b>83</b> | <b>23</b> | <b>24</b> | <b>247</b> |

Regionalt var vandløbenes tilstand bedst i Jylland, Fyn og på Bornholm (figur 3.1). Den generelt bedre tilstand i disse områder betyder, at ca. 64-83 % af vandløbenes målsætninger her er opfyldt (tabel 3.3). I modsætning hertil er kun ca. en tredjedel af vandløbenes målsætninger opfyldt på Sjælland, Lolland, Falster og Møn. På landsplan var målopfyldelsen i 2006 på i alt 59 %. Målopfyldelsen har reelt set været uændret fra 2004 til 2006 (58 % og 59 %). Når målopfyldelsesprocenten ligger højere end andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 (53 %), skyldes det, at en del vandløb med basis og lempet målsætning (især B3 og C) kun har en målsætningsklasse på 4 eller eventuelt 3.

**Tabel 3.3** Målopfyldelse for vandløbene i det nationale overvågningsnet i 2006. Alle vandløbene har en målsætningsklasse. Såfremt faunaklassen (DVFI) i 2006 var lig med eller større end målsætningsklassen, betragtes målsætningen som opfyldt. Et vandløb med en A,5 målsætning har en skærpet målsætning og en målsætningsklasse på 5.

| Region                            | Opfyldt | Ikke opfyldt | Andel, opfyldt |
|-----------------------------------|---------|--------------|----------------|
| Jylland                           | 114     | 63           | 64 %           |
| Fyn                               | 12      | 6            | 67 %           |
| Sjælland, Lolland, Falster og Møn | 15      | 31           | 33 %           |
| Bornholm                          | 5       | 1            | 83 %           |
| <i>Hele landet</i>                | 146     | 101          | 59 %           |
| Målsætning                        | Opfyldt | Ikke opfyldt | Andel, opfyldt |
| <b>Skærpet</b>                    |         |              |                |
| A, 5                              | 3       | 1            |                |
| A, 6                              | 2       | -            |                |
| A, 7                              | 1       | -            |                |
|                                   |         |              | 86 %           |
| <b>Basis</b>                      |         |              |                |
| B, 3                              | 1       | -            |                |
| B, 4                              | 20      | 3            |                |
| B, 5                              | 95      | 82           |                |
| B, 6                              | 17      | 5            |                |
| B, 7                              | -       | 1            |                |
|                                   |         |              | 59 %           |
| <b>Lempet</b>                     |         |              |                |
| C/D/E, 3                          | 1       | -            |                |
| C/D/E, 4                          | 5       | 10           |                |
|                                   |         |              | 38 %           |
| <i>I alt, 250 stationer</i>       | 145     | 102          | 59 %           |

I tabel 3.3 er målsætningsopfyldelsen endvidere vist for vandløb med skærpede, basis og lempede målsætninger. Målopfyldelsen er klart bedst (86 %) i vandløbene med skærpet målsætning, mens basis og lempede målsætninger var opfyldt i henholdsvis 59 % og 38 % tilfælde.

### 3.3 Udvikling i den biologiske vandløbskvalitet

Siden 1994 har der været foretaget indsamling af og bearbejdning af DVFI prøver fra vandløb i det nationale overvågningsprogram. Antallet af prøver og den overordnede strategi har ændret sig hen gennem perioden. For hele perioden er der således kun 65 gennemgående stationer med årlige prøver. Og antallet af stationer pr. år har ændret sig fra 222 i 1994-1997, 444 i 1998 til 1053 i 1999-2003. I perioden 2004-09 er der i alt 800 stationer med variabel prøvetagningsfrekvens. heraf undersøges de 250 stationer hvert år.

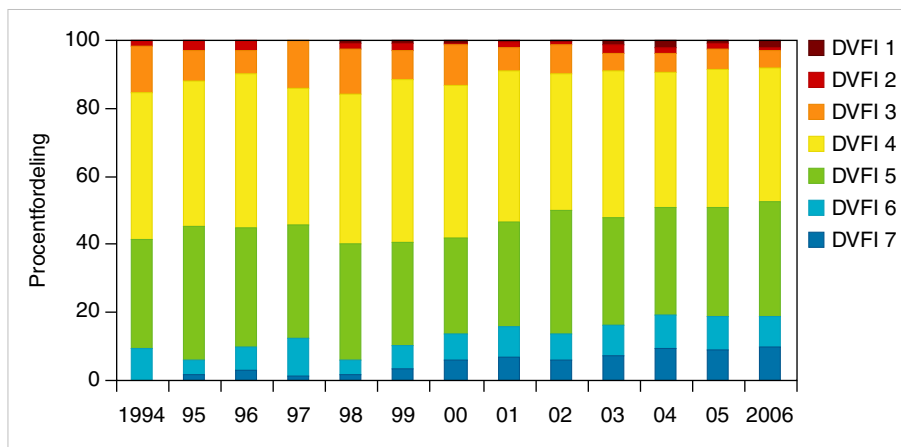
I den følgende sammenstilling af udviklingen i miljøkvaliteten er der kun taget udgangspunkt i de 250 stationer som fremover indgår med årlige indsamlinger i NOVANA programmet (figur 3.2). En sammenstilling af miljøtilstanden for alle de 673 ekstensive stationer vil først kunne foretages når alle stationer er undersøgt i 2009.

Hen gennem perioden 1994-2006 er der sket en forbedring af de danske vandløb, idet andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 er øget fra 42 % til 53 %.

Med anvendelse af det nye reviderede (og reducerede) stationsnet ses således en forbedring af tilstanden i perioden der er af samme størrelsesorden som med det tidligere stationsnet. Revisionen af stationsnettet fra 2004 har imidlertid betydet, at andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 nu er lidt højere end tidligere, idet andelen med det store stationsnet (1053 stationer) var henholdsvis 35 % og 44 % i 1999 og 2003, mens den tilsvarende andel med det nye reducerede stationsantal (250 stationer) var henholdsvis 41 % og 48 %. Det nye reviderede net med 250 stationer er ikke i samme omfang repræsentativt som det tidligere net med 1053 stationer. Det nye reducerede stationsnet afspejler imidlertid med rimelig sikkerhed fortsat de generelle tidsmæssige ændringer i miljøkvaliteten i danske vandløb.

Det vurderes, at de små forskelle i tilstanden fra 2004 til 2006 næppe repræsenterer nogen egentlig forbedring af tilstanden i denne periode. Under alle omstændigheder kræver ganske små ændringer i tilstanden en længere periode for at kunne registreres med sikkerhed.

**Figur 3.2** Miljøtilstanden i de danske vandløb i perioden 1994-2006. I perioden 1994-97 er opgørelsen baseret på 65-72 stationer, i 1998 på 114, i 1999-2003 på 231-234 stationer og i 2004-206 på 243-250 stationer. Blå og grøn illustrerer de rene og fysisk gode vandløb (fauna-klasserne 5, 6 og 7).



## 4 Kvælstof i vandløb

*Jens Bøgestrand*

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de store tilførsler af kvælstof til havet er en af de vigtigste årsager til opblomstring af alger om sommeren og iltsvind i efteråret. 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 kun ringe betydning for miljøet i selve vandløbene. Men vandløbene er transportvej for kvælstof, og koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene viser om tilførslen til havet bliver mindre, som det er hensigten med vandmiljøplanerne.

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

### 4.1 Tilstanden i 2006

Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2006 gennemsnitligt 5-6 gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (tabel 4.1). Der er kun ringe forskel på vandløb, som ligger i dyrkede oplande uden punktkilder, og vandløb med betydelig punktkildebelastning fra byspildevand eller industri.

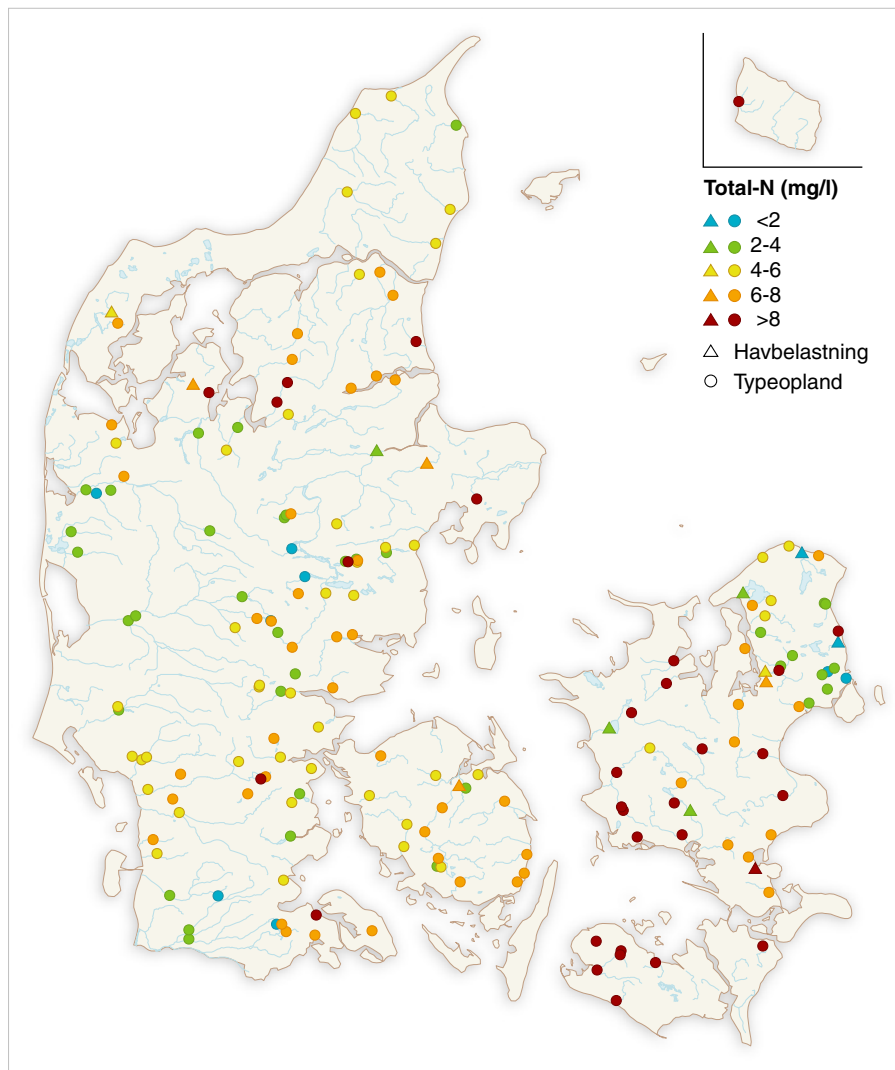
**Tabel 4.1** Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total kvælstof i 2006 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse er vist i parentes.

| Belastningstype           | Antal vandløb | Kvælstofkoncentration (mg N/l). Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier. | Arealkoefficient (kg N/ha) |
|---------------------------|---------------|------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
| Naturvandløb *            | 9             | 1,08 (0,75)                                                                        | 1,77 (1,09)                |
| Landbrug og punktkilder   | 64            | 5,31 (2,43)                                                                        | 17,05 (7,82)               |
| Landbrug uden punktkilder | 95            | 6,43 (2,50)                                                                        | 16,27 (7,68)               |

\* 2005 data, da disse vandløb siden 2004 kun undersøges hvert 3. år

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

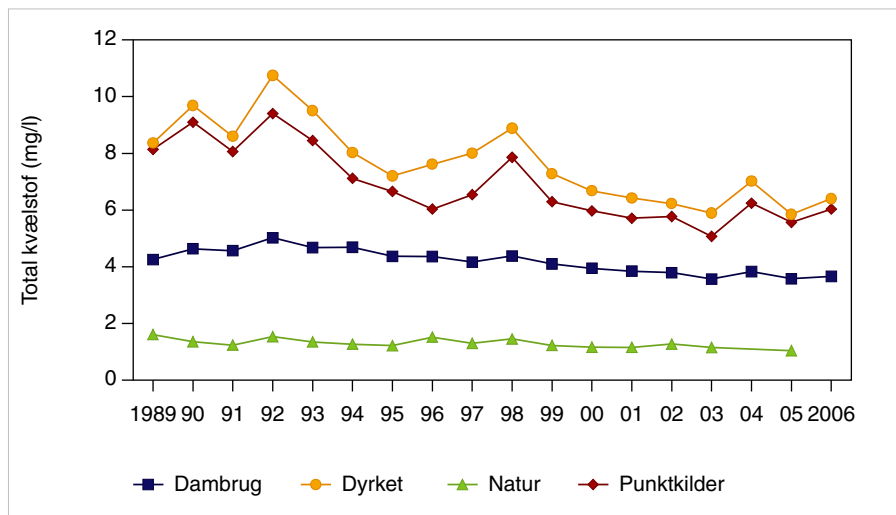
**Figur 4.1** Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2006. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



## 4.2 Udvikling siden 1989

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene er generelt faldende, i naturvandløbene er den dog stort set uændret. Faldet har været tydeligst i de vandløb, der er klassificeret som beliggende i dyrkede oplande eller udsat for betydende udledninger af by- eller industrispildevand (figur 4.2 og tabel 4.2). I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der 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 grundvandskoncentrationen er lav.

**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).

| Oplandstype 1991 | Antal stationer | Antal med signifikant fald | Antal med signifikant stigning | Procentvis ændring i koncentration. | Procentvis ændring i transport |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| Natur            | 7               | 4                          | 0                              | -17 $\pm$ 19                        | -26 $\pm$ 25                   |
| Dyrket           | 63              | 52                         | 1                              | -31 $\pm$ 4                         | -38 $\pm$ 4                    |
| Punktkilder      | 75              | 68                         | 0                              | -33 $\pm$ 4                         | -36 $\pm$ 4                    |
| Dambrug          | 15              | 13                         | 0                              | -28 $\pm$ 6                         | -29 $\pm$ 6                    |
| Alle             | 164             | 139                        | 19                             | -30 $\pm$ 3                         | -35 $\pm$ 5                    |

## 5 Fosfor i vandløb

*Jens Bøgestrand*

Fosfor er ligesom kvælstof et plantenæringsstof, og er den vigtigste årsag til de store mængder af alger i mange søer. Fosfor er også af betydning for tilstanden i mange fjorde. Vandmiljøplanerne har haft som et mål at reducere udledningen af fosfor til vandmiljøet.

Fosfor er tidligere blevet udledt i store mængder til vandmiljøet fra rensningsanlæg og industrier. Efter de seneste årtiers store forbedringer i spildevandsrensning er tabet fra landbrugsjorder 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 se om tilførslerne til søer og fjorde bliver mindre som ønsket.

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

### 5.1 Tilstanden i 2006

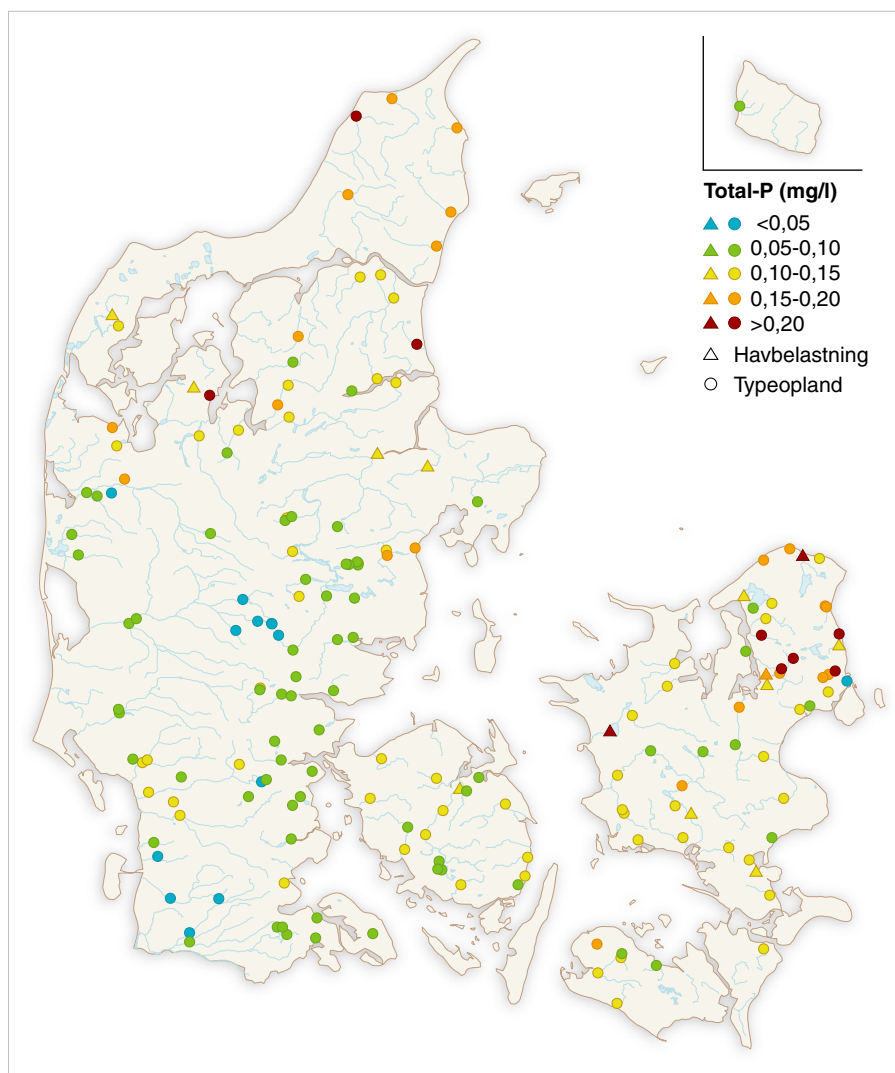
Koncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for væsentlige udledninger fra punktkilder, var i 2006 gennemsnitligt 2-3 gange så høj som niveauet målt i naturvandløb (tabel 5.1). Der er dog forskel på vandløb, som kun påvirkes af landbrugsdrift og spredt bebyggelse udenfor kloakering, og vandløb som også belastes med spildevand fra rensesanlæg, idet vandløb med punktkilder har de højeste gennemsnitskoncentrationer af fosfor.

**Tabel 5.1** Gennemsnitlig koncentration og arealkoefficient af total fosfor i 2006 i vandløb med forskellig type af påvirkninger. Standardafvigelse i parentes.

|                           | Antal vandløb                                      | Fosforkoncentration<br>(mg P l <sup>-1</sup> ). | Arealkoefficient (kg<br>P ha <sup>-1</sup> ). |
|---------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-----------------------------------------------|
|                           | Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier. |                                                 |                                               |
| Naturvandløb *            | 9                                                  | 0,05 (0,03)                                     | 0,07 (0,03)                                   |
| Landbrug og punktkilder   | 64                                                 | 0,14 (0,08)                                     | 0,45 (0,24)                                   |
| Landbrug uden punktkilder | 68                                                 | 0,09 (0,04)                                     | 0,25 (0,18)                                   |

\* 2005 data, da disse vandløb siden 2004 kun undersøges hvert 3. år.

**Figur 5.1** Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2006. Vandføringsvægtede års-middelværdier.



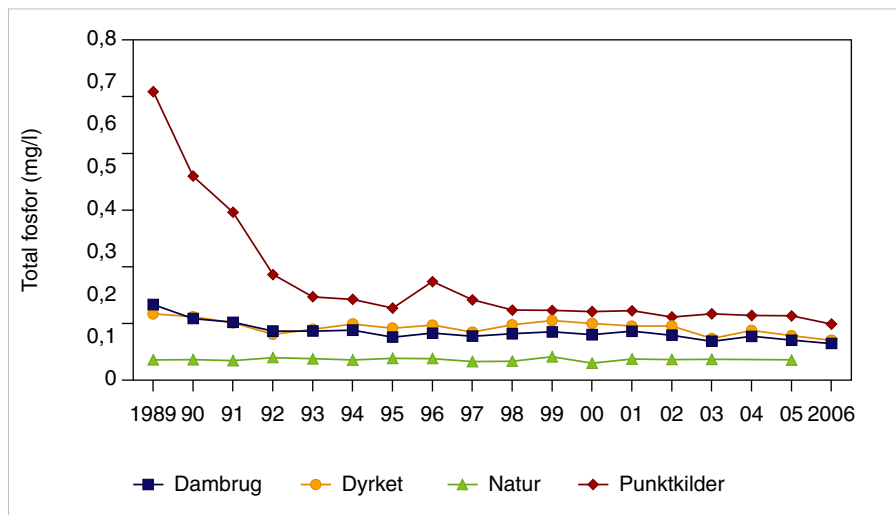
Høje koncentrationer af fosfor optræder især i det tæt befolkede Nord-sjælland (figur 5.1), men også den øvrige del af Sjælland har relativt meget fosfor i vandløbene, idet en stor befolkningstæthed giver anledning til forholdsvis store udledninger fra renseanlæg og spredt bebyggelse. Samtidig er der 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 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, og i vandløb i dyrkede områder er der forskelligt rettede ændringer. 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.



**Table 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).

| Oplandstype 1991 | Antal stationer | Antal med signifikant fald | Antal med signifikant stigning | Procentvis ændring i koncentration | Procentvis ændring i transport |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|
| Natur            | 7               | 0                          | 1                              | 0 $\pm$ 13                         | 1 $\pm$ 14                     |
| Dyrket           | 38              | 16                         | 3                              | -12 $\pm$ 9                        | -14 $\pm$ 8                    |
| Punktkilder      | 75              | 66                         | 0                              | -44 $\pm$ 6                        | -42 $\pm$ 6                    |
| Dambrug          | 15              | 10                         | 0                              | -20 $\pm$ 12                       | -20 $\pm$ 12                   |
| Alle             | 164             | 108                        | 19                             | -31 $\pm$ 4                        | -30 $\pm$ 4                    |

## 6 Miljøfremmede stoffer

Ole Sortkjær

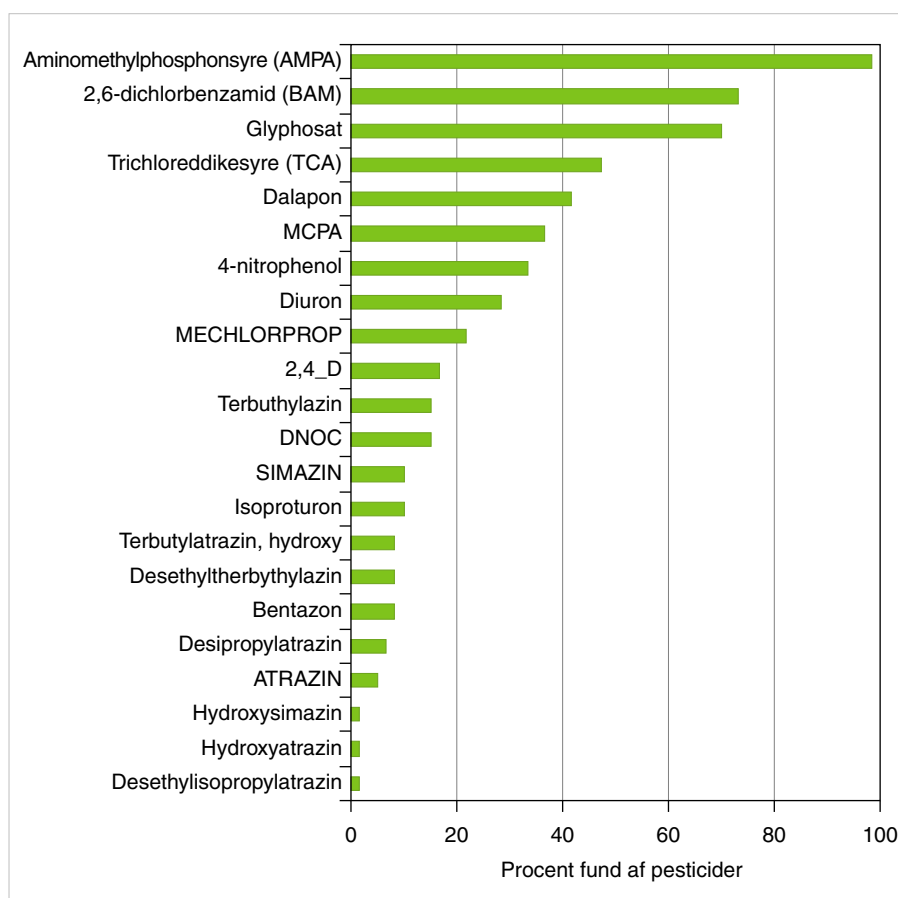
En lang række organiske forbindelser med vidt forskellig herkomst kan genfindes i vandløbene. Sprøjtemidler fra jordbruget er en af de væsentlige grupper, men også tjærestoffer (PAH'er) fra udstødning og andre forbrændingsprocesser findes mange steder i vandmiljøet. Visse tungmetaller findes også i miljøet stammende fra gødningsstoffer, fossil afbrænding og industri. Stoffernes påvirkning af dyre- og plantelivet i vandløbene er ikke kendt til bunds. Der er dog generelt tale om giftige stoffer, og dermed kan der være en skadevirkning, hvis stofferne findes i høje koncentrationer og/eller over længere tid.

For kun få af stofferne er der fastsat vandkvalitetskrav til de højest tilladelige koncentrationer i vandmiljøet. Miljøstyrelsens bekendtgørelse 1669 indeholder sådanne målsætninger.

### 6.1 Tilstanden i 2006

#### 6.1.1 Pesticider

**Figur 6.1** Fundprocent af de pesticider, som er blevet fundet i én eller flere vandprøver. Procent beregnet af samtlige vandprøver over detektionsgrænsen.



Der var påvist forekomst af ét eller flere herbicider i hovedparten af de 60 vandprøver (12 prøver fra hvert af de 5 vandløb), der blev analyseret i 2006. Glyphosats (Round-up) nedbrydningsprodukt AMPA findes i over 98 % af alle prøverne, mens glyphosat selv blev fundet i 70 % af prøverne.

Et andet hyppigt fundet stof er BAM, et nedbrydningsprodukt af dichlo-benil, der blev forbudt i 1997. Men også en lang række andre herbicider eller deres nedbrydningsprodukter fandtes mere eller mindre hyppigt (figur 6.1). Samtlige 22 stoffer er fundet i mindst én prøve med en koncentration højere end detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. Der er dog store forskelle mellem forekomsten af stofferne i de enkelte vandløb (tabel 6.1).

**Tabel 6.1** Pesticidfund i 2006 fordelt på 5 vandløb samt opsummeret pr. stof.

| Pesticid                       | Gudenå | Skjern Å | Bygholm Å | Oden-se Å | Tryg-ge-vælde å | Fund i alt |
|--------------------------------|--------|----------|-----------|-----------|-----------------|------------|
| Aminomethylphosphonsyre (AMPA) | 11     | 12       | 12        | 12        | 12              | 59         |
| 2,6-dichlorbenzamid (BAM)      | 10     | 5        | 9         | 10        | 10              | 44         |
| Glyphosat                      | 6      | 2        | 11        | 11        | 12              | 42         |
| Trichloreddikesyre (TCA)       | 5      | 3        | 2         | 12        | 6               | 28         |
| MCPA                           | 4      |          | 5         | 7         | 6               | 22         |
| 4-nitrophenol                  | 5      | 1        | 4         | 5         | 5               | 20         |
| 4-Nitrophenol                  | 5      | 1        | 4         | 5         | 5               | 20         |
| Diuron                         | 5      | 1        | 3         | 5         | 3               | 17         |
| Mechlorprop                    |        |          | 1         | 2         | 10              | 13         |
| Terbuthylazin                  |        |          | 2         | 4         | 3               | 9          |
| DNOC                           | 2      | 1        | 2         | 3         | 1               | 9          |
| Isoproturon                    |        |          |           | 3         | 3               | 6          |
| Simazin                        |        |          | 3         | 1         | 1               | 5          |
| Desethylterbuthylazin          |        |          | 1         | 2         | 2               | 5          |
| Dalapon                        |        |          |           | 5         |                 | 5          |
| Desisopropylatrazin            |        |          |           | 1         | 3               | 4          |
| Atrazin                        |        |          | 1         | 1         | 1               | 3          |
| 2-4 D                          |        |          |           | 2         |                 | 2          |
| Desethylisopropylatrazin       |        |          |           |           | 1               | 1          |
| Hydroxyatrazin                 |        |          |           |           | 1               | 1          |
| Bentazon                       |        |          |           | 1         |                 | 1          |
| Hydroxysimazin                 |        |          |           |           | 1               | 1          |
| Fund pr. vandløb               | 53     | 26       | 60        | 92        | 86              | 317        |

De 22 herbicidforbindelser består af 14 herbicider og 8 nedbrydningsprodukter heraf. Flere af herbiciderne må ikke længere anvendes, det gælder DNOC, atrazin, 4-nitrophenol og trichloreddikesyre. På trods af det forekommer en række af disse stoffer og deres nedbrydningsprodukter stadig hyppigt som følge af, at de nedbrydes langsomt.

Blandt de seks gængse herbicider er der en tendens til, at de mest solgte midler findes hyppigst i vandløbene (tabel 6.2) vurderet ud fra salgsstatistikker for perioden 2003-2005.

**Tabel 6.2** Salg af aktivt stof (kg) i Danmark i 2003-2005 for de herbicider, der blev fundet i 2006 i de 5 vandløb.

| Pesticid      | 2003      | 2004      | 2005    | Fund |
|---------------|-----------|-----------|---------|------|
| glyphosat     | 1.033.063 | 1.072.104 | 962.940 | 42   |
| MCPA          | 163.729   | 82.423    | 327.148 | 22   |
| diuron        | 20.312    | 15.764    | 14.412  | 14   |
| mechlorprop   | 1.632     | 8.887     | 2.531   | 13   |
| terbuthylazin | 64.170    | 44.766    | 91.607  | 9    |
| simazin       | 12.000    | 32.500    | -       | 6    |

I tabel 6.3 er vist de herbicider, hvor mediankoncentrationen er større end nul. Kun AMPA og BAM har nogenlunde ens koncentrationsniveauer i alle vandløbene. For de øvrige 6 herbicidforbindelser var der så store forskelle på mediankoncentrationerne mellem vandløbene, at den gennemsnitlige medianværdi ikke er statistisk anvendelig. Der findes ingen danske vandkvalitetskrav eller tilsvarende i vandrammedirektivet for de analyserede herbicidforbindelser.

**Tabel 6.3** Medianværdier ( $\mu\text{g/l}$ ) af pesticider i 2006, hvor der på mindst 1 station kunne beregnes medianværdier over 0 fordelt på 5 vandløb samt gennemsnitlig medianværdi pr. stof.

| Pesticid                       | Gudenå | Skjern | Å Bygholm | Odense | Trygge-<br>vælde | Gen.<br>median |
|--------------------------------|--------|--------|-----------|--------|------------------|----------------|
|                                |        |        | Å         | Å      | Å                |                |
| Aminomethylphosphonsyre (AMPA) | 0,092  | 0,1070 | 0,110     | 0,130  | 0,0960           | 0,107          |
| Glyphosat                      | 0,002  | 0,000  | 0,055     | 0,052  | 0,260            | 0,075          |
| Trichloreddikesyre (TCA)       | 0,002  | 0,000  | 0,000     | 0,375  | 0,006            | 0,076          |
| 2,6-dichlorbenzamid (BAM)      | 0,022  | 0,000  | 0,020     | 0,029  | 0,031            | 0,019          |
| MCPA                           | 0,000  | 0,000  | 0,000     | 0,022  | 0,006            | 0,021          |
| Mechlorprop                    | 0,000  | 0,000  | 0,000     | 0,000  | 0,015            | 0,003          |

### 6.1.2 Øvrige organiske miljøfremmede stoffer

Der er i 2006 undersøgt forekomst af 29 andre organiske forbindelser i vandløbene. Samlet var der 348 fund fordelt på 22 stoffer i de 5 vandløb (tabel 6.4). Der var store forskelle mellem de enkelte vandløb. Det skyldes især de polycycliske aromatiske hydrocarboner, PAH'erne eller tjærestofferne som de populært kaldes. De er fra 2005 analyseret på det suspenderede stof og ikke som hidtil på vandfasen. Ringkøbing og Vejle amt har ikke fulgt den tekniske anvisning for den nye metode, men kørt videre med den gamle. Århus amt skiftede i foråret 2006 og tog 8 prøver efter den nye metode. Og det giver en dramatisk forskel mellem vandløbene, da PAH stofferne udgør 15 af de 22 forbindelser, der blev fundet, og her var 12 af dem blandt de hyppigst fundne. På grund af den nye metode for PAH stofferne steg fundantallet til 348 fra 113 i 2004.

**Table 6.4** Fund af øvrige organiske miljøfremmede stoffer i 2006 fordelt på 5 vandløb og opsummeret pr stof.

| Øvrige miljøfremmede stoffer             | Gudenå | Skjern Å | Bygholm<br>å | Odense<br>å | Tryggevæl-<br>de å | I alt |
|------------------------------------------|--------|----------|--------------|-------------|--------------------|-------|
| Samlet antal prøver                      | 12 (8) | 12       | 12           | 12          | 12                 | 60    |
| Pyren                                    | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Flouranthen                              | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Phenanthren                              | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Benzflouranthener (b+j+k)                | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Chrysen/triphenylen                      | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Benz(e)pyren                             | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Benz(a)anthrazen                         | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Benz(a)pyren                             | 5      |          |              | 9           | 12                 | 26    |
| Benz(ghi)perylen                         | 4      |          |              | 9           | 12                 | 25    |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren                    | 4      |          |              | 9           | 12                 | 25    |
| Anthracen                                | 2      |          |              | 9           | 7                  | 18    |
| Naphtalen                                | 1      | 2        | 2            | 4           | 5                  | 14    |
| Di(2-ethylhexyl)phthalat<br>(DEHP)       | 3      | 6        |              | 2           | 1                  | 12    |
| Flouren                                  |        |          |              | 5           | 5                  | 10    |
| 3,6-dimethylphenanthren                  |        |          |              | 6           | 4                  | 10    |
| 2-methylphenanthren                      | 2      |          |              | 4           | 2                  | 8     |
| Chloroform                               |        | 1        |              | 7           |                    | 8     |
| Acenaphthen                              |        |          |              | 4           | 2                  | 6     |
| Lineære alkylbenzensulfona-<br>ter (LAS) | 1      |          | 1            |             | 4                  | 6     |
| Nonylphenoler                            |        | 1        |              |             |                    | 1     |
| Nonylphenol[NP1EO]                       |        | 1        |              |             |                    | 1     |
| Nonylphenol(NP2EO)                       |        | 1        |              |             |                    | 1     |
| Fund pr. vandløb                         | 52     | 12       | 3            | 131         | 150                | 348   |

Der er kun beregnet mediankoncentration for de stoffer, der optrådte i mindst halvdelen af prøverne, og det var kun muligt for Gudenåen, Odense Å og Tryggevælde Å for PAH'erne, mens det kun var muligt for DEHP for Skjern Å. Koncentrationerne varierer meget fra vandløb til vandløb således er de i gennemsnit 100 gange større i Odense Å end i Gudenåen og Tryggevælde å ca. 3 gange større end for Gudenåen.

**Tabel 6.5** Mediankoncentrationer ( $\mu\text{g/l}$ ) for øvrige miljøfremmede stoffer hvor mindst halvdelen af prøverne lå over detektionsgrænsen.

| Øvrige miljøfremmede stoffer | Gudenå   | Skjern Å | Bygholm Å | Odense Å | Trygge-<br>vælde Å |
|------------------------------|----------|----------|-----------|----------|--------------------|
| 3,6-dimethylphenanthren      |          |          |           | 0,00008  |                    |
| Acenaphthylen                |          |          |           | 0,00032  | 0,000075           |
| Anthracen                    |          |          |           | 0,00022  | 0,000075           |
| Benz(a)anthrazen             | 0,000185 |          |           | 0,00081  |                    |
| Benz(a)pyren                 | 0,000265 |          |           | 0,0012   | 0,000365           |
| Benz(e)pyren                 | 0,000205 |          |           | 0,0011   | 0,00405            |
| Benz(ghi)perylene            | 0,000155 |          |           | 0,001    | 0,00029            |
| Benzflouranthener (b+j+k)    | 0,000565 |          |           | 0,0025   | 0,00084            |
| Chloroform                   |          |          |           | 0,36     |                    |
| Chrysen/triphenylen          | 0,00026  |          |           | 0,0012   | 0,000345           |
| Dibenz(a+h)anthrazen         |          |          |           | 0,00027  | 0,000085           |
| Flouranthen                  | 0,00036  |          |           | 0,0018   | 0,000545           |
| Flouren                      |          |          |           | 0,00007  |                    |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren        | 0,000175 |          |           | 0,0011   | 0,00039            |
| Perylen                      | 0,00018  |          |           | 0,00036  | 0,00015            |
| Phenanthren                  | 0,000155 |          |           | 0,00077  | 0,000225           |
| Pyren                        | 0,00034  |          |           | 0,0016   | 0,000485           |
| DEHP                         |          | 0,5      |           |          |                    |

Nonylphenoler og DEHP blev fundet henholdsvis 1 og 12 gange. Disse stoffer er mistænkt for at have hormonlignende effekter. Den anioniske detergent LAS, der stammer fra vaskemidler, blev fundet i 6 tilfælde.

Der er ikke fastsat nationale vandkvalitetskrav for PAH stofferne hvorfor det ikke er muligt at vurdere om de maksimale koncentrationer har en negativ effekt på vandløbets organismer.

### 6.1.3 Tungmetaller

I NOVANA indgår der 5 tungmetaller, og de blev fundet 228 gange. Zink, kobber, bly og cadmium fandtes i ca. 80 % af prøverne og kviksølv i 53 % af prøverne (tabel 6.6).

**Tabel 6.6** Antal fund af tungmetaller fordelt på 5 vandløb i 2006 samt opsummeret pr. stof.

| Tungmetal        | Gudenå | Skjern Å | Bygholm Å | Odense Å | Trygge-<br>vælde Å | Fund i alt |
|------------------|--------|----------|-----------|----------|--------------------|------------|
| Zink             | 12     | 8        | 5         | 12       | 12                 | 49         |
| Kobber           | 12     | 8        | 6         | 12       | 12                 | 50         |
| Bly              | 11     | 7        | 6         | 12       | 12                 | 48         |
| Kviksølv         | 9      | 5        | 0         | 9        | 9                  | 32         |
| Cadmium          | 11     | 8        | 6         | 12       | 12                 | 49         |
| Fund pr. vandløb | 55     | 36       | 23        | 57       | 57                 | 228        |

Median koncentrationen af metallerne bly, kobber og zink viste store geografiske forskelle (tabel 6.6). Odense Å havde et blyindhold der var dobbelt så stort som for de øvrige vandløb, og for zink var medianværdien størst i Skjern Å og Odense Å, og dobbelt så stor som for Trygge-  
vælde Å. For cadmium er medianværdien 4 gange større i Bygholm Å end i Gudenåen og for kobber var medianværdierne dobbelt så høje i

Bygholm å, Odense Å og Tryggevælde å end i Gudenåen og Skjern Å (tabel 6.7). For kviksølv lå medianværdierne tæt på gennemsnittet for de 5 vandløb.

**Tabel 6.7** Medianværdier for tungmetalkoncentrationerne ( $\mu\text{g/l}$ ) i 2006, hvor stoffet er målt i mindst halvdelen af prøverne fordelt på 5 vandløb. Den gennemsnitlige medianværdi er beregnet pr stof.

| Tungmetal | Gudenå | Skjern Å | Bygholm å | Odense Å | Tryggevælde Å | Gnm. medianværdier |
|-----------|--------|----------|-----------|----------|---------------|--------------------|
| Cadmium   | 0,010  | 0,037    | 0,048     | 0,029    | 0,016         | 0,028              |
| Kobber    | 0,815  | 0,675    | 2,100     | 1,750    | 1,800         | 1,428              |
| Kviksølv  | 0,0016 | 0,0011   | 0,0020    | -        | 0,0020        | 0,0017             |
| Bly       | 0,175  | 0,125    | 0,230     | 0,350    | 0,180         | 0,212              |
| Zink      | 3,750  | 6,650    | 3,900     | 5,150    | 3,200         | 4,530              |

Der var kun 2 fund, hvor koncentrationen lå over vandkvalitetskriteriet, og de fordelte sig på cadmium og kviksølv (tabel 6.8). De maksimale værdier lå 1 til 2,7 gange over vandkvalitetskriteriet .

**Tabel 6.8** Antal tungmetalfund i 2006 der ligger over de danske kravværdier.

| Pesticid | Antal fund | Antal fund over kravværdi | Maksimale værdier ( $\mu\text{l}$ ) | Kravværdier ( $\mu\text{l}$ ) |
|----------|------------|---------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| Cadmium  | 49         | 1                         | 92,9                                | 5,0                           |
| Kviksølv | 32         | 1                         | 2,4                                 | 1,0                           |

## 6.2 Tilførsel til havet

Transporten af miljøfremmede stoffer til havet estimeres ud fra målinger i 5 større vandløb, hvis opland tilsammen dækker 11 % af Danmarks areal. Transportberegningerne er baseret på interpolationsmetoden, hvor den daglige koncentration beregnes og multipliceres med vandføringen.

Ved beregninger hvor der indgår prøver med koncentrationer under detektionsgrænsen, anvendes den metode som anbefales af HELCOM. For prøver med koncentrationer under detektionsgrænsen fastsættes koncentrationen beregningsteknisk som:

Detektionsgrænsen \* (Samlet antal prøver - Antal prøver under detektionsgrænsen) / Samlet antal prøver).

Det betyder, at jo flere prøver, der ligger under detektionsgrænsen, jo lavere ansættes deres koncentration i beregningerne.

### 6.2.1 Pesticider

Den samlede transporten til havet af herbicider fra de 5 vandløb ses i tabel 6.9 for de pesticider hvor mere end halvdelen af alle prøver var over detektionsgrænsen. Dataene viste for 2006 at 85 % af den samlede transport til havet udgjordes af disse stoffer som tilsammen gav en transport på 332 kg, domineret af glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. Derefter fulgte TCA og BAM der er udgåede pesticider eller deres nedbrydningsprodukter.

**Tabel 6.9** Estimeret transport (kg) til havet i 2006 for pesticider hvor mere end halvdelen af prøverne var over detektionsgrænsen fordelt på 5 vandløb og opsummeret pr. stof.

| Pesticid    | Gudenå | Bygholm<br>Å | Skjern Å | Odense Å | Tryggevej-<br>de å | Transport i<br>alt |
|-------------|--------|--------------|----------|----------|--------------------|--------------------|
| AMPA        | 100,4  |              | 98,7     | 17,7     | 3,6                | 220,4              |
| TCA         |        |              |          | 38,5     | 0,4                | 38,9               |
| BAM         | 30,5   |              |          | 3,5      | 0,6                | 34,5               |
| Glyphosat   | 11,8   |              |          | 11,1     | 5,2                | 28,1               |
| MCPA        |        |              |          | 8,0      | 1,6                | 9,6                |
| Mechlorprop |        |              |          |          | 0,4                | 0,4                |
| Total       | 142,7  |              | 98,7     | 78,7     | 11,8               | 332,0              |

## 6.2.2 Øvrige organiske miljøfremmede stoffer

**Tabel 6.10** Estimeret transport (kg) til havet i 2006 af Øvrige organiske miljøfremmede stoffer fordelt på 5 vandløb.

| Øvrige miljøfremmede<br>stoffer | Gudenå | Byg-<br>holm Å | Skjern Å | Odense Å | Tryggevej-<br>de Å |
|---------------------------------|--------|----------------|----------|----------|--------------------|
| Chloroform                      |        |                |          | 31,06    |                    |
| PAH'er:                         |        |                |          |          |                    |
| Anthracen                       |        |                |          | 0,09     | 0,04               |
| Benz(a)anthracen                | 2,61   |                |          | 0,33     | 0,01               |
| Benz(a)pyren                    | 2,76   |                |          | 0,43     | 0,02               |
| Benz(e)pyren                    | 2,98   |                |          | 0,50     | 0,02               |
| Benz(ghi)perylene               | 2,84   |                |          | 0,04     | 0,02               |
| Benzflouranthener (b+j+k)       | 3,64   |                |          | 1,02     | 0,04               |
| Dibenz(a+h)anthracen            |        |                |          | 0,16     | 0,06               |
| Flouranthen                     | 3,20   |                |          | 0,66     | 0,03               |
| Flouren                         |        |                |          | 0,26     |                    |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren           | 2,79   |                |          | 0,40     | 0,02               |
| Perylen                         | 2,66   |                |          | 0,16     | 0,03               |
| Phenanthren                     | 2,65   |                |          | 0,26     | 0,01               |
| Pyren                           | 3,22   |                |          | 0,64     | 0,03               |
| Acenaphthylen                   |        |                |          | 0,24     | 0,04               |
| Chrysen/triphenylen             | 2,94   |                |          | 0,46     | 0,02               |
| Sum 2006 for PAH                | 32,27  |                |          | 36,70    | 0,39               |
| Sum 2004 for PAH                | 2,3    |                |          | 61,6     | 0                  |

Der blev fundet mange prøver med PAH-stofferne i Gudenåen, Odense Å og Tryggevej-Å som alle havde brugt den nye metode til prøvetagning af PAH'erne, hvorimod det ikke var tilfældet for Skjern Å og Bygholm Å (tabel 6.9). I 2004 var det kun muligt at udføre et egentligt transportestimat for Odense Å, da koncentrationerne her var så høje at PAH kunne måles direkte i vandfasen. Den nye metode øger PAH transporten til havet fra Gudenåen 14 gange, og bevirke at det er muligt at beregne transport af de enkelte PAH'er for Tryggevej-Å (tabel 6,10). For Odense Å er der en halvering fra 2004 til 2006. Det giver ingen mening at beregne en samlet transport til havet da der ikke er anvendelige data for Skjern og Bygholm Å i 2006.

## 6.2.3 Tungmetal

Tungmetallerne blev fundet i de fleste prøver på nær for kviksølv i Bygholm Å, hvor alle prøver lå under detektionsgrænsen (tabel 6.7). Det giver et generelt bedre beregningsgrundlag for transporten end for de an-



dre stofgrupper. Der blev transporteret mere end 19 tons tungmetaller i de 5 vandløb, og her udgjorde zink 84 %, efterfulgt af kobber med 12 % og bly med 4 % (tabel 6.11). Den samlede transport af tungmetaller er steget fra 2004 til 2006 med ca. 4 tons.

**Tabel 6.11** Estimeret tungmetaltransport (kg) i 2006 opgjort på 5 vandløb og opsummeret pr. metal. (I modsætning til de andre stofgrupper er tungmetaldataene for Skjern Å fra Ahlergårde og ikke fra Gjaldbæk).

| Tungmetal | Gudenå | Skjern Å | Bygholm Å | Odense Å | Tryggevælde Å | Transport i alt |
|-----------|--------|----------|-----------|----------|---------------|-----------------|
| Zink      | 7810,9 | 6356,1   | 218,2     | 1696,5   | 102,3         | 16184,0         |
| Kobber    | 1034,1 | 739,8    | 94,4      | 379,8    | 67,9          | 2316,0          |
| Bly       | 282,7  | 167,5    | 14,1      | 249,5    | 11,6          | 725,3           |
| Cadmium   | 25,7   | 40,7     | 1,2       | 6,1      | 0,8           | 74,4            |
| Kviksølv  | 2,3    | 2,7      | 1,7       | 0,4      | 0,1           | 7,2             |
| Sum       | 9155,7 | 7306,8   | 329,4     | 2332,3   | 182,7         | 19306,9         |

## 7 Vand- og stoftilførsler med ferskvand til marine kystafsnit

*Niels Bering Ovesen*

Tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor til fjorde og hav er et væsentligt problem. Forøgede tilførsler gennem mange år har givet anledning til årligt tilbagevendende perioder med udbredt iltsvind. Iltsvind er et naturligt forekommende fænomen, men forureningen med næringsstoffer bevirker at iltsvind optræder i et problematisk omfang.

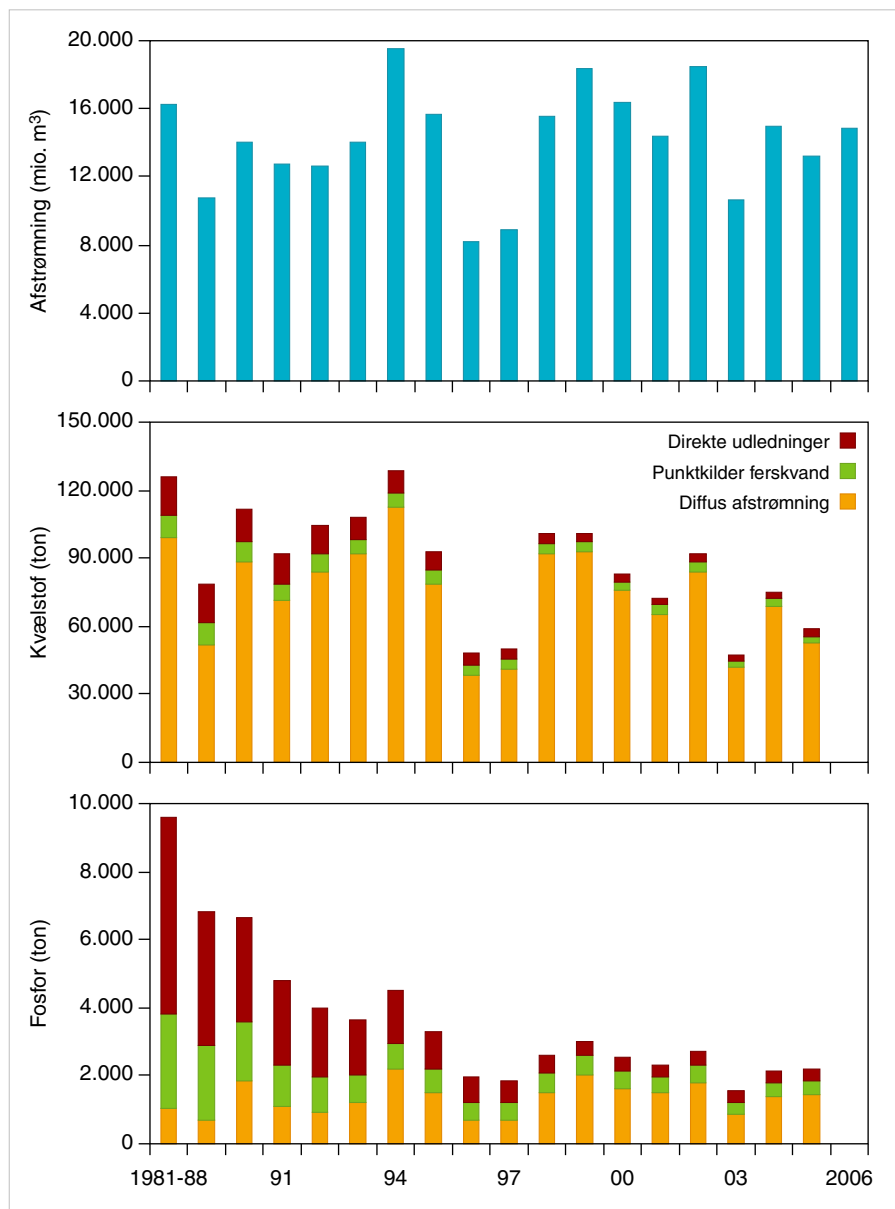
Vandmiljøplanerne har til hensigt at reducere tilførslen af næringsstoffer til havet, men også internationalt er der taget initiativ til at forbedre forholdene, og Danmark deltager i forpligtende samarbejder omkring Østersøen (HELCOM) og Nordsøen (OSPAR).

Der er ikke specifikke målsætninger for den samlede tilførsel af næringsstoffer til havet.

### 7.1 Udvikling i den samlede vand- og stoftilførsel til de marine kystafsnit

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort hvert år siden 1989 (figur 7.1). Gennemsnitsværdier for perioden 1981-88 er estimeret (Græsbøll m.fl., 1994), men disse værdier er væsentligt mere usikre. Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (ca. 80 % i gennemsnit for perioden 1989-2005) og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning tidligere udgjort en mindre andel af den samlede fosfortilførsel, men den relative betydning af denne kilde er steget meget i takt med den forbedrede spildevandsrensning, og den diffuse udgør nu den største andel af belastningen.

**Figur 7.1** Ferskvands-afstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevands-udledninger til de marine kyst-afsnit for 1989 til 2005, og et gennemsnit for perioden 1981-88.



Den store renseindsats over for spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 850 tons fosfor i 2005, eller med ca. 90 %. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 6.000 tons i 2005 svarende til en reduktion på ca. 75 %. I de senere år (fra omkring 1996) har der kun været et mindre fald i spildevandsudledningerne til ferskvand, og det betydelige fald, der skete i begyndelsen af 1990'erne, er nu stagneret (figur 7.1).

## 8 Referencer

Bøgestrand, J. (red.) (2001): Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 378

Cappelen, J. og Jørgensen, B.V. (2004): The Climate of Denmark 2003, Danmarks Klima 2003. Technical Report 04-02. Danmarks Meteorologiske Institut.

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

Græsbøll, P., Erfurt, J., Hansen, H.O., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. & Svendsen, L.M. (1994): Ferske vandområder – Vandløb og Kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 186 sider. – Faglig rapport fra DMU nr. 119.

Heininger, P., Schild R., de Beer, K., Planas, C., Roose P. og Sortkjær, O., 2002: International pilot study for the determination of riverine inputs of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to the maritime area on the basis of a harmonised methodology. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 299 22 286 UBA-FB 000343e

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

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

Miljøstyrelsen (2004): Punktkilder 2003. Orientering fra Miljøstyrelsen, 2003 <http://www.mst.dk>

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

# Chironomiders og andre smådyrs betydning som "miljøindikatorer"

*Peter Wiberg-Larsen & Søren E. Larsen*

*Hvordan reagerer vandløbenes smådyr på forskellige miljøfaktorer? Er nogen arter bedre indikatorer for bestemte miljøpåvirkninger end andre arter? Og kan man med et mindre detaljeret bestemmelsesniveau end art eller slægt inden for visse grupper af smådyr - fx chironomider (dansemyg) - alligevel opnå en tilstrækkelig god beskrivelse af et vandløbs økologiske kvalitet? Disse og lignende spørgsmål er søgt besvaret i dette temakapitel.*

## Baggrund

Under de 3 første år af NOVANA-programmet er en stor del af grupperne af smådyr under den vandløbsøkologiske del blevet identificeret til enten art eller slægt, ligesom individantallet af hver taksonomisk enhed (taxon - flertal taxa) er blevet optalt efter en standardiseret metode. Formålet er at sikre en så dækkende beskrivelse af faunaen som muligt, således at det er muligt at foretage beregninger og faglige vurderinger af miljøtilstanden, der går ud over, hvad der er muligt ved blot at anvende Dansk Vandløbs Fauna Indeks. For at beregne dette indeks kræves nemlig kun, at der kan identificeres 50 forskellige taxa (arter, slægter eller større grupper), ligesom der kun kræves en delvis opgørelse af hyppigheden af disse. Med den nuværende prøvebehandling ligger vejen åben for brug af andre indices eller såkaldte "metrics" baseret på kvantitative data, hvilket er forudsat i Vandrammedirektivet.

I foråret 2007 blev der imidlertid rejst spørgsmål om, hvorvidt det var nødvendigt at bestemme chironomider (dansemyg) til slægt/art. Måske kunne man "bare nøjes" med et detaljeret bestemmelsesniveau for flertallet af de øvrige grupper af smådyr. En vigtig årsag til at spørgsmålet blev rejst var, at de ny statslige miljøcentre af økonomiske grunde ønskede at hjemtage ("insource") behandlingen af de indsamlede prøver fra de tidligere anvendte konsulenter, men at man ikke havde den helt særlige kompetence til at identificere chironomiderne.

Inden der kunne foretages en sådan justering af NOVANA var det imidlertid nødvendigt at undersøge, i hvor høj grad justeringen ville betyde et tab af væsentlig information, der ellers med fordel kunne være anvendt til at beskrive miljøtilstanden (ud over hvad DVFI bidrager med i dag). En måde at gøre det på er at undersøge, hvorledes makroinvertebraterne på forskelligt identifikationsniveau - helt uafhængigt af Dansk Vandløbs fauna Indeks - er i stand til at beskrive "miljøtilstanden" inden for et datasæt af vandløb, og hvorledes denne beskrivelse er korreleret til forskellige udvalgte miljøvariable. Sagt på en anden måde skulle det belyses, i hvor høj grad en detaljeret identifikation af dansemyg kunne bidrage til at beskrive den samlede biodiversitet og til at klassificere miljøtilstanden, og om den i øvrigt er egnet til afspejle relevante miljøfaktorer.

## Metoder

### Datagrundlag og kvalitetssikring

Der blev alene udvalgt et datasæt blandt de NOVANA vandløbsstationer, som blev undersøgt i 2004-2005, fordi det af tidsmæssige årsager ikke var muligt at kvalitetssikre data fra 2006. I de tilfælde, hvor der forelå data fra begge år, er alene brugt data fra 2005. Det betyder, at en given station kun optræder én gang i datasættet. Samlet set var der 365 stationer til rådighed, hvis data i øvrigt var komplette og fejlfri med hensyn til både smådyrsdata og miljøvariable. Desværre viste en kvalitetskontrol, at der var væsentlige fejl og mangler. Fx var kravet til identifikationsniveau ikke opfyldt for en række vandløb i Århus Amt og Bornholms Regionskommune, ligesom der også blev fundet fejl og mangler ved miljødata fra stort set samtlige amter. Der manglede for nogle stationer data om vandløbsbredde og vandspejlsfald, karakteren af oplandet og de ånære arealer, ligesom der i relativt mange tilfælde manglede vandkemiske data og målinger af temperatur. For nogle kemiske parametre (klorid, nitrat-N) var manglen så omfattende, at disse sammen med temperaturen blev udeladt af analyserne. Der var dog ikke i alle tilfælde tale om egentlige fejl. Fx tillader den tekniske anvisning, at der ikke foretages en tilbundsgående fysisk beskrivelse af stationer, der er for dybe til vading. Det betyder, at en række store vandløb måtte udelades fra analyserne. På grund af fejl og mangler ved data fra de oprindeligt udtrukne 365 stationer blev det endelige datasæt reduceret til kun 219 stationer. Det vil altså sige, at hele 40 % af det potentielle datasæt måtte kasseres, hvilket i sagens natur er særdeles utilfredsstillende.

Eftersom smådyrsprøverne var blevet bearbejdet af fire forskellige konsulentfirmaer samt af medarbejdere fra tre amter, var der naturligvis en vis risiko for, at der ikke var anvendt samme taksonomiske niveau. Dette blev derfor undersøgt, og der var væsentlige forskelle inden for Chironomidae, hvor der i nogle tilfælde blev identificeret arter inden for slægter, som kun bør bestemmes til slægt (fordi mange arter ikke er beskrevet som larver og derfor ikke kan bestemmes). Ligeledes blev der i nogle tilfælde anvendt forskellige navne for samme art (synonymer), ligesom der blev anvendt forskellige koder for samme taxon. Generelt var det dog muligt efterfølgende at "rette op" på disse mangler og forskelle, bl.a. ved at aggregere "tvivlsomme" arter til det pågældende slægtsniveau.

I analyserne blev benyttet 37 forskellige miljøvariable (tabel 1), der groft kan inddeles i følgende hovedgrupper: geografisk placering af vandløbet<sup>1</sup>, oplandskarakteristika<sup>2</sup>, karakteristika ved de ånære arealer langs vandløbet<sup>3</sup>, størrelse og hældning ved vandløbet<sup>4</sup>, fysiske (og vegetationsmæssige) forhold i vandløbet<sup>5</sup>, og vandkemiske variable<sup>6</sup>.

**Tabel 1** Oversigt over 37 "miljøvariable" anvendt ved de multivariate analyser af makroinvertebrat data.

|                                                          |                                                          |
|----------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| XUTM (øst-vest gradient) <sup>1</sup>                    | Vandløbsbredde (VLBRED) <sup>4</sup>                     |
| YUTM (nord-syd gradient) <sup>1</sup>                    | Vandspejlsfald (VSPF) <sup>4</sup>                       |
| Dyrket land i opland (%) <sup>2</sup>                    | Slyngningsgrad af vandløb (SLGR) <sup>5</sup>            |
| Skov i opland (%) (SKOV) <sup>2</sup>                    | Bredde variation af vandløb <sup>5</sup>                 |
| Ferskvand i opland (%) <sup>2</sup>                      | Forekomst af træørdder i vandløb <sup>5</sup>            |
| Befæstet byzone i opland (%) (bef_byzo) <sup>2</sup>     | Forekomst af emergent vegetation i vandløb <sup>5</sup>  |
| Terrestrisk natur i opland (%) <sup>2</sup>              | Forekomst af undervandsvegetation i vandløb <sup>5</sup> |
| Vådømråder i opland (%) <sup>2</sup>                     | Sten dækning på vandløbsbund <sup>5</sup>                |
| Plantage/nåleskov i opland (%) <sup>2</sup>              | Grus dækning på vandløbsbund <sup>5</sup>                |
| Ånære arealer: Dyrkede marker (%) (aa_dyrk) <sup>3</sup> | Sand dækning på vandløbsbund <sup>5</sup>                |
| Ånære arealer: Krat (%) <sup>3</sup>                     | Mudder dækning på vandløbsbund (MUD) <sup>5</sup>        |
| Ånære arealer: Skov (%) (aa_skov) <sup>3</sup>           | Fysisk Indeks (FI) <sup>5</sup>                          |
| Ånære arealer: Plantage (%) <sup>3</sup>                 | BOD <sub>5</sub> <sup>6</sup>                            |
| Ånære arealer: Ugræsset eng (%) <sup>3</sup>             | Fe-total <sup>6</sup>                                    |
| Ånære arealer: Græsset eng (%) <sup>3</sup>              | NH <sub>4</sub> -N <sup>6</sup>                          |
| Ånære arealer: Brakmark (%) <sup>3</sup>                 | pH <sup>6</sup>                                          |
| Ånære arealer: Veje (%)                                  | Total alkalinitet (TA) <sup>6</sup>                      |
| Ånære arealer: Mose (%) <sup>3</sup>                     | PO <sub>4</sub> -P <sup>6</sup>                          |
| Ånære arealer: Rørsump (%) <sup>3</sup>                  |                                                          |

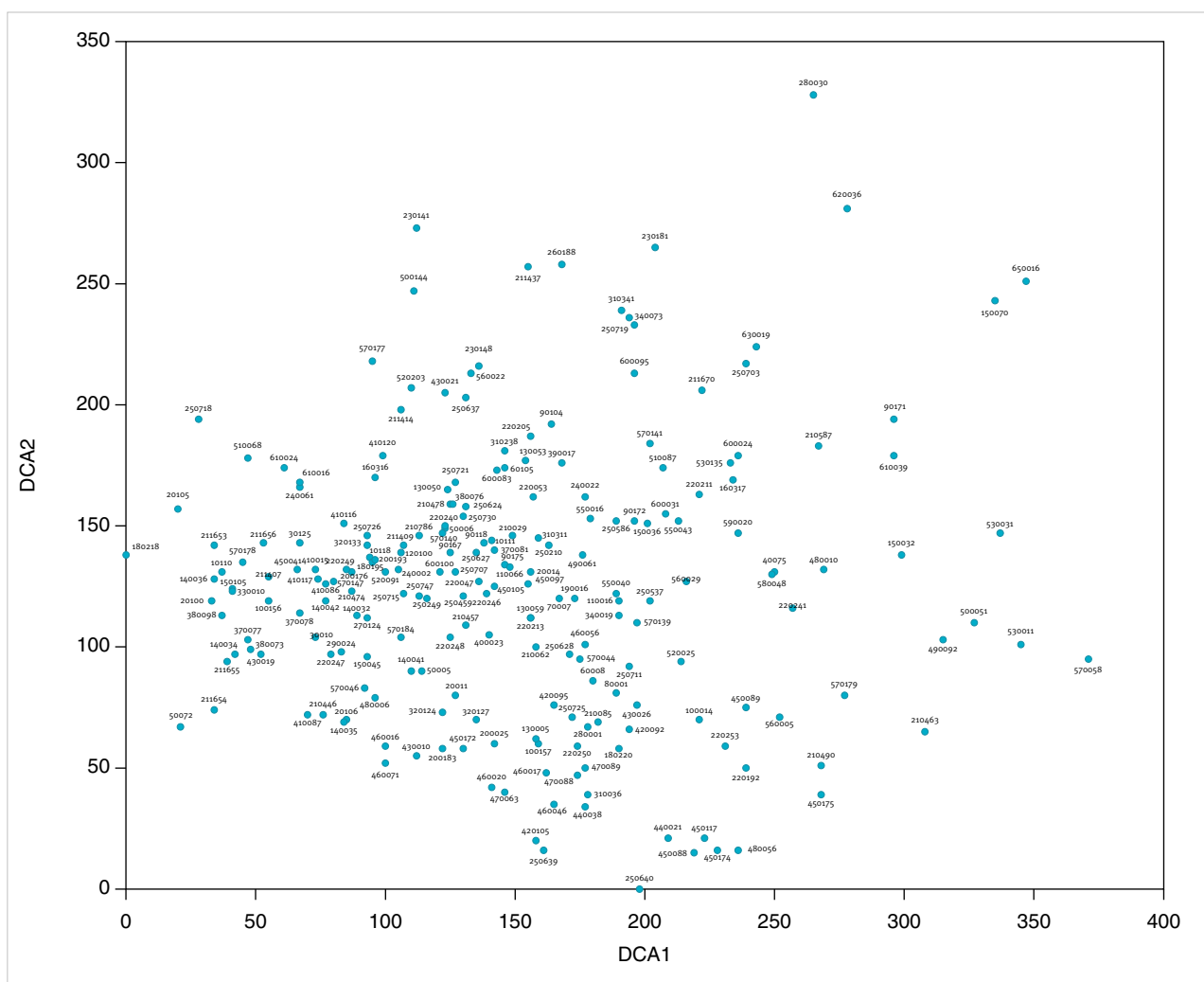
### Analyser og statistik

Der blev lavet såkaldte multivariate analyser på 3 taksonomisk forskellige udgaver af datasættet for smådyr:

1. hvor smådyrene var identificeret til det nuværende NOVANA-niveau (NOVID)
2. hvor NOVANA-niveauet var modificeret således, at dansemyggene kun blev angivet som *Chironomus* eller underfamilieniveau (NOVIDmod), samt
3. hvor der **alene** analyseredes på dansemyg bestemt til det nuværende NOVANA-niveau (CHIRO).

Indledningsvis blev antallet af smådyr i de enkelte prøver log (x+1) transformeret for at "nedvægte" meget dominerende taxa. Derefter blev foretaget en "Detrended Correspondance Analysis" (DCA) på hvert af de 3 datasæt (NOVID, NOVIDmod og CHIRO). Herved undersøges, i hvilken retning variationsbredden i data er størst, hvorefter de enkelte stationer indordnes ("ordineres") i forhold til denne retning (kaldet akse). I praksis anvendes metoder, der ved en slags "lineær regression" identificerer den rette linie, der bedst beskriver den sky af punkter, som alle stationers data udgør i et n-dimensionalt koordinatsystem. Antallet af akser (n) i koordinatsystemet er antallet af variable (her taxa), og punkterne i koordinatsystemet er stationerne. Den rette linie er første ordinationsakse. Restvariationen i materialet kan beskrives af en ny akse (akse 2), som placeres vinkelret på den første. Restvariationen i materialet beskrives af endnu en ny akse, hvorved der fås et 3-dimensionalt rum osv. I de plot som tegnes, ligner tæt liggende stationer mht. til smådyrsfauna hinanden meget. Omvendt er fjernt liggende stationer meget forskellige. Et eksempel på ordination af de aktuelle data (stationer) er vist i figur 1. Vi benyttede programmet PC-ord (McCune & Mefford 1999) til analysen. Programmet placerer i øvrigt også de enkelte taxa i forhold til de identificerede akser. De enkelte stationers "scorer" (koordinater) på de 3 første (dvs. bedst forklarende) akser for hver af de tre ordinationer

(dvs. for hhv. NOVID, NOVIDmod og CHIRO datasættene) blev herefter sammenlignet ved simpel lineær regression.



**Figur 1** DCA biplot af 219 stationer ud fra smådyrsdata i NOVID datasættet. Angivet DMU numre for de enkelte stationer. Tæt liggende stationer ligner hinanden meget, fjernt liggende stationer er meget forskellige.

Der blev desuden foretaget en såkaldt *indirekte gradientanalyse* på de 3 første DCA akser for hver af de tre udgaver af smådyrsdatasættet. Her ved blev der beregnet Pearson korrelationer ( $r$ ) mellem aksescorene og hver af de 37 miljøvariable. Kun værdier, hvor  $p < 0,0001$  blev betragtet som signifikante. Supplerende blev der udført *direkte gradientanalyser* på smådyrsdata og miljøvariable. Metoden kaldes en "Canonical Correspondance Analysis", der principielt udføres efter samme princip som DCA, men hvor relationerne mellem taxondata og miljøvariable bestemmes i samme proces. Der blev udført såkaldt "forvalg" ("forward selection") for at identificere de miljøvariable, som bedst forklarede variationen i taxondata. Styrken af de enkelte miljøvariable udtrykkes ved såkaldte  $\lambda$ -værdier, der antager værdier fra 0 til 1 (jo højere værdi, des større betydning). Signifikansen af samtlige miljøvariable blev undersøgt med Monte Carlo test (499 permutationer). Kun  $p$ -værdier  $< 0,05$  blev betragtet som signifikante. Analysen blev udført i programmerne PC-ord (McCune & Mefford 1999) og CANOCO (Ter Braak & Smilauer 1998), hvoraf kun sidstnævnte kan udføre forvalg og Monte Carlo test.



## Resultater

Analyserne omfattede vandløb fra hele Danmark, bortset fra Bornholm. Det er imidlertid ingen "ulykke", at Bornholm ikke er med, fordi biodiversiteten af smådyr i øens vandløb generelt er væsentlig mindre end i vandløbene i det øvrige land, ligesom antallet af NOVANA stationer er beskedent.

Der er i NOVANA forudsat en bestemt størrelsesfordeling blandt de i alt 800 stationer i det vandløbsøkologiske program. De analyserede 219 stationer lever ikke helt op til denne "idealfordeling" (tabel 2), idet de større vandløb er klart underrepræsenterede, mens de mellemstore er overrepræsenterede. Det analyserede datasæt omfatter dog hele spektret af vandløbsstørrelser.

**Tabel 2** Fordeling af NOVANA vandløbsøkologiske stationer efter størrelse (bredde), hhv. i det samlede net på 800 stationer og i de 219 stationer, som indgår i dette projekt.

|                      | Størrelses kategorier af NOVANA vandløb |        |        |
|----------------------|-----------------------------------------|--------|--------|
|                      | < 2 m                                   | 2-10 m | > 10 m |
| NOVANA net (%)       | 46                                      | 35     | 19     |
| Aktuelle datasæt (%) | 46                                      | 52     | 2      |

For langt de fleste af de 37 miljøvariable repræsenterede datasættet ligeledes værdier over hele "skalaen". Der er altså tale om væsentlige gradienter, som vurderes at have potentiale til at forklare variationen i smådyrsdata. Eksempler herpå er vist i tabel 3. For enkelte af disse miljøvariable er fordelingerne nærmest "normale" med middelværdi tæt på medianværdi.

**Tabel 3** Statistiske værdier for udvalgte miljøvariable i de analyserede datasæt på 219 stationer.

|                              | Middelværdi | Median | Standard afvigelse | Minimum | Maksimum |
|------------------------------|-------------|--------|--------------------|---------|----------|
| Vandløbsbredde (m)           | 3,52        | 2,40   | 3,17               | 0,30    | 20,6     |
| Vandspejlsfald (m/km)        | 0,60        | 0,20   | 1,01               | 0,00    | 8,17     |
| Dyrket land i opland (%)     | 65,8        | 71,7   | 23,8               | 0,0     | 100,0    |
| Skov i oplandet (%)          | 13,4        | 7,5    | 18,1               | 0,0     | 100,0    |
| Befæstet byzone i opland (%) | 6,9         | 5,0    | 9,4                | 0,0     | 80,2     |
| Skov i ånært areal (%)       | 21,9        | 0,0    | 37,1               | 0,0     | 100,0    |
| Fysisk Indeks                | 27          | 29     | 14                 | -3      | 54       |
| BOD <sub>5</sub> (mg/l)      | 1,61        | 1,21   | 2,60               | 0,44    | 37,2     |
| Total alkalinitet (meq/l)    | 3,05        | 2,95   | 1,72               | -0,07   | 11,40    |
| PO <sub>4</sub> -P (mg/l)    | 0,075       | 0,039  | 0,211              | 0,002   | 2,90     |

Der indgik et meget stort antal taxa i de 3 udgaver af det samlede datasæt:

- NOVID: 455 taxa
- NOVIDmod: 362 taxa
- CHIRO: 100 taxa.

Heraf var Chironomidae langt den "taxon-mæssigt" mest dominerende gruppe med 23 % af samtlige taxa i det oprindelige datasæt (NOVID).

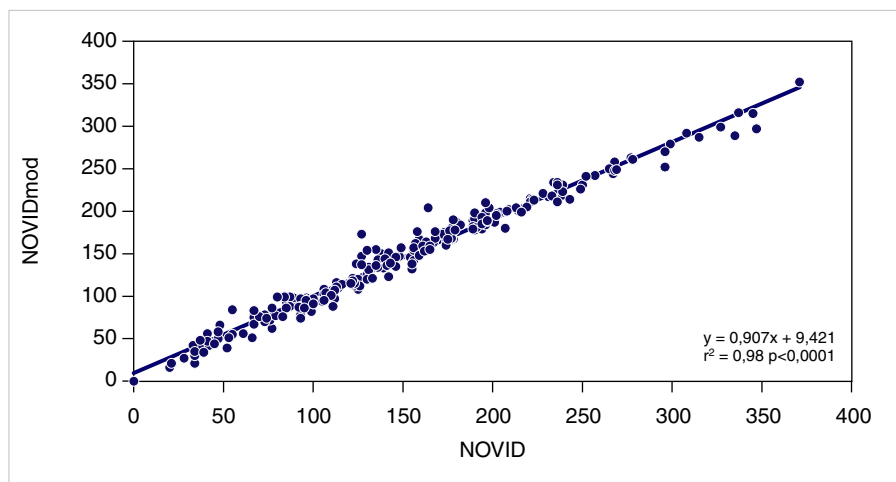
Ved de udførte Detrended Correspondance Analyses (DCA) forklarede de 3 første akser for samtlige 3 udgaver af datasættet en relativ stor del (8-10 %) af variationen i taxon-data (tabel 4). En forklaring på ca. 10 % kan synes lille, men er ganske almindelig og acceptabel i sådanne undersøgelser (K.P. Brodersen, Københavns Universitet, personlig kommunikation).

**Tabel 4** Parametre der medvirker til at beskrive, hvor stor en del af variationen, der forklares i de udførte DCA'er på taxon-data.

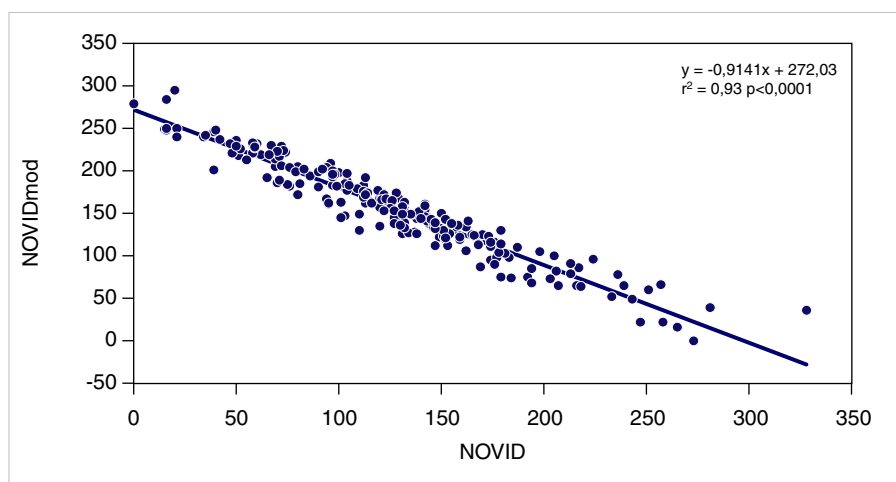
| Datasæt: | "Eigenvalues" |        |        | Gradientlængde af akse 1 | Total varians forklaret (%) |
|----------|---------------|--------|--------|--------------------------|-----------------------------|
|          | Akse 1        | Akse 2 | Akse 3 |                          |                             |
| NOVID    | 0,386         | 0,251  | 0,208  | 3,71                     | 9,9                         |
| NOVIDmod | 0,356         | 0,236  | 0,178  | 3,53                     | 8,0                         |
| CHIRO    | 0,408         | 0,388  | 0,344  | 4,56                     | 10,0                        |

En parvis sammenplotning af hhv. DCA 1 scorerne, DCA 2 scorerne og DCA 3 scorerne for analyserne af de 3 udgaver af taxondata viste en meget høj grad af sammenfald ( $r^2 = 0,69-0,98$ ,  $p < 0,0001$ ) mellem NOVID og NOVIDmod - med langt størst korrelation for de to første aksers vedkommende (figur 2-4). CHIRO datasættet havde også høj grad af korrelation til NOVID og NOVIDmod datasættet for akse 1 scorerne ( $r^2 = 0,66/0,54$ ,  $p < 0,0001$ ), men ikke for scorerne på de to øvrige akser ( $r^2 < 0,03$ ) (plots ikke vist).

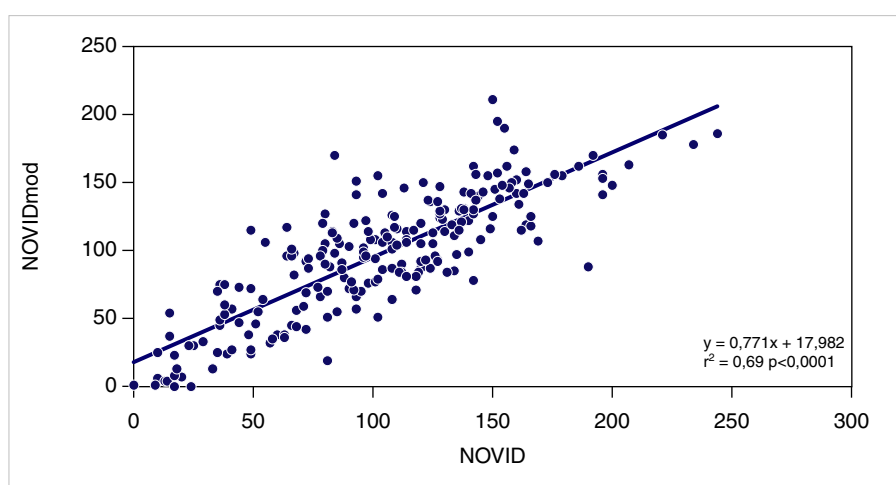
**Figur 2** Korrelation mellem DCA akse 1 scorerne i hhv. NOVID og NOVIDmod datasættene.



**Figur 3** Korrelation mellem DCA akse 2 scorerne i hhv. NOVID og NOVIDmod datasættene.



**Figur 4** Korrelation mellem DCA akse 3 scorerne i hhv. NOVID og NOVIDmod datasættene.



For NOVID og NOVIDmod datasættene var DCA akse 1 stærkt positivt (+) eller negativt (-) korreleret (dvs. havde sammenhæng) med hhv. vandløbsbredde (+), vandspejlsfald (-), fysisk kvalitet [fysisk indeks (-), og i mindre grad forekomst af mudderbund (+), og en række af de andre variable, som indgår i det fysiske indeks], samt til forekomsten af skov i de ånære omgivelser (-) (tabel 5). DCA akse 1 var i noget mindre grad korreleret med andelen af befæstet areal i oplandet (+), andelen af skov i oplandet (-) og til vandkvalitet (BOD<sub>5</sub> (+)).

DCA 2 akser i NOVID og NOVIDmod datasættene var tilsvarende korreleret med vandløbsbredden (-) og den fysiske kvalitet (+), mens DCA 3 akser var stærkt negativt korreleret med en øst-vestlig geografisk gradient, pH og total-alkalinitet (tabel 5).

CHIRO datasættet viste nogenlunde samme mønster som de to andre datasæt, hvad angår korrelationer med DCA akse 1 (tabel 5). Således var denne korreleret med vandløbsstørrelse (+), fysisk indeks (-), vandkvalitet (BOD<sub>5</sub>), og andelen af befæstet byzone i oplandet (+), men samtidig også til total alkalinitet (+), og geografisk placering (+). Derimod var der kun i beskeden grad korrelationer mellem de øvrige DCA akser og de miljøvariable.

**Table 5** Pearson korrelationskoefficienter mellem DCA akser og miljøvariable for de 3 udgaver af makroinvertebratdata. Kun angivet værdier hvor  $p < 0,0001$ .

| Miljøvariabel                  | NOVID  |        |        | NOVIDmod |        |        | CHIRO  |        |        |
|--------------------------------|--------|--------|--------|----------|--------|--------|--------|--------|--------|
|                                | Axis 1 | Axis 2 | Axis 3 | Axis 1   | Axis 2 | Axis 3 | Axis 1 | Axis 2 | Axis 3 |
| XUTM                           |        |        | -0,52  |          |        | -0,61  |        |        |        |
| Vandløbsbredde                 | 0,53   | -0,48  |        | 0,54     | 0,41   |        | 0,34   |        |        |
| Vandspejlsfald                 | -0,45  |        |        | -0,47    |        |        | -0,26  |        |        |
| Skov-andel i opland            | -0,29  |        |        | -0,31    |        |        |        |        |        |
| Andel befæstet byzone i opland | 0,39   |        |        | 0,38     |        |        | 0,40   |        |        |
| Natur-andel i opland           |        |        |        |          |        |        |        | -0,28  |        |
| Dyrket mark i ånært areal      |        | 0,30   |        |          | 0,27   |        |        |        |        |
| Skov i ånært areal             | -0,45  |        |        | -0,47    |        |        |        |        |        |
| Slyngningsgrad                 | -0,38  |        |        | -0,39    |        |        | -0,26  |        |        |
| Bredde variation               | -0,41  |        |        | -0,44    |        |        | -0,25  |        |        |
| Trærødder                      | -0,28  |        |        | -0,29    |        |        |        |        |        |
| Bunddækning m. mudder          | 0,38   | -0,33  |        | 0,38     | -0,36  |        | 0,28   |        |        |
| Fysisk Indeks                  | -0,46  | 0,39   |        | -0,48    | 0,42   |        | -0,30  |        |        |
| BOD <sub>5</sub>               | 0,28   |        |        | 0,27     |        |        | 0,33   |        |        |
| Fe total                       |        |        |        |          |        | 0,31   |        |        |        |
| pH                             |        |        | -0,38  |          |        | -0,51  |        |        |        |
| Total alkalinitet              | 0,28   |        | -0,55  |          |        | -0,62  | 0,38   |        |        |
| PO <sub>4</sub> -P             |        | 0,34   |        |          |        |        | 0,30   |        |        |

Korrelationerne er ikke nødvendigvis et udtryk for årsagssammenhænge, ligesom en del af de miljøvariable uden tvivl er indbyrdes korrelerede. Der blev for at undersøge sidstnævnte forhold beregnet Pearson korrelationskoefficienter mellem samtlige miljøvariable indbyrdes. Resultatet (som dog ikke er vist) var, at XUTM, pH og total-alkalinitet var ret stærkt til stærkt positivt korrelerede. Ligeledes var andelen af skov i hhv. oplandet og de ånære arealer ret stærkt positivt korrelerede. Endelig var det fysisk indeks og bunddækning med mudder stærkt negativt korrelerede, mens BOD<sub>5</sub> og PO<sub>4</sub>-P var meget stærkt positivt korrelerede.

Canonical Correspondance Analyses (CCA) viste for samtlige 3 udgaver af datasættet ret høje eigenvalues på alle de første 3 akser (tabel 6). Akse 1 havde dog især i NOVID og NOVIDmod datasættene en høj værdi sammenlignet med de efterfølgende akser. De tre første akser forklarede for samtlige tre datasæt 26-29 % af relationerne mellem taxa og de miljøvariable, hvilket viser, at analyserne er pålidelige. I NOVID og NOVIDmod datasættene var det stort set de samme miljøvariable, som bedst var i stand til at forklare variationen i taxodata (tabel 7). Vigtigst var således - i vægtet rækkefølge efter  $\lambda$ -værdi - variable som beskrev vandløbsstørrelse (vandløbsbredde, vandspejlsfald), østlig-vestlig placering/geologi (sidstnævnte beskrevet ved pH og total alkalinitet), vandkvalitet (BOD<sub>5</sub> og PO<sub>4</sub>-P), fysisk kvalitet (bl.a. fysisk indeks), samt forhold i de ånære arealer (andel af skov) og oplandet (andel af skov, andel af befæstet byzone). Disse faktorer var også vigtige for CHIRO datasættet, idet vandkvaliteten (beskrevet ved BOD<sub>5</sub> og PO<sub>4</sub>-P) dog var den vigtigste faktor (se også figur 5). For samtlige 3 datasæt var der desuden en betydende sammenhæng til en nordlig-sydlig geografisk gradient.

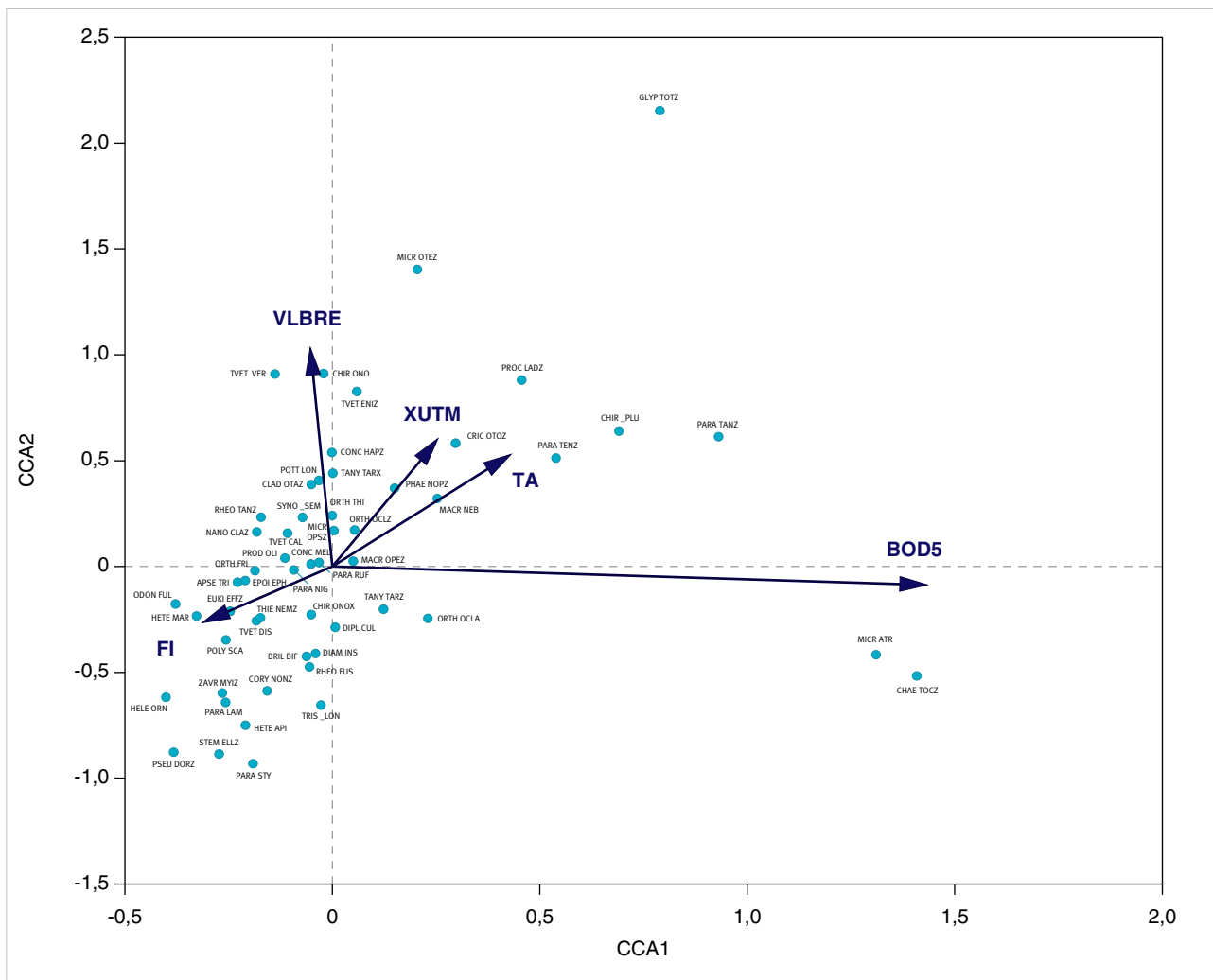
**Tabel 6** Eigenvalues og forklaret varians ved CCA på de 3 sæt af makroinvertebratdata.

| NOVID CCA akser:                             | 1     | 2     | 3     |
|----------------------------------------------|-------|-------|-------|
| Eigenvalues                                  | 0,317 | 0,199 | 0,181 |
| Arts-miljø korrelationer                     | 0,927 | 0,904 | 0,916 |
| Kumulativ % varians på artsdata              | 3,2   | 2,2   | 7,1   |
| Kumulativ % varians på arts-miljø relationer | 12,0  | 19,6  | 26,4  |
| NOVIDmod CCA akser:                          | 1     | 2     | 3     |
| Eigenvalues                                  | 0,292 | 0,171 | 0,161 |
| Arts-miljø korrelationer                     | 0,922 | 0,902 | 0,866 |
| Kumulativ % varians på artsdata              | 3,6   | 5,8   | 7,8   |
| Kumulativ % varians på arts-miljø relationer | 13,7  | 21,7  | 29,2  |
| CHIRO CCA akser:                             | 1     | 2     | 3     |
| Eigenvalues                                  | 0,301 | 0,264 | 0,238 |
| Arts-miljø korrelationer                     | 0,926 | 0,870 | 0,826 |
| Kumulativ % varians på artsdata              | 3,0   | 5,7   | 8,0   |
| Kumulativ % varians på arts-miljø relationer | 10,5  | 19,7  | 27,9  |

**Tabel 7** "Forward selection" af miljøvariable og deres  $\lambda$ -scorer ved CCA på de 3 udgaver af makroinvertebrat datasættet. Jo højere  $\lambda$ , des bedre forklarer variationen i artsdata. "Top 5" af bedst forklarende variable er markeret med fed skrift.

| Miljøvariable            | NOVID          | NOVIDmod       | CHIRO          |
|--------------------------|----------------|----------------|----------------|
| Vandløbsbredde           | <b>0,24***</b> | <b>0,22***</b> | <b>0,20***</b> |
| XUTM                     | <b>0,17***</b> | <b>0,15***</b> | <b>0,08***</b> |
| Fysisk Indeks            | <b>0,16***</b> | <b>0,14***</b> | <b>0,13***</b> |
| P0 <sub>4</sub> -P       | <b>0,16**</b>  | <b>0,09*</b>   | 0,12***        |
| YUTM                     | <b>0,11***</b> | 0,07***        | <b>0,15***</b> |
| Skov i ånært areal       | 0,11***        | 0,05***        | 0,06*          |
| Total alkalinitet        | 0,09***        | 0,05*          | <b>0,17***</b> |
| BOD <sub>5</sub>         | 0,09***        | 0,05*          | <b>0,28*</b>   |
| Vandspejlsfald           | 0,09**         | <b>0,09***</b> | 0,08*          |
| Befæstet byzone i opland | 0,08**         | 0,07*          | 0,08*          |
| pH                       | 0,08***        | 0,08***        | 0,08*          |
| Dyrket areal i opland    | 0,07**         | 0,05*          | 0,10***        |
| Emergent vegetation      | 0,06***        | 0,05***        | 0,07***        |
| Dyrket ånært areal       | 0,06**         | 0,04*          | 0,08***        |
| Breddevariation          | 0,06***        | 0,05**         | 0,07**         |
| Skov i opland            | 0,06**         | 0,08***        | 0,06*          |

Signifikansniveauer: p&lt;0,001 (\*\*\*), p&lt;0,01 (\*\*), p&lt;0,05 (\*)



**Figur 5** CCA på 100 taxa af Chironomidae og miljøvariable fra 218 NOVANA stationer. I plottet er i stedet for stationerne, er vist "placeringen" af de 55 mest dominerende chironomide taxa og de 5 vigtigste miljøvariable som vektorer: BOD<sub>5</sub>, total alkalinitet(TA), fysisk indeks (FI), vandløbsbredde (VLBR) og XUTM koordinater. Betydningen af de enkelte miljøvariable er vist i form af vektorenes relative længde: jo længere vektor, des større betydning. Desuden er retningen af vektorerne ligeledes vigtig. Forekomsten af *Micropsectra atripes* (MICR\_ATR) og *Chaetocladius* (CHAETOCZ) er fx således nært positivt korreleret til højt BOD<sub>5</sub> indhold, mens *Tvetenia* arter især findes i de større vandløb. Taxa, som ligger i den modsatte retning af en vektorpil, er negativt korreleret med den pågældende miljøvariabel.

## Diskussion

Resultaterne viser, at data fra de 219 stationer, som indgik i analysen, var egnede til en test af, om og i hvor høj grad der mistes væsentlig information, der med fordel kunne anvendes til at beskrive miljøtilstanden, hvis det nuværende identifikationsniveau reduceres for dansemyg. Så selvom der var tale om et langt mindre datasæt end optimalt (kun 60 % af de potentielt mulige stationer), udviste de fleste af de fra starten udvalgte miljøvariable væsentlige gradienter, som makroinvertebrat sammensætningerne kunne testes imod. Det er dog på den anden side overvejende sandsynligt, at resultaterne, og dermed konklusionerne, ville have været mere tydelige, såfremt antallet af stationer i analysen havde været større.

Ved DCA blev taxodata i NOVID og NOVIDmod datasættene for de 219 stationer ordineret på stort set samme måde. Ligeledes var ordinationen af stationerne langs den mest forklarende akse (akse 1) i hhv. CHI-

RO datasættet og NOVID/NOVIDmod datasættene relativt ens. Derudover var det for alle tre datasæt (jf. DCA og CCA) stort set de samme miljøvariable, som bedst forklarede variationen taxodata. Det betyder umiddelbart, at det tilsyneladende ikke er af væsentlig betydning, om identifikationsniveauet for dansemyg bibeholdes på det hidtidige NOVANA-niveau, dvs. bestemmelse til art/slægt, eller om det reduceres til underfamilieniveau (+ *Chironomus*).

Det fremgik dog samtidig tydeligt af analyserne, at dansemyggene alene afspejler vandkvaliteten – og nærmere bestemt påvirkningen fra spildevand (udtrykt ved BOD<sub>5</sub> og PO<sub>4</sub>-P) – væsentlig bedre end de øvrige taxa. Derudover viste ordinationen af CHIRO datasættet, at de mange arter/slægter beskriver et markant mønster i fordelingen af stationerne (på akserne 2-3), men at dette mønster ikke i særlig høj grad forklares af de målte og anvendte miljøvariable. Det er således meget sandsynligt, at der blandt de mange taxa af Chironomidae findes nogen, som vil være egnede som indikatorer for bestemte miljøforhold. Det er også vigtigt at påpege, at man ved at undlade at identificere dansemyggene til art/slægt vælger at se bort fra omkring en ¼ af den samlede makroinvertebrat biodiversitet i vandløbene. Der er ved dette estimat taget hensyn til, at en del grupper (bl.a. inden for andre "tovinger" end Chionomidae) på den ene side ikke identificeres til art (eller slægt), mens biodiversiteten inden for Chironomidae på den anden side reelt er større, fordi flere artsrige slægter kun kan bestemmes til slægt.

Tager man hensyn til, at en del miljøvariable er indbyrdes korrelerede, viser de multivariate analyser en række interessante overordnede forhold, som bidrager til at "fordele" stationer og taxa.

Først og fremmest fordele stationer og taxa sig i forhold til vandløbenes størrelse. Dette er væsentligt, idet den danske vandløbstypologi i forbindelse med Vandrammedirektivet er baseret på netop størrelse – og intet andet. Det skal i den forbindelse fremhæves, at vandspejlsfaldet (dvs. vandløbets hældning), som også var en vigtig fordelende faktor, er nært negativt relateret til vandløbsbredden og dermed vandløbsstørrelsen. Vandløbets hældning aftager således som hovedregel efterhånden som vandløbet tiltager i størrelse. Både sammenhængen mellem artssammensætning og vandløbsstørrelse og mellem vandløbsstørrelse og "fald" er vist ved andre danske undersøgelser (se fx Wiberg-Larsen et al., 2000; Pedersen, 2003).

Sammensætningen af taxa er også afhængig af vandløbets fysiske forhold, hvilket naturligvis er velkendt og forventet. Det skal dog fremhæves, at det fysiske indeks bedre afspejler denne sammenhæng end de elementer, som indekset beregnes ud fra.

Det er heller ikke overraskende, at sammensætningen af taxa er påvirket af vandkvaliteten – nemlig den som afspejles ved påvirkningen fra spildevandsudledninger. Der var i øvrigt en vis korrelation mellem BOD<sub>5</sub> indholdet og andelen af befæstet byzone, hvilket naturligvis skyldes udledninger af spildevand fra sådanne områder. Sammenhængen mellem vandkvalitet og forekomsten af en række udvalgte makroinvertebrater er også påvist på et meget stort datamateriale fra vandløb, som er blevet undersøgt via både NOVA- og NOVANA-programmet (Friberg et al., in press).

Til trods for at den danske vandløbstypologi som nævnt alene bygger på størrelse, er det interessant, at der kunne påvises en god korrelation mellem faunasammensætningen og geografiske/geologiske variable (XUTM, pH og total-alkalinitet). Dette udtrykker uden tvivl en forskel mellem vandløb beliggende hhv. vest og øst for israndslinien, selvom det ikke er givet, at det er pH og total-alkalinitet alene, som påvirker sammensætningen af taxa. Således er de vestlige vandløb overvejende grundvandsfødte med en mindre variation i vandføringen (og dermed anderledes hydrologisk regime) end østlige vandløb, ligesom de vestvendte vandløb må formodes at have en mindre temperaturamplitude på grund af grundvandstilførslen. Med til at tegne gradienten i faunasammensætning er også den regionale forskel i artssammensætning mellem Jylland og øerne. Således mangler en del jyske arter på både Fyn og Sjælland (og ikke mindst på Lolland Falster og Møn).

Faunasammensætningen viste for samtlige 3 datasæt også en nordlig-sydlig gradient. Flere arter har deres globale nordlige udbredelsesgrænse forløbende gennem Danmark, mens fx *Gammarus pulex*, som er dominerende i flertallet af danske vandløb, af indvandringshistoriske årsager ikke naturligt forekommer i størstedelen af Jylland nord for Limfjorden (Kaiser 1958). Dette "oprindelige" udbredelsesmønster er dog ved at blive "sløret", idet arten i sidste halvdel af forrige århundrede er udsat i en del "nordenfjordske" vandløb. Med til at bidrage til forskellen i faunasammensætning mellem nord og syd er sandsynligvis også den overfor omtalte mangel på arter i vandløbene på "sydhavsøerne" Lolland, Falster og Møn.

Endelig var der korrelation mellem sammensætningen af taxa og forekomsten af hhv. skov i oplandet og skov på de ånære arealer. Der er dog formodentlig tale om "to sider af samme sag", idet de to skovvariable var indbyrdes stærkt korrelerede. Wiberg-Larsen et al. (2000) har tidligere påvist en sammenhæng mellem sammensætningen af vårfluer i "naturnære" vandløb og forekomsten af træer langs bredden, mens Jacobsen & Friberg (1997) ikke var i stand til at påvise en sådan sammenhæng for den samlede smådyrsfauna for et begrænset udvalg af jyske vandløb. Det er dog ikke overraskende, at der er en forskel mellem skovvandløb/vandløb med udbredt trævækst i den ånære zone og vandløb med mere lysåbne omgivelser. Fra træerne tilføres således store mængder dødt organisk materiale ved bladfald om efteråret, og dette materiale udgør en vigtig fødekilde for en række arter (de såkaldte "iturivere").

Lignende multivariate analyser af vandløbsmakroinvertebraters fordeling i forhold til forskellige miljøvariable er foretaget i udlandet (se fx Johnson et al. 2007). En særlig interessant undersøgelse skal fremhæves her, fordi den alene blev foretaget på børsteorme (Nijboer et al. 2004). Datasættet, som blev indsamlet i 406 hollandske vandløb og kanaler, viste, at de 26 mest udbredte arter fordelte sig efter vandløbsstørrelse og -stabilitet (dvs. om der forekom sommerudtørring eller ej), vandkvalitet (klorid, fosfor, pH), og dækning af undervandsvegetation. Det viser, at også børsteormene har potentiale til at afspejle miljøpåvirkninger.



## Konklusioner og perspektiv

- Undersøgelsen af de 219 vandløbsstationer viser, at den kvantitative sammensætning af smådyrene påvirkes af en lang række forskellige miljøfaktorer. Det betyder, at de indsamlede data fra NOVANA (med det hidtidige identifikationsniveau) må formodes at indeholde et betydeligt potentiale for udvikling af supplerende indices og "metrics", der kan afspejle forskellige miljøfaktorer. Sådanne indices og metrics forventes på baggrund af Vandrammedirektivet, der forudsætter vurdering af "økologisk kvalitet" på et kvantitativt grundlag, at skulle supplere Dansk Vandløbs Fauna Indeks, der kun i ringe grad bygger på kvantitative data. De pågældende indices mv. skal specifikt kunne afspejle forskellige miljøpåvirkninger, hvor DVFI integrerer en række vidt forskellige påvirkninger samtidig.
- Der synes dog ikke – set i forhold til de miljøvariable som "måles" i de nuværende NOVANA-program – umiddelbart at ske et væsentligt "tab af information" (defineret ovenfor), såfremt Chironomidae for fremtiden alene identificeres til underfamilie eller slægten *Chironomus*.
- Chironomidae bestemt til art/slægt indeholder imidlertid et betydeligt potentiale for at afspejle miljøforhold; gruppen beskriver således vandkvalitet (spildevandspåvirkning) bedre end de øvrige taksonomiske grupper under ét. Der findes dog på den anden side taxa blandt de øvrige grupper, som med sikkerhed også er gode indikatorer for vandkvalitet.
- Chironomidae synes desuden at være afhængig af miljøfaktorer, som tilsyneladende ikke måles i forbindelse med det nuværende NOVANA-program.
- Ved at unklade en detaljeret identifikation af Chironomidae negligeres omkring 25 % af den samlede biodiversitet af makroinvertebrater i danske vandløb. Eftersom bevarelse og styrkelse af biodiversitet har særlig interesse i disse år, er dette i sagens natur uheldigt.
- Der er derfor vigtigt, at det hidtidige identifikationsniveau fastholdes for de stationer i det samlede net på 800 stationer, som ikke har været undersøgt i perioden 2004-2006, men som skal undersøges i 2007-2009. Derved opnås maksimal information fra første "runde" af NOVANA-programmet, som er designet til at give et repræsentativt billede af danske vandløb og de påvirkninger, som de er udsat for.
- Undersøgelsen har desværre påvist meget omfattende fejl og mangler ved de indberettede data. Det betyder, at der er et stort behov for at supplere den hidtidige indberetning af data, hvor disse enten helt mangler eller er behæftet med alvorlige fejl. Hvis data ikke er indsamlet overhovedet, skal de som udgangspunkt indsamles og indberettes hurtigst muligt. Dette er vigtigt med henblik på at tilvejebringe et så komplet datasæt som muligt for det samlede repræsentative net af stationer.

## Referencer

- Friberg, N., Skriver, J., Pedersen, M.L., Larsen, S.E. & Buffagni, A. (in press). Stream macroinvertebrate response to gradients in eutrophication and organic pollution. - *Freshwater Biology* xx: xxx-xxx
- Jacobsen, D. & Friberg, N. (1997). Macroinvertebrate communities in Danish streams: the effect of riparian forest cover. I: Sand-Jensen, K. & Pedersen, O. (eds.), *Freshwater Biology. Priorities and development in Danish research*, pp. 208-222. G.E.C. Gad, Copenhagen.
- Johnson, R.K., Furse, M.T., Hering, D. & Sandin, L. (2007). Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. - *Freshwater Biology* 52: 939-958.
- Kaiser, E.W. (1958). *Gammarus pulex pulex* (L.) og *G. lacustris* G.O. Sars i Thy. Zootopografiske undersøgelser i Thy 3. - *Flora og Fauna* 64: 185-194.
- McCune, B. & Mefford, M.J. (1999). *PC-ord for Windows. Multivariate Analysis of Ecological data, version 4.10*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Nijboer, R.C., Wetzel, M.J. & Verdonshot, P.F.M. (2004). Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae, and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. - *Hydrobiologia* 520: 127-141.
- Pedersen, M.L. (2003). Physical habitat structure in lowland streams and effects of disturbance. PhD thesis. National Environmental Research Institute. 108 pp.
- Pedersen, M.L., Baattrup-Pedersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (red.) (2007). Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009. 4. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. Aarhus Universitet. 146 s. - Teknisk Anvisning fra DMU nr. 21. [http://www.dmu.dk/pub/ta21\\_4udgave.pdf](http://www.dmu.dk/pub/ta21_4udgave.pdf)
- Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (1998). *CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for windows: Software for Canonical community ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 352 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.

# Fiskesamfund i relation til vandløbsstørrelse og israndslinien

*Esben Astrup Kristensen & Annette Baattrup-Pedersen*

## Baggrund

Antallet af fiskearter, der forekommer på en given vandløbsstrækning, er bestemt af en lang række faktorer. Både biologiske interaktioner arterne imellem og påvirkninger fra det omkringliggende miljø har stor betydning. For at forstå fordelingen af fiskearter i vandløbssystemer er det derfor nødvendigt at undersøge mange faktorer. Der er dog to overordnede geografiske faktorer, som har stor betydning for artssammensætningen på en given vandløbsstation i Danmark: geografisk placering i forhold til israndslinien samt størrelsen af vandløbet på stationen.

Israndslinien er en vigtig skillelinie for fysiske og kemiske forhold i danske vandløb. Fx er alkaliniteten i vestjyske vandløb generelt lavere end i østdanske vandløb, vestjyske vandløb har generelt en højere andel af sand på vandløbsbunden end østdanske vandløb, og mange østdanske vandløb har større hældning og dermed hurtigere vandhastighed end vestjyske vandløb. Disse faktorer har betydning for fordelingen af vandløbsfisk i Danmark. Et eksempel er forekomsten af ørredyngel, som generelt er størst i østvendte vandløb. Dette skyldtes bl.a. at ørreden kræver groft substrat til gydning, hvilket ikke findes så mange steder i Vestjylland. Fordelingen af vandløbsfisk er dog også bestemt af arternes indvandringshistorie. Efter sidste istid genindvandrede fiskene til Danmark ad to ruter: dels via nordpå rindende floder fra det centrale Vesteuropa og dels via syd- og sydøstlige tilløb til en stor ferskvandssø, hvor Østersøen ligger i dag (Larsen, 1980). Visse arter kunne dermed kolonisere de vestvendte vandløb i Jylland, men ikke resten af landet. Det glæder fx stalling, strømskalle og finnestribet ferskvandsulk, som naturligt kun forekommer i Vestjylland. Tilsvarende koloniserede nogle arter udelukkende vandløb i Østdanmark, som fx hvidfinnet ferskvandsulk, pigning og rimte.

Forholdet mellem vandløbsstørrelse og antallet af arter er et velkendt fænomen i vandløbsøkologi. Ændringer i størrelsen og i fysiske og kemiske forhold ned langs et vandløbssystem resulterer generelt i en forøgelse i antallet af arter med stigende vandløbsstørrelse (Matthews 1986, Vannote et al 1980). Dette kan skyldes øget tilgængelighed af forskellige habitattyper, men forskelle i ind- og udvandringsskater og lokal udryddelse af arter mellem op- og nedstrømsliggende strækninger har også betydning.

## Formål

Det nuværende program for overvågning af vandmiljøet (NOVANA), indeholder indsamling af fiskedata fra 800 ekstensive stationer og 50 intensive stationer. Stationer er fordelt over hele landet og placeret, så de dækker alle vandløbsstørrelser lige fra de mindste kilder til de nederste

strækninger i de store vandløb. Datasættet tilbyder derfor en oplagt mulighed for at beskrive forskelle i fiskesamfundene mellem Øst- og Vestdanmark samt udviklingen i fiskesamfundene fra kilde til udløb. Sådanne beskrivelser er vigtige, hvis vi skal forstå fordelingen af arter på en stor geografisk skala. Den er dog også vigtig i fremtidige undersøgelser af lokale påvirkninger (fx fysiske forhold på de enkelte stationer) på fiskesamfundene, da fordelingen i forhold til geografi og vandløbsstørrelse sætter de overordnede rammer for hvilke arter, der potentielt kan forekomme på en given station. Formålene for denne artikel kan derfor opsummeres i følgende punkter:

1. Beskrive lokal artsrigdom samt sammensætningen af fiskesamfund i danske vandløb fra de mindste (0-2 meter bredde) til de største (> 10 meter bredde) vandløb i Vestjylland og Østdanmark.
2. Undersøge om vandløbene i Vestjylland og Østdanmark understøtter forskelle i fiskefauna samt om eventuelle forskelle er afhængig af vandløbsstørrelse.

## Metoder

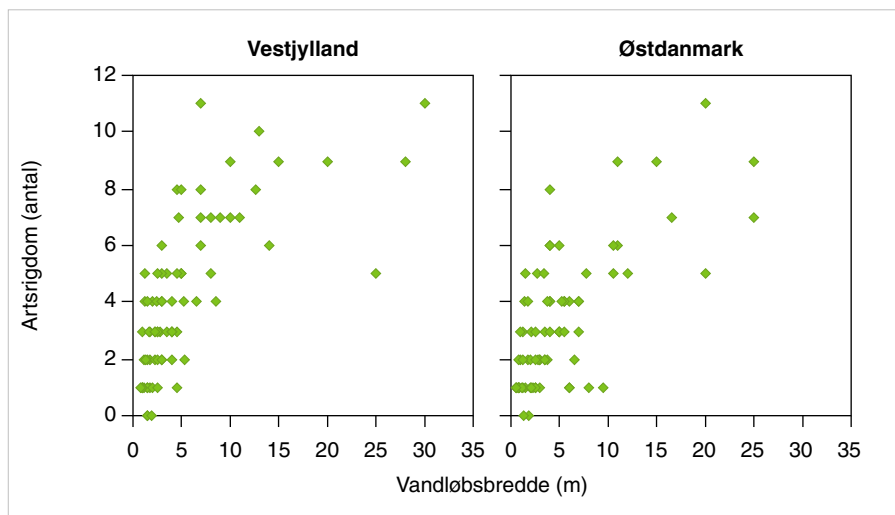
Det blev i løbet af 2004 og 2005 indsamlet fiskedata fra over 300 vandløbsstationer. Indsamlingen af fisk foregik vha. elektrofiskeri, som beskrevet i den tekniske anvisning (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2005). I de mindre vandløb blev vadefiskeri benyttet, mens fiskeri fra båd blev benyttet på de stationer, hvor vanddybden umuliggjorde vadefiskeri. På hver befisket station blev det totale antal arter registreret, og hver vandløbsstation blev grupperet på baggrund af størrelse (3 grupper; 0-2 m, 2-10 m og > 10 m) og geografisk placering.

Der var en overvægt af undersøgte stationer i Østdanmark og cirka  $\frac{3}{4}$  af stationerne i datasættet lå øst for israndslinien. Derudover var den relative fordeling mellem undersøgte vandløbsstationer af de 3 størrelsesgrupper også forskellig mellem de 2 regioner. Fx var andelen af stationer i store vandløb (> 10 m bredde) klart størst i Vestjylland. Da antallet af arter forventes at stige med antallet af vandløbsstationer, der indgår i analysen, vil en direkte sammenligning af fiskesammensætningen og lokal artsrigdom mellem Vestjylland og Østdanmark på baggrund af alle vandløbsstationerne derfor kunne være problematisk. Før analyserne blev der for at imødekomme dette problem derfor foretaget en tilfældig udvælgelse af vandløbsstationer i de 3 størrelsesgrupper. Det endelige datasæt indeholdt dermed lige mange vandløbsstationer i Vestjylland og Østdanmark samt en ligelig fordeling mellem de 3 vandløbsstørrelser (henholdsvis 23, 44 og 11 stationer i de 3 grupper i hver region).

## Sammenhæng mellem lokal artsrigdom og vandløbsstørrelse

Der var en klar stigning i lokal artsrigdom med øget vandløbsstørrelse i både Vestjylland og Østdanmark (figur 1). Den maksimale lokale artsrigdom var 11 forskellige arter og blev fundet i både Vestjylland (i Skjern Å) og Østdanmark (i Gudenåen). I begge regioner var der en tendens til mætning i forholdet mellem vandløbsbredde og artsrigdom med stigende vandløbsbredde.

**Figur 1** Sammenhæng mellem vandløbsbredde og artsrigdom i 78 vestjyske og 78 østdanske vandløb.



### Skift i artssammensætningen med vandløbsstørrelse

I løbet af undersøgelsesperioden blev der fundet 26 forskellige fiskearter i de 156 udvalgte vestjyske og østdanske vandløb (tabel 1). Af disse er regnbueørred ikke naturligt forekommende i danske vandløb. Der var forskelle i den regionale udbredelse af arterne, og som forventet var istilstandslinien en vigtig skillelinie. Strømskalle forekom kun i vestjyske åer, mens stalling og finnestribet ferskvandsulk også havde deres primære udbredelsesområde her. At disse to arter ikke kun fandtes i Vestjylland, som indvandringshistorien forudsiger, skyldes, at arterne er blevet flyttet af mennesker og nu forekommer udenfor deres oprindelige udbredelsesområde. Der var også en række arter, der kun forekom i Østdanmark, med pigsmørling, smørling, regnløje og rimte som de mest markante (tabel 1).

Der var en tydelig fordeling af fiskearter mellem vandløbsstationer af forskellig størrelse. Fiskesamfundene i små vandløb (0-2 m) bestod af ørred (både yngel og ældre fisk), 3- og 9-pigget hundestejler, bæklampret, skalle, aborre og ål i Vestjylland og Østdanmark (tabel 1). Derudover forekom hork, elritse og gedde også i små vestjyske vandløb. Med stigende vandløbsstørrelse blev der observeret en ændring i artssammensætning i både vestjyske og østdanske vandløb. Arter som grundling, knude, skrubbe, regnbueørred, stalling og ferskvandsulk begyndte at forekomme i mellemstore vandløb (2-10 m) i både Vestjylland og Østdanmark. Strømskalle og laks blev kun fundet i vestjyske mellemstore vandløb, mens smørling, pigsmørling og suder udelukkende blev fundet i mellemstore østdanske vandløb (tabel 1). I de største vandløb (> 10 m) begyndte artssammensætningen at afspejle de ændrede forhold i vandløbene, og arter tilpasset søer eller langsomt flydende vand (fx flire, brasen, rudskalle og løje) blev fundet. Der var en tendens til, at forekomsten af disse arter var størst i østdanske vandløb (tabel 1). Dette skyldtes muligvis de mange søer indskudt i de to dominerende vandløbssystemer i denne del af Danmark, henholdsvis Gudenåen og Susåen.

**Tabel 1** Forekomst af fiskearter i 156 udvalgte danske vandløb fordelt på vandløbsstørrelse.

| Arter             | Vestjylland   |                |                | Arter                      | Østdanmark    |                |                |
|-------------------|---------------|----------------|----------------|----------------------------|---------------|----------------|----------------|
|                   | 0-2 m<br>(23) | 2-10 m<br>(44) | > 10 m<br>(11) |                            | 0-2 m<br>(23) | 2-10 m<br>(44) | > 10 m<br>(11) |
| 9-pigget hundest. | *             | *              |                | 9-pigget hundest.          | *             | *              | *              |
| Hork              | *             | *              |                | Grundling                  | *             | *              | *              |
| Ældre ørred       | *             | *              | *              | Ældre ørred                | *             | *              | *              |
| Ørred yngel       | *             | *              | *              | Ørred yngel                | *             | *              | *              |
| 3-pigget hundest. | *             | *              | *              | 3-pigget hundest.          | *             | *              | *              |
| Elritse           | *             | *              | *              | Bæklampret                 | *             | *              | *              |
| Bæklampret        | *             | *              | *              | Aborre                     | *             | *              | *              |
| Aborre            | *             | *              | *              | Skalle                     | *             | *              | *              |
| Skalle            | *             | *              | *              | Ål                         | *             | *              | *              |
| Gedde             | *             | *              | *              | Gedde                      |               | *              | *              |
| Ål                | *             | *              | *              | Hork                       |               | *              | *              |
| Grundling         |               | *              | *              | Elritse                    |               | *              | *              |
| Skrubbe           |               | *              | *              | Skrubbe                    |               | *              | *              |
| Regnbueørred      |               | *              | *              | Regnbueørred               |               | *              | *              |
| Knude             |               | *              | *              | Knude                      |               | *              | *              |
| Ferskvandsulk     |               | *              | *              | Stalling <sup>1</sup>      |               | *              |                |
| Strømskalle       |               | *              | *              | Ferskvandsulk <sup>1</sup> |               | *              |                |
| Laks              |               | *              | *              | Smerling                   |               | *              |                |
| Stalling          |               | *              | *              | Pigsmerling                |               | *              | *              |
| Rudskalle         |               |                | *              | Suder                      |               | *              | *              |
| Brasen            |               |                | *              | Løje                       |               |                | *              |
| Pigsmerling       |               |                |                | Brasen                     |               |                | *              |
| Løje              |               |                |                | Rimte                      |               |                | *              |
| Suder             |               |                |                | Flire                      |               |                | *              |
| Rimte             |               |                |                | Rudskalle                  |               |                | *              |
| Flire             |               |                |                | Strømskalle                |               |                |                |
| Smerling          |               |                |                | Laks                       |               |                |                |

<sup>1</sup>Ikke naturligt forekommende øst for israndslinien og kun fundet på enkelte stationer i den øvre Gudenå.

### **Påvirkninger af israndslinien og vandløbsstørrelsen på fiskesammensætningen**

I denne analyse blev der brugt en metode, hvor man vha. en artsliste (forekomst/ikke forekomst) samt en forudbestemt inddeling i grupper klassificerer de enkelte vandløbsstationer i en af de forudbestemte grupper. Hvis en gruppe har en meget distinkt fiskefaunasammensætning vil klassifikationssuccesen være høj, og de fleste af stationerne fra denne gruppe vil blive klassificeret som tilhørende den pågældende gruppe. Hvis fiskesammensætningen i 2 eller flere grupper minder meget om hinanden vil klassifikationen derimod være ringe, og mange vandløbsstationer vil blive klassificeret som tilhørende en anden gruppe end den rigtige. Denne type analyse kaldes diskriminant funktionsanalyse (DFA). Datasættet blev inddelt i 6 grupper (3 størrelsesgrupper i Vestjylland og 3 i Østdanmark). Formålet var at undersøge, om de 6 grupper understøtter forskellige fiskesamfund. Eller sagt på en anden måde: Er fiskesamfundene så distinkte, at man ved hjælp af en artsliste kan forudsige, hvilken gruppe, den tilhører? Som supplement til diskriminant funktionsanalysen, blev der også foretaget en analyse af forskellene i fiskesammensætningen de enkelte grupper imellem (Analysis of Similarities, ANOSIM). For at undgå eventuel påvirkning af meget sjældne arter på analyserne, blev de kun foretaget med de arter, der samlet (alle grupper) forekom på over 5 % af stationerne (17 arter).

Fiskesammensætningen var overordnet set signifikant forskellig mellem de 6 grupper (tabel 2). Vha. diskriminant funktionsanalysen var det muligt at klassificere 61,2 % af de udvalgte vandløbsstationer til deres korrekte gruppe. Analysen pegede derudover på, at fiskesammensætningerne var mest distinkte i de store vandløb, da klassifikationssuccesen for disse var 100 % i både Vestjylland og Østdanmark (tabel 2). Indenfor grupperne af små og mellemstore vandløb fra både Vestjylland og Østdanmark var der en del stationer, der blev fejklassificeret, hvilket indikerer overlap i fiskesammensætningen mellem disse grupper.

**Tabel 2** Diskriminant funktion analyse (DFA) af sammenhæng mellem region (øst-vest), vandløbsstørrelse og fiskefauna. Kun fiskearter, der forekom i > 5 % af vandløbsstationerne, er inkluderet i analysen.

|                                                             | Statistik            |                      |
|-------------------------------------------------------------|----------------------|----------------------|
| <b>Test af forskelle i artssammensætning mellem grupper</b> |                      |                      |
| Wilk's $\lambda$                                            | 0,099                |                      |
| $\chi^2$                                                    | 321,565              |                      |
| Df                                                          | 90                   |                      |
| P                                                           | < 0,001              |                      |
| <b>% korrekt klassifikation (n)</b>                         |                      |                      |
| <i>Vestjylland</i>                                          |                      |                      |
| 0-2 m                                                       | 61 %                 |                      |
| 2-10 m                                                      | 41 %                 |                      |
| < 10 m                                                      | 100 %                |                      |
| <i>Østdanmark</i>                                           |                      |                      |
| 0-2 m                                                       | 65 %                 |                      |
| 2-10 m                                                      | 60 %                 |                      |
| > 10 m                                                      | 100 %                |                      |
| Total klassifikationssucces                                 | 61,2 %               |                      |
| <b>Standardiserede koefficienter<sup>1</sup></b>            |                      |                      |
|                                                             | Funktion 1<br>(55 %) | Funktion 2<br>(34 %) |
| Ørred (< 10 cm)                                             | <b>-0,397</b>        | -0,055               |
| Ørred (> 10 cm)                                             | 0,223                | 0,203                |
| 9-pigget hundestejle                                        | -0,003               | -0,278               |
| 3-pigget hundestejle                                        | 0,122                | 0,008                |
| Ål                                                          | 0,123                | <b>0,385</b>         |
| Bæklampret                                                  | <b>0,279</b>         | -0,230               |
| Aborre                                                      | -0,091               | 0,018                |
| Skalle                                                      | 0,233                | <b>0,612</b>         |
| Gedde                                                       | 0,082                | <b>0,453</b>         |
| Grundling                                                   | <b>0,297</b>         | -0,095               |
| Laks                                                        | 0,027                | -0,031               |
| Stalling                                                    | <b>0,484</b>         | <b>-0,437</b>        |
| Strømskalle                                                 | <b>0,478</b>         | -0,360               |
| Skrubbe                                                     | 0,208                | 0,175                |
| Elritse                                                     | 0,214                | 0,076                |
| Regnbueørred                                                | 0,041                | 0,288                |
| Pigsmerling                                                 | -0,166               | <b>0,419</b>         |
| Knude                                                       | -0,086               | 0,120                |

<sup>1</sup>De 5 største (relativt) koefficienter for hver vandløbsorden er markeret med fed. Arter med de relativt største koefficienter bidrager mest til forskelle mellem Øst- og Vestdanmark og vandløbsstørrelser.

Indbyrdes forskelle i fiskesammensætningen mellem de 6 grupper var størst mellem små (0-2 m) og store (> 10 m) vandløb indenfor de 2 regioner og mellem store vandløb fra de 2 regioner (tabel 3). Modsat var fiskesammensætningen i små (0-2 m) og mellemstore (2-10 m) vandløb generelt ikke forskellige indenfor eller på tværs af de 2 regioner (tabel 3). Dette afspejles også i den rummelige fordeling af de 156 vandløbsstationer (figur 2).

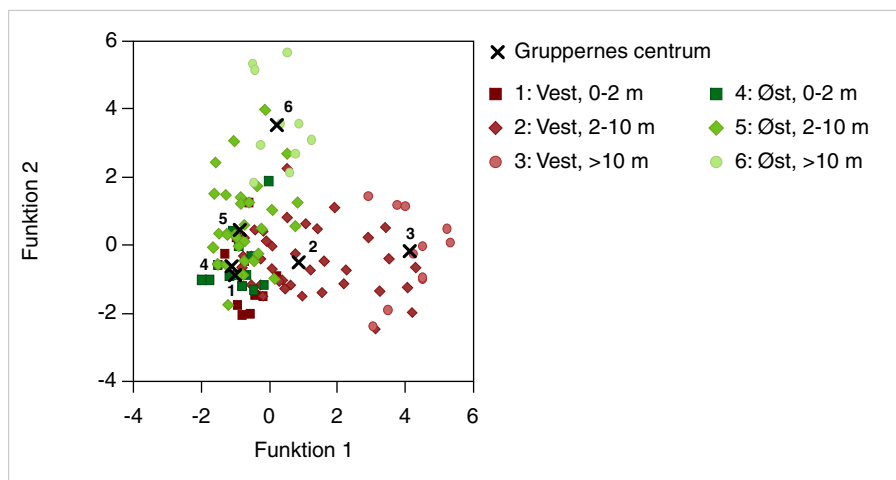


**Tabel 3** Statistisk sammenligning af fiskesamfundene i de 6 grupper (1-6). Sammenligningerne er arrangeret efter faldende R-værdi og dermed faldende forskelle i fiskesammensætningen. Gruppe 1: små vestjyske, gruppe 2: mellemstore vestjyske, gruppe 3: store vestjyske, gruppe 4: små østdanske, gruppe 5: mellemstore østdanske, gruppe 6: store østdanske.

| Sammenligning | R-værdi | P-værdi |
|---------------|---------|---------|
| 1-3           | 0,941   | > 0,001 |
| 3-4           | 0,912   | > 0,001 |
| 3-6           | 0,812   | > 0,001 |
| 1-6           | 0,801   | > 0,001 |
| 4-6           | 0,733   | > 0,001 |
| 5-6           | 0,450   | > 0,001 |
| 3-5           | 0,428   | > 0,001 |
| 2-3           | 0,334   | > 0,001 |
| 2-6           | 0,260   | 0,002   |
| 2-5           | 0,077   | 0,05    |
| 1-5           | 0,071   | 0,07    |
| 1-4           | 0,026   | 0,14    |
| 1-2           | -0,009  | 0,51    |
| 4-5           | -0,025  | 0,67    |
| 2-4           | -0,047  | 0,85    |

Udover at analysere den overordnede forskel i fiskesammensætningen mellem de 6 grupper, giver diskriminant funktionsanalysen også en rangering af hvilke arter, der bidrager mest til forskelle mellem grupperne. Dette ses ud fra de standardiserede koefficienter i tabel 2. Koefficienter fra både funktion 1 og 2 er givet i tabellen og analysen peger på, at forekomsten af stalling, strømskalle, ørredyngel, grundling og bæklampret havde størst betydning for fordelingen af vandløbsstationerne på funktion 1 (horisontalt i figur 2), mens skalle, gedde, stalling, pigsmørling og ål havde størst betydning for fordelingen af vandløbsstationerne på funktion 2 (vertikalt i figur 2). Vandløbsstationer placeret langt til højre i figur 2 (store vestjyske) er derfor karakteriserede ved at have relativ stor sandsynlighed for forekomst af især stalling og strømskalle, mens vandløbsstationer placeret øverst i figur 2 (store østdanske) er karakteriserede ved at have relativ stor sandsynlighed for forekomst af skalle, gedde og pigsmørling.

**Figur 2** Plot fra DFA der viser den rummelige fordeling af vandløbsstationernes fiskesammensætning i de 3 størrelsesgrupper i Vestjylland og Østdanmark.



## Konklusion og perspektivering

En positiv sammenhæng mellem lokal artsrigdom og vandløbsstørrelse er et velkendt fænomen i vandløbsøkologi, og denne analyse har vist, at sammenhængen også findes i danske vandløb. Ydermere blev det fundet, at fiskefaunaen i små vandløb er sammensat af de samme 7-8 arter over hele landet, mens der for de større vandløb findes regionale forskelle i hvilke arter, der forekommer. Bl.a. er forekomsten af arter tilpasset søer eller langsomt flydende vandløb højest i det østlige Danmark, muligvis pga. mange indskudte søer i vandløbene. Analyse af artssammensætningen og forskelle mellem de 6 grupper af vandløb viste, at der er signifikante forskelle primært mellem store og små vandløb indenfor den samme region og mellem store vandløb (< 10 m) på tværs af israndslinien. Der findes altså distinkte faunasammensætninger af vandløbsfisk i Danmark på tværs af israndslinien, men analysen peger på, at forskellene er største mellem store vandløb.

Den manglende forskel på tværs af israndslinien i fiskesammensætning mellem de små vandløb kan skyldes flere faktorer: 1) De regionale forskelle mellem store vandløb var kraftigt drevet af forekomsten af strømskalle og stalling (tabel 2), som begge er arter, der primært lever i vandløbets mellem og nedre regioner (Muus & Dahlstrøm, 1998). Det er derfor en mulighed, at resultaterne dækker over nogle arters naturlige tilpasninger til bestemte vandløbsstørrelser. 2) De fysiske-kemiske forhold og forskelle i disse mellem Vestjylland og Østdanmark og vandløb af forskellig størrelse er ikke inddraget i denne analyse. Der findes nogle overordnede variabler, som varierer mellem vestjyske og østdanske vandløb (tabel 4), men hvordan de relative forhold mellem fysiske og kemiske variabler påvirker fiskesammensætningen i vandløb af forskellig størrelse vides ikke. Fx ses det i tabel 4, at andel af landbrug i oplandet er størst i Vestjylland, mens andel af skov er størst i Østdanmark. Den fysiske variation er generelt størst i østdanske vandløb og der er store forskelle i alkaliniteten mellem de 2 landsdele. Der gemmer sig muligvis forhold, som har betydning for de observerede forskelle/manglende forskelle.

**Table 4** Gennemsnitsværdier (med minimum og maksimum) for udvalgte miljøvariabler i det analyserede datasæt på 156 vandløbsstationer.

|                                        | Vest                |                      |                     | Øst                 |                    |                    |
|----------------------------------------|---------------------|----------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
|                                        | 0-2 m               | 2-10 m               | < 10 m              | 0-2 m               | 2-10 m             | < 10 m             |
| Vandspejlsfald (m/km)                  | 0,42<br>(0,01-3,8)  | 0,15<br>(0-0,8)      | 0,07<br>(0-0,17)    | 1,19<br>(0,01-3,2)  | 0,25<br>(0-2,03)   | 0,18<br>(0,04-0,4) |
| Landbrug i oplandet (%)                | 67,5<br>(0-99)      | 68,2<br>(0-92)       | 73,9<br>(56-81)     | 59,5<br>(0-92)      | 69,5<br>(29-97)    | 64,6<br>(55-82)    |
| Skov i oplandet (%)                    | 7,6<br>(0-35)       | 8,2<br>(0-63)        | 4,6<br>(0-29)       | 18,4<br>(0-63)      | 12,1<br>(2-35)     | 12,6<br>(4-23)     |
| Befæstet areal i oplandet (%)          | 2,8<br>(0-16)       | 4,3<br>(0-15)        | 5,9<br>(1,7-13)     | 5,7<br>(0-39)       | 8,1<br>(0-55)      | 8,2<br>(2-12)      |
| Skov i ånære arealer (%)               | 27,1<br>(0-90)      | 8,5<br>(0-100)       | 12,2<br>(0-50)      | 51,7<br>(0-100)     | 17,1<br>(0-100)    | 5,5<br>(0-50)      |
| Fysisk indeks <sup>1</sup>             | 21<br>(3-37)        | 23<br>(-6-42)        | -<br>-              | 30<br>(6-47)        | 30<br>(7-51)       | 31<br>(22-44)      |
| BI <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l) | 1,1<br>(0,5-2,2)    | 1,03<br>(0,5-3,5)    | 1,1<br>(0,8-1,6)    | 1,4<br>(0,5-2,8)    | 1,5<br>(0,7-3,4)   | 2,2<br>(1,3-5,4)   |
| Total alkalinitet (meq/l)              | 1,5<br>(0,2-3,4)    | 0,9<br>(0,3-2,9)     | 1,2<br>(0,7-2,4)    | 3,2<br>(0,2-6,3)    | 3,3<br>(0,8-6,3)   | 3,1<br>(1,7-6,1)   |
| Nitrat (mg/l)                          | 2,03<br>(0,7-5,1)   | 2,5<br>(0,04-3,8)    | 2,1<br>(0,3-2,9)    | 3,6<br>(1,1-8,7)    | 3,5<br>(0,5-14,8)  | 1,9<br>(0,5-4,2)   |
| PO <sub>4</sub> -P (mg/l)              | 0,02<br>(0,005-0,5) | 0,02<br>(0,002-0,04) | 0,01<br>(0,01-0,02) | 0,05<br>(0,003-0,2) | 0,07<br>(0,01-0,2) | 0,05<br>(0,01-0,1) |

<sup>1</sup>Fysisk indeks er ikke beregnet for store vestjyske vandløb pga. for stor vanddybde.

Denne analyse har påvist, at der eksisterer regionale forskelle i fiske-sammensætningen i danske vandløb, og at vandløbstørrelsen har betydning for omfanget af disse. En interessant opfølgende analyse kunne være at foretage en tilsvarende analyse, hvor tætheder af de enkelte fiskearter bliver sammenlignet. Der findes uden tvivl interessant viden omkring arternes relative tætheder i forhold til landsdele og vandløbstørrelser i en sådan analyse, der kan bruge i fremtidig forvaltning af vandløb. Slutteligt vil en analyse, der inkluderer en række fysiske og kemiske variabler målt på de enkelte vandløbsstationer, give information om omfanget af sådanne faktoreres betydning for fiskesammensætning. Det vil derfor være muligt at opgøre den relative betydning af både regionale og lokale faktorer på fiskesammensætningen og dermed på den økologiske kvalitet af vandløbene, jf. vandrammedirektivet. Disse oplysninger vil være en vigtig del af "værktøjskassen" i forbindelse med eventuelle tiltag iværksat for at forbedre den økologiske kvalitet i vandløbene.

## Referencer

Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M.L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2004: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 145 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 499. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Larsen, K. 1980: Arternes udbredelse indenfor Danmark og deres indvandring til landet. I: Nørrevang, A. & Lundø, J. (red). Danmarks Natur 5: 153-155.

Matthews, W.J. 1986: Fish fauna "breaks" and stream order in eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes*. 17: 81-92

Muus, B.J. & Dahlstrøm, P. 1998: Europas Ferskvandsfisk. Gads forlag. København.

Pedersen, M.L. & Baattrup-Pedersen, A. (red.) 2005: Økologisk overvågning i vandløb og

på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009. 3. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 140 s. - Teknisk Anvisning fra DMU nr. 21. <http://tekniskeanvisninger.dmu.dk>

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W. & Cushing, C.E. 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 37: 130-137.

# Baggrundskoncentration af kvælstof og fosfor i grundvand og overfladevand

*Brian Kronvang, Jens Bøgestrand og Niels B. Ovesen, DMU, ÅU  
Per Nyegaard og Lars Trolborg, GEUS*

## Introduktion

Baggrundstabet af kvælstof og fosfor fra det danske landareal opgøres hvert år som en vigtig del af kildeopsplitningen af næringsstofstrømme fra land til vandområder. En detaljeret viden om størrelsen af baggrundstabet af N og P fra oplande i Danmark er vigtig både for vandløb, søer og marine områder af to grunde: 1) Baggrundstabet af næringsstoffer indgår som et af leddene i kildeopsplitningen af den målte næringsstofftilførsel til vandområder for herigennem, at kunne beregne tabet af næringsstoffer fra fx landbrugsarealer; 2) Baggrundstabet af næringsstoffer fastlægger den nuværende nedre grænse for belastningen af de danske vandområder med næringsstoffer når der ikke er væsentlige påvirkninger af andre kilder (landbrug og punktkilder).

Baggrundsbidraget af næringsstoffer kan dermed ikke sidestilles med et referencebidrag af næringsstoffer, som indgår som et vigtigt begreb i Vandramme Direktivet. Den vandkemiske referencetilstand hvad angår næringsstoffer kan ikke fastlægges i dagens Danmark. Det nuværende baggrundsbidrag er påvirket af menneskelige aktiviteter af forskellig karakter såsom:

- Forøget atmosfærisk deposition af kvælstofforbindelser på grund af emissioner fra landbrug og afbrænding af fossile brændstoffer både indenlands og i udlandet.
- En opdyrkning af en lille del af oplandet da der opereres med en maksimal dyrkning af <10 % oplandet for at det pågældende vandløb betragtes som afvandede et 'naturopland' set i en næringsstof tabs sammenhæng.
- Andre menneskeskabte forstyrrelser i oplandet i form af udledninger fra en eventuel spredt bebyggelse, veje, mv.

I forhold til ovenstående må baggrundsbidraget af næringsstoffer målt i vandløb som afvandet 'naturoplande' derfor siges, at være udsat for en mindre grad af menneskelig påvirkning.

Den hidtidigt anvendte metode til opgørelse af baggrundstabet af næringsstoffer til vandområderne i Danmark har alene støttet sig på årlige målinger i 7-9 mindre naturoplande. Problemet med det hidtidigt anvendte datasæt er, at de 7 oplande ikke dækker alle georegioner af Danmark, samt at de kun dækker de øvre dele af vandsystemerne (Type I vandløb). Derfor blev der startet et projekt under NOVANA's tværgående pulje med deltagelse af DMU, GEUS og alle amter med henblik på at forbedre metoden til opgørelse af baggrundsbidraget af kvælstof og fosfor til overfladevand. I projektet er der analyseret på forholdene i både grundvand og overfladevand.

## Naturligt fosforindhold i grundvand

Til beskrivelse af fordelingen af det naturlige fosforindhold i det danske grundvand er benyttet data for fra vandværkernes indberetning af kemiske analyser på 'råvandet', som foretages på boringsniveau. Fosforanalyserne er angivet som opløst total fosfor i mg/l. Data er for perioden 1990 til 2004, og da der ikke laves analyser hvert år er der foretaget en gennemsnitsberegning af data for perioden. Fra grundvandsdatabasen (Jupiter) er der i alt udtrukket data fra 9007 boringer.

### Datagrundlag

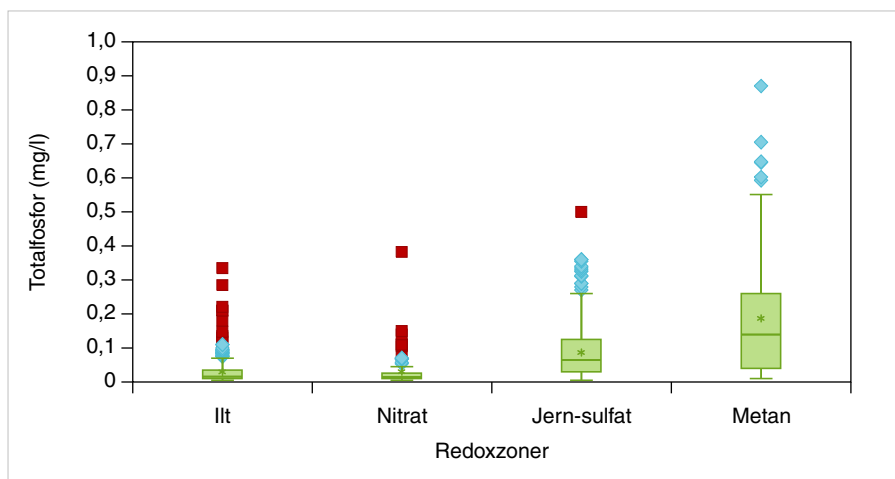
Mængden af opløst fosfor i grundvandet er af afhængig af redoxforholdene i magasinerne. Således er indholdet af fosfor højere i reduceret grundvand, uden ilt og nitrat tilstede, end under iltede forhold hvor fosfor udfældes sammen med jern- og aluminium hydroxider. Variationen i fosforkoncentrationen i boringer fra forskellige typer af grundvand er vist i figur 1 med opdeling på de 4 redoxzoner: ilt, nitrat, jern-sulfat og metan. Fosforindholdet i ilt- og nitrat-zonerne (iltende forhold) er lavt og på samme niveau, medens fosforkoncentrationen i jern-sulfat- og metanzonerne (reducerende forhold) ligger væsentligt højere. I den videre præsentation er grundvand kun zoneret i to - iltet og reduceret grundvand.

Opdelingen i de to grupper er foretaget på grundlag af ilt og nitrat indholdet. Hvis nitratkoncentrationen er  $\leq 1$  mg  $\text{O}_2/\text{l}$  og iltindholdet er  $\leq 1$  mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  er vandprøven klassificeret som værende reducerende. Hvis iltindholdet er  $> 3$  mg/l eller nitratkoncentrationen er  $> 1$  mg/l er prøven klassificeret som værende iltende. Der er derfor set bort fra alle vandprøver med et iltindhold på mellem 1 og 3 mg/l. Dette skyldes at analyserne af ilt ofte kan være forbundet med en stor usikkerhed.

Grundvand fra den iltende zone (det øverste grundvand) kan i nogle tilfælde udvise et højt fosforindhold, hvilket er i modstrid med, at fosfor normalt udfældes under iltende forhold. Der kan være flere årsager til dette. Der kan være tale om enhedsfejl på analyseresultater, der kan optræde forurening fra overfladen med spildevand og det kan være prøver fra lange filtre der pumper blandingsvand op fra både iltende og reducerende magasiner. Desuden kan partikulært fosfor indgå i analysen, hvis vandprøven ikke er blevet filtreret.

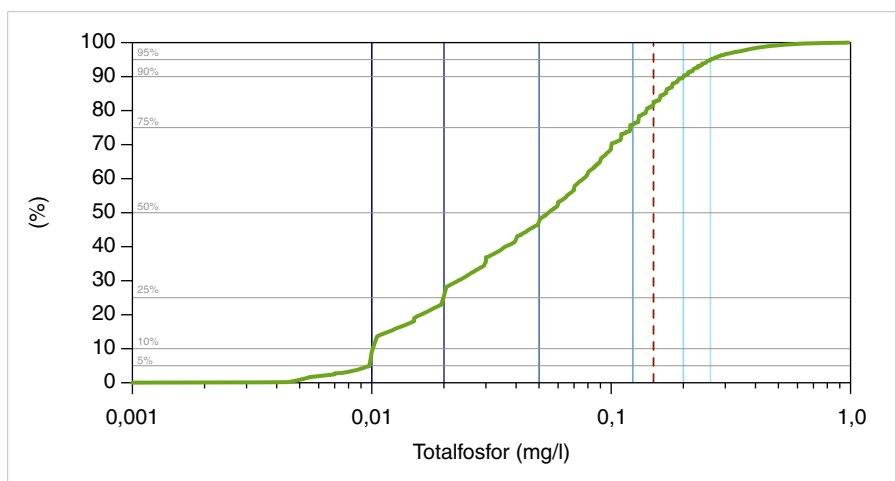
Andre analyseparametre fra det øverste grundvand er derfor også undersøgt, således at prøver med et højt permanganattal og højt indhold af C-NVOC (non volatile organic carbon), samt prøver med filtertoppen mindre end 5 meter fra overfladen er blevet sorteret fra. Yderligere er enkelte boringer med høje fosforindhold under iltende forhold blevet tjekket i grundvandsdatabasen (Jupiter) for oplysninger som evt. kan udelukke dem. Resultatet er, at der i den endelige analyse er anvendt 4406 boringer fra det dybe grundvand og 2211 boringer fra det øverste grundvand.

**Figur 1** Boxdiagram for opløst total fosfor i fire redoxzoner.

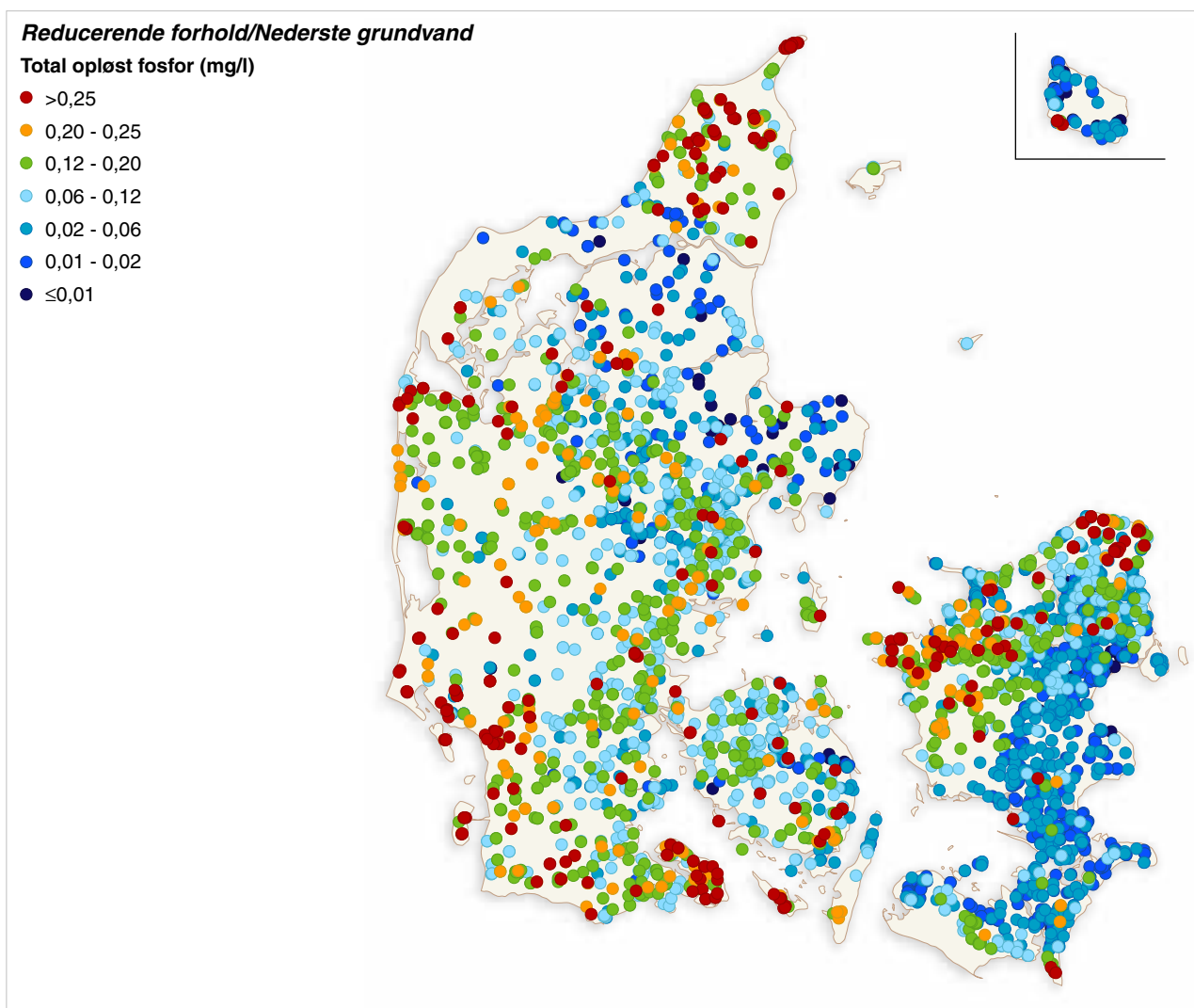


Den kumulative fordeling af opløst total fosfor i grundvandet er vist i figur 2, hvor 50 % fraktilen ligger ved ca. 0,06 mg/l og ca. 20 % ligger over grænseværdien for drikkevand. Fordelingen er blevet brugt til inddeling af data i 7 (8) grupper til brug i kortillustrationerne. Fraktilerne 5, 10, 25, 50, 75, 90 og 95 % er anvendt idet der dog ikke er forskel på 5 og 10 % som derfor er slået sammen. Opdeling af fosfor er derfor blevet som følger: 0-0,01, 0,01-0,02, 0,02-0,06, 0,06-0,12, 0,12-0,2, 0,2-0,25 og >0,25 mg/l.

**Figur 2** Kumulativ fordeling af opløst total fosfor.



Fordelingen af borer med fosforanalyser af grundvandet fremgår af figur 3 og figur 4 for henholdsvis det nedre og reducerende grundvand og det øvre iltende grundvand. For det nedre grundvand er der en god dækning af prøver for hele landet. De højeste fosforindhold i det nedre grundvand findes især på Ærø, Als, omkring Ribe og Esbjerg op mod Ringkøbing, i Vendsyssel og i Vest og Nordsjælland. Disse områder er præget af interglaciale marine aflejringer, som kan indeholde meget naturligt fosfor. De laveste koncentrationer af fosfor findes i områder hvor de prækvartære bjergarter udgøres af kalk og kridt, og hvor der ikke samtidigt er interglaciale marine aflejringer, dvs. fra Limfjorden ned over Randers over Djursland til store dele af Sjælland. Årsagen til de relative lave indhold er sandsynligvis at det opløste fosfor udfældes som apatit (kalciumfosfat). For det øverste grundvand er fordelingen af fosforanalyser i nogle områder mere sparsomme. Det er især på Sjælland, hvor der kun i begrænset omfang findes magasiner med iltende forhold hvorfra der indvindes grundvand.



**Figur 3** Total opløst fosfor i indvindingsboringer under reducerende forhold.

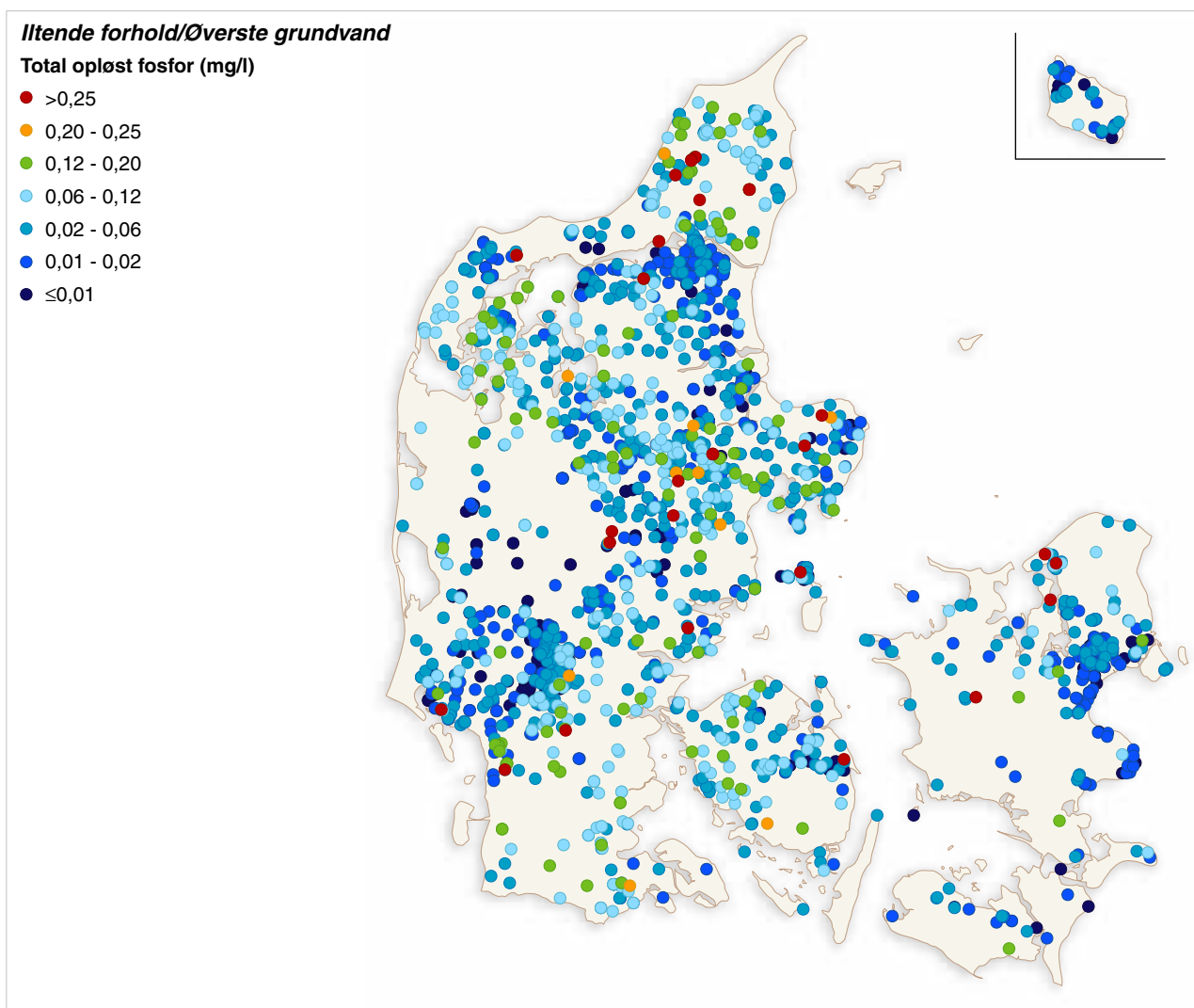
Desuden er der relativt få oplysninger fra det øverste grundvand fra de gamle Ringkøbing og Sønderjyllands amter. Dette kan formentlig skyldes, at det øverste grundvand er stærkt nitratbelastet og især benyttes til markvanding, medens det dybere og dermed reduceret grundvand benyttes til vandindvinding.

For at kunne beregne et muligt fosfortilskud fra grundvandet til vandløb er boringsoplysningerne udstrakt til at dække hele landområdet. Der er anvendt tre metoder til at korrelere mellem borerne: håndtolkning med polygoner, IDW (vægtet invers afstand) og kriging. Resultaterne af metoden IDW vil ikke blive vist i denne rapport.

### Håndtolkning

I håndtolkningen tages der i videst muligt omfang hensyn til udbredelsen af de geologiske formationer, som menes at have indflydelse på indholdet af opløst fosfor i grundvandet. Der er i hånden indtegnet polygoner omkring arealer som udviser et relativt ensartet indhold af fosfor, hvorefter der er udregnet et gennemsnitsindhold på baggrund af alle borerne indenfor arealet. Derpå er der foretaget korrektioner af afgrænsningerne og lavet nye gennemsnit for polygonerne. Det er desuden tilstræbt at polygonerne ikke bliver for små.

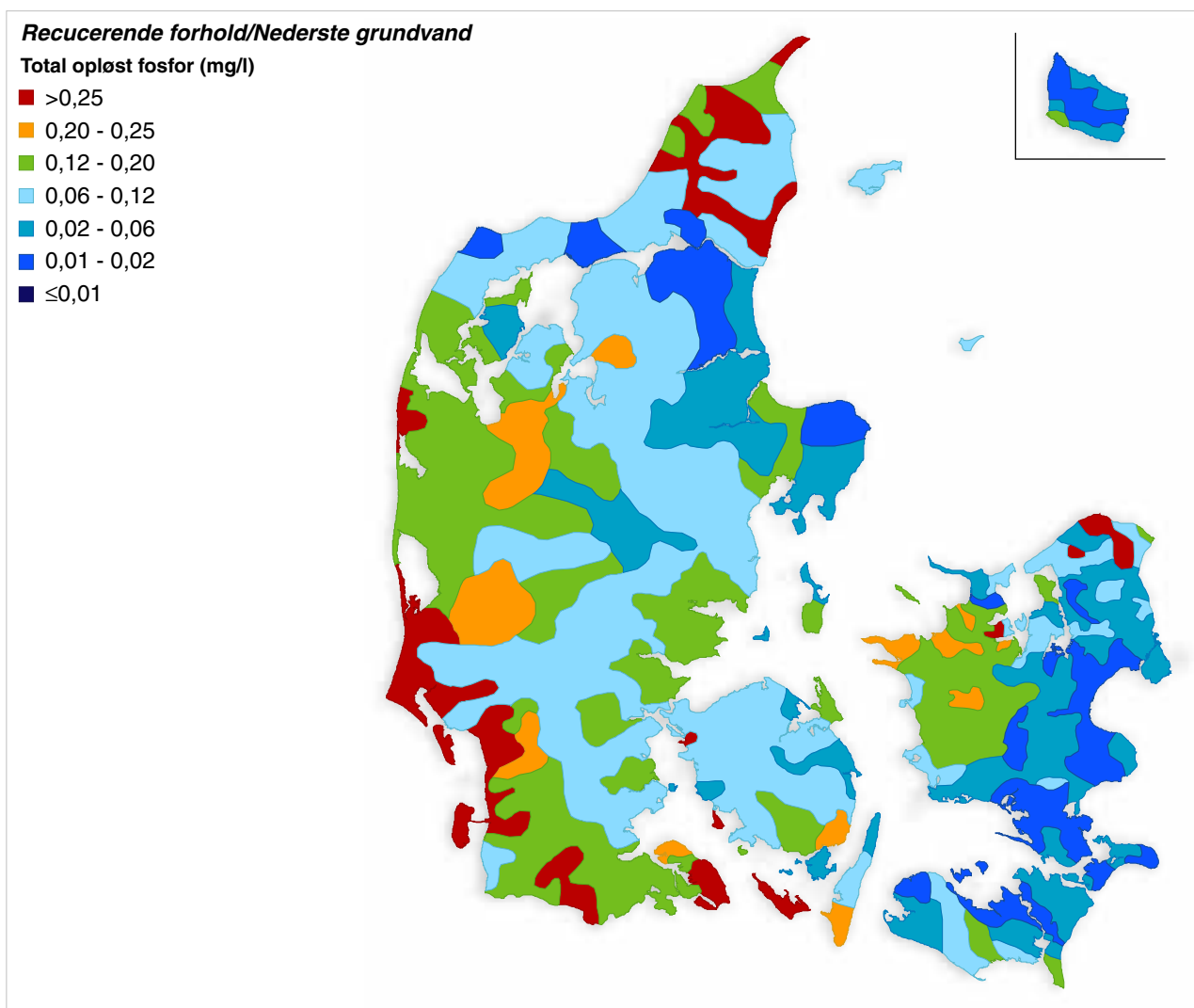




**Figur 4** Total opløst fosfor i indvindingsboringer under iltende forhold.

For det dybe grundvand med reducerende forhold falder de lave fosforindhold sammen med områder hvor de prækvarter bjergarter udgøres af kalkaflejringer, og områder med høje fosforindhold findes, hvor der er interglaciale marine aflejringer i borerne (figur 5). De postglaciale aflejringer fra Stenalderhavet ser ikke ud til at påvirke grundvandets fosforindhold, hvilket kan skyldes at det udnyttede grundvand i disse områder er højtliggende med iltende forhold, samt at der ikke foregår vandindvinding af betydning i disse områder.

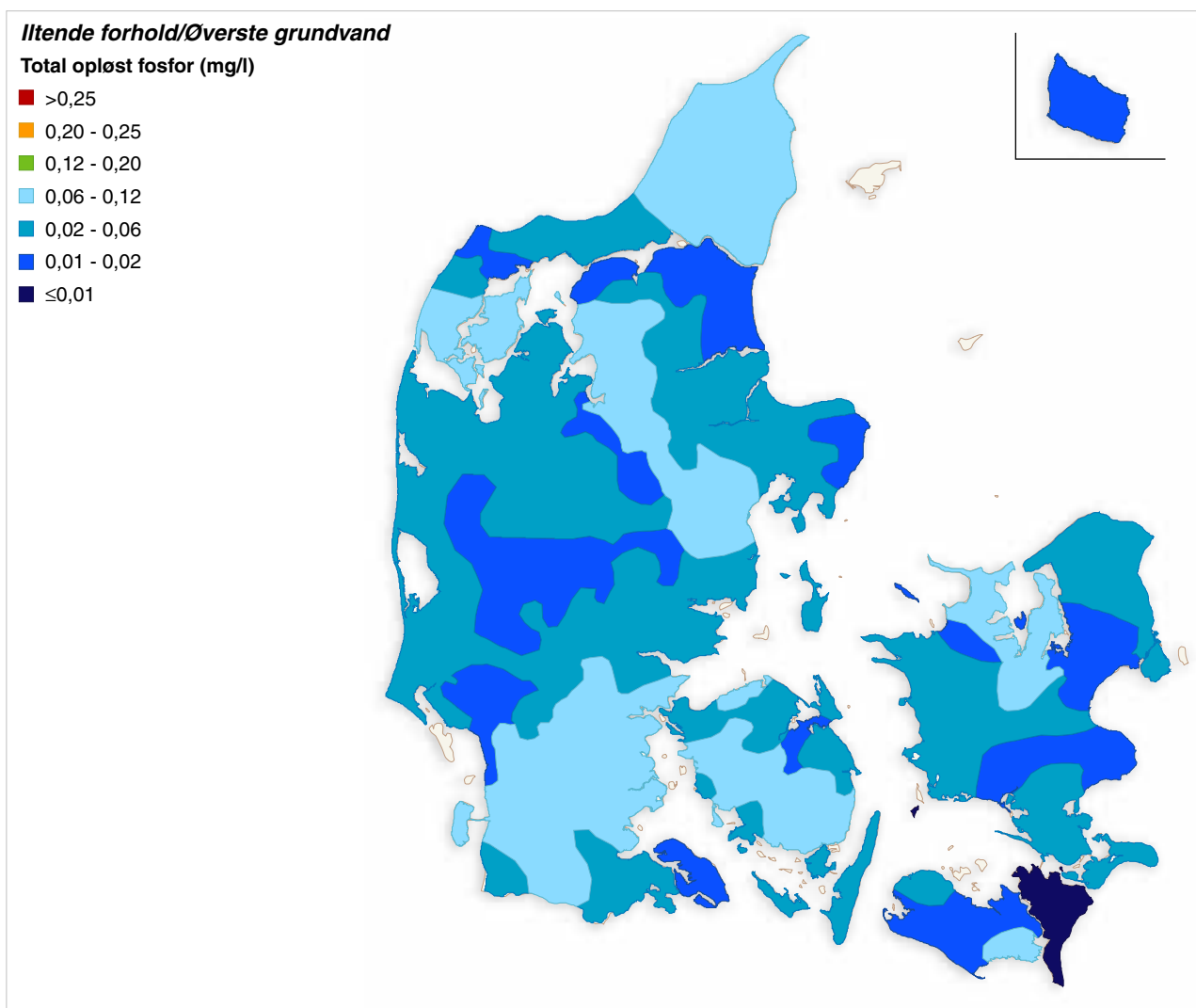
Det øverste iltende grundvand har en væsentlig mindre variation i fosforindholdet end det dybe grundvand (figur 6). Der er tilsyneladende ingen sammenhæng mellem de geologiske formationer og fosforindholdet i det iltende grundvand. Der ses kun få områder med et fosforindhold mellem 0,12 og 0,2 mg/l. Den største del af landet har et fosforindhold i det iltede grundvand på under 0,06 mg/l fosfor.



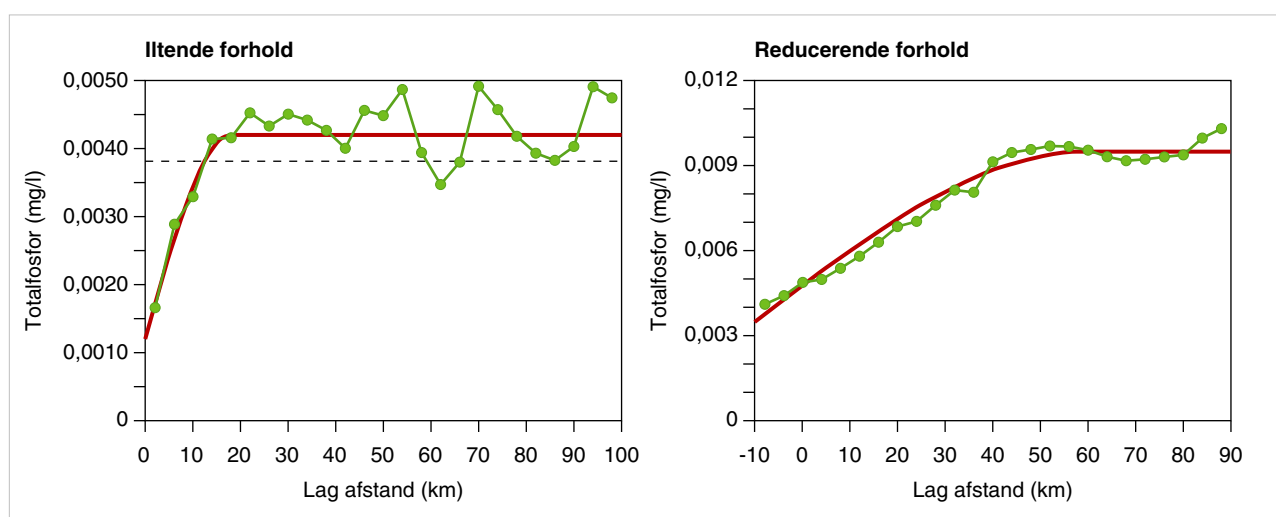
**Figur 5** Total opløst fosfor i grundvand under reducerende forhold håndtolket og indtegnet som polygoner.

### Tolkning af grundvandets fosforindhold med kriging

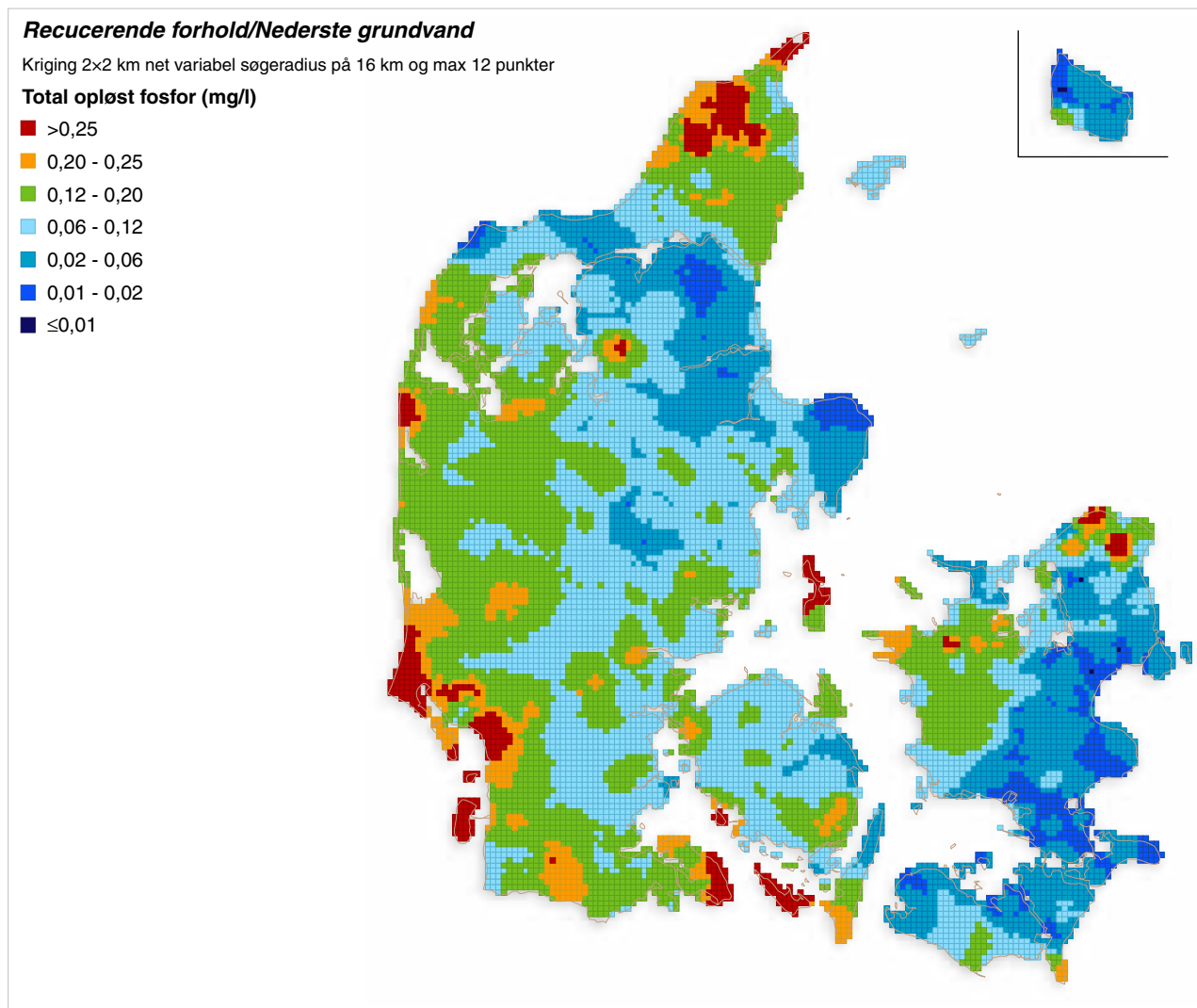
Data er først blevet undersøgt ved hjælp af semi-variogrammer. Semi-variogrammer er en geostatistisk metode til beskrivelse af den rumlige variation i observerede værdier for en given variabel (her fosfor). For både det øverste og nederste grundvand kan variogrammerne beskrives med en såkaldt "Spherical model" (figur 7). Det dybe reducerende grundvand har en "Range of influence aflæst på x-aksen" på ca. 70 km medens den kun er på ca. 17 km for det øverste iltende grundvand. Ved større afstande bliver observationerne af fosfor i grundvand derfor uafhængige af hinanden. Der er så foretaget en "gridning" af data på grundlag af modellerne. For begge typer grundvand er anvendt en maskestørrelse på 2x2 km og en søgeradius på maksimum 16 km. Beregning af fosforkoncentrationer i umålte områder (kriging) er foretaget i ArcView.



**Figur 6** Total opløst fosfor under iltende forhold i grundvand håndtolket som polygoner.



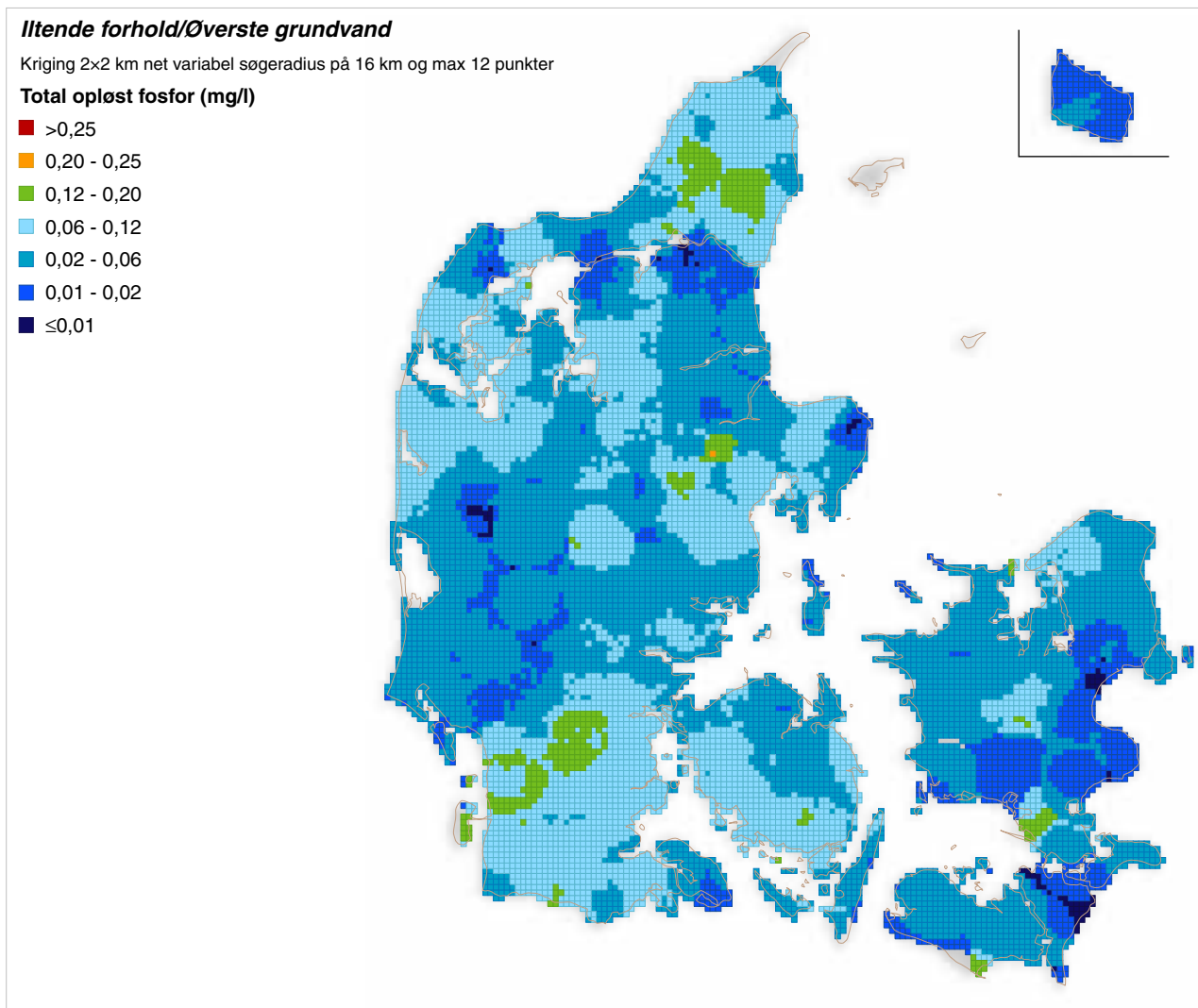
**Figur 7** Semi-variogrammer for total opløst fosfor i både det reducerende og iltende grundvand.



**Figur 8** Koncentrationen af total opløst fosfor i det reducerende grundvand beregnet ved hjælp af kriging.

Resultatet af krigingen på det reducerende grundvand er vist i figur 8. Der er i stor udstrækning det samme mønster i fosforkoncentrationen i grundvand som vist med de håndtegnede polygoner (figur 5). Områder med kalkaflejringer i undergrunden udviser stadig de laveste fosforkoncentrationer, mens områder med interglaciale aflejringer udviser høje fosforkoncentrationer.

Kriging udført på det øverste iltende grundvand (figur 9), viser et kort som i detaljer adskiller sig en del fra kortet med de håndtegnede polygoner (figur 6). Dog er der overordnet samme mønster. Forskellene i de to kort skyldes, at krigingen er foretaget i et 2x2 km net, medens de håndtegnede polygoner er tilstræbt at have en noget større arealdækning. Hvilken af de to metoder der giver det bedste resultat er usikkert.



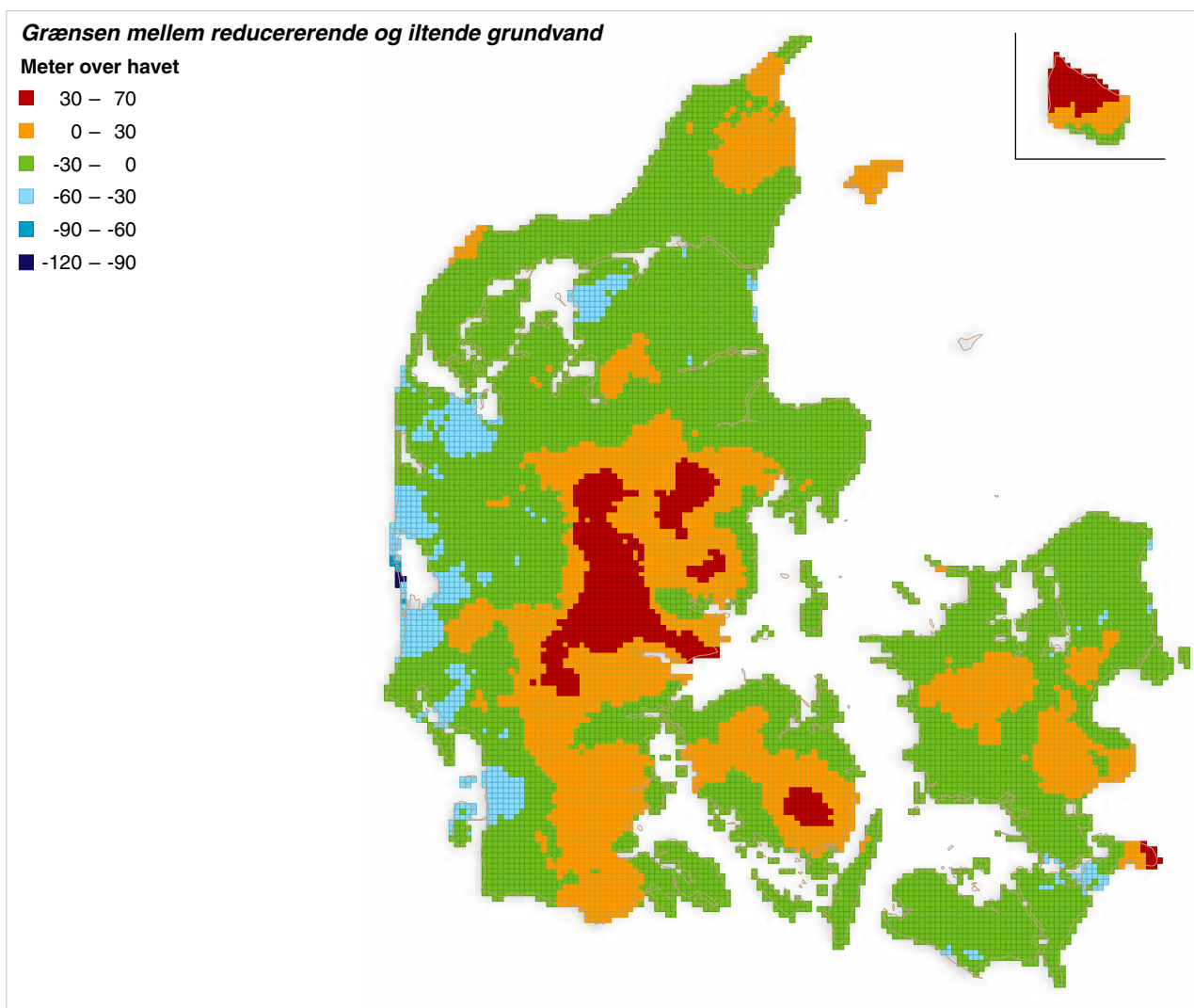
**Figur 9** Koncentrationen af total opløst fosfor i det iltende grundvand beregnet ved hjælp af kriging.

## Potentiel tilstrømning af fosfor fra reduceret grundvand til overfladevand

### Grænsen mellem reducerende og iltende grundvand.

Til brug for dataudtræk fra DK-modellen skal grænsen mellem det reducerende og iltende grundvand fastlægges. Til en simpel beregning er benyttet top- og bundkote af filtrene i borerne. For det reducerende grundvand er benyttet toppen af filtrene og for det iltende grundvand er bunden af filtrene benyttet. Denne simple metode betyder, at for det reducerende grundvand vil selve grænsen i mange tilfælde ligge højere og for det iltende grundvand vil grænsen ligge dybere. Det vurderes dog, at metoden er tilstrækkelig i den model, som der her arbejdes på.

Datapunkterne er interpoleret i et 2x2 km net ved hjælp af IDW med en søgeradius på 16 km. Som det fremgår af kortet (figur 10) følger grænsen i store træk topografien med -30 til 0 meter som det dominerende interval.



**Figur 10** Beliggenhed af grænsen mellem reducerende og iltende grundvand i meter over havet.

### Modelgrundlag

Til beregningerne af den totale grundvandsudstrømning til vandløb og fra magasiner med reducerede grundvandsforhold er DK-modellen anvendt. Modellen er opstillet som en integreret grundvands- og overfladevandsmodel med 1x1 km celler for hele landet. Modellen er baseret på MIKE SHE / MIKE 11 modelsystemet (Refsgaard og Knudsen, 1996; Abbott et al. 1986a,b) og udnytter de fleste af de data der foreligger i de nationale databaser vedrørende geologi, jordarter, topografi, vandløbssystemer, klima og hydrologi. Modellen arbejder ud fra daglige klimainput.

Det endelige resultat af DK-modellen viser, at det har været muligt at konstruere en kombineret grundvands- og overfladevandsmodel med en horisontal maskevidde på 1x1 km, som giver pålidelige resultater med hensyn til simulering af trykniveau og afstrømning. For kalibreringsmetodik og kalibreringsresultater henvises til tre rapporter, dels GEUS rapport 197/139 omhandlende modelopstilling og kalibrering af DK-model Fyn (Henriksen et al 1997), dels GEUS rapport 1998/10 omhandlende modelopstilling og kalibrering af DK-model Sjælland (Henriksen et al 1998) og dels NOVA 2003 Temarapport omhandlende den nationale vandressource opgørelse (Henriksen og Sonnenborg 2003).

### Tilstrømning af dybt reduceret grundvand til overfladevand

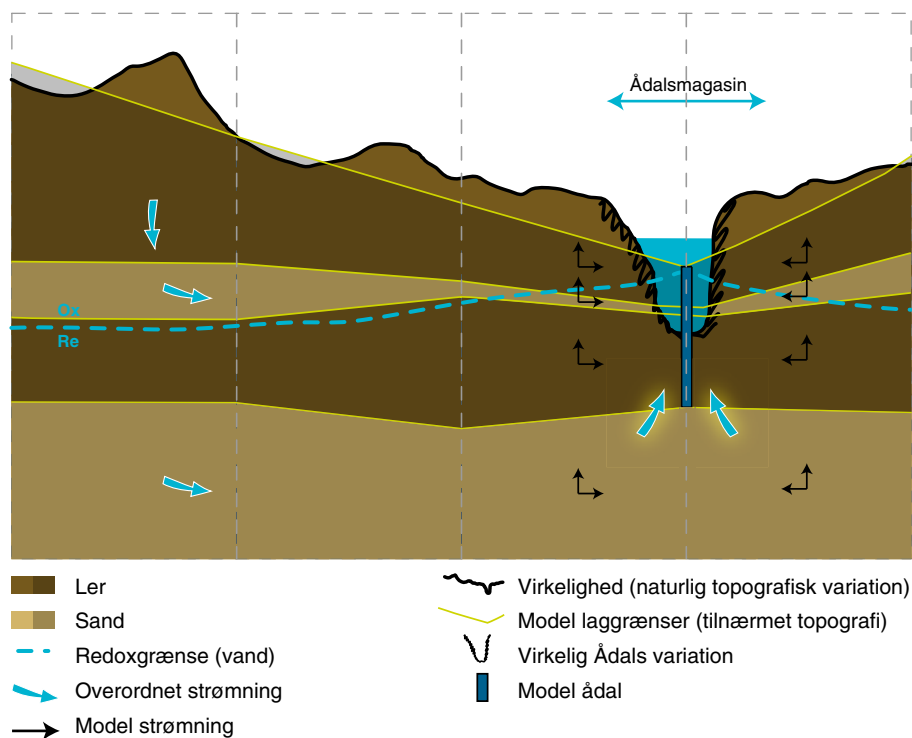
Til beregningen af udstrømningen af reduceret grundvand til overfladevand er der gennemført modelsimuleringer med 10 delmodeller, som tilsammen dækker Danmark på nær Bornholm, Samsø, Langeland og Ærø. Modelberegningerne er lavet med en middel-nettonedbør for perioden 1991-2000, samt vandindvindinger svarende til 2000 situationen. Modelsimuleringerne med de 10 delmodeller er, for så vidt de samme, som er rapporteret i "Ferskvandets kredsløb" (Henriksen og Sonnenborg 2003), hvor de bl.a. blev anvendt til at bestemme den bæredygtige tilgængelige grundvands-ressource.

For hver af modellerne er det bestemt i hvilket modellag grænsen mellem det reducerede og oxiderede grundvand er beliggende (redox grænsen - se figur 10). Herefter er udsivningen til vandløb delt op i to bidrag, dels et total bidrag, svarende til de beregnede afstrømninger i vandløb, og dels et dybt bidrag (ikke at forveksle med sommervandføring), svarende til andelen af vandløbsafstrømningen, som stammer fra beregnings lagene under redox grænsen.

Vandudvekslingen mellem dybere grundvand (under redoxgrænsen) og vandløbet konceptualiseres således, at vandet vil strømme fra nedsivningsområder (ofte højere beliggende) gennem de forskellige geologiske enheder. Øverst i jorden vil grundvandet fortsat være oxideret, men jo dybere det strømmer jo større chance er der for at det bliver reduceret. I den sidste del af kredsløbet vil vandet strømme op fra dybereliggende magasiner under ådalsmagasinet og videre ud i vandløbene. Når grundvandet strømmer ud til vandløb gennem ådalsmagasinet eller gennem vandløbsbunden kan det blive iltet undervejs. Derfor kan en del af det opløste fosfor, som strømmer fra reduceret grundvand ved iltningen blive bundet til jordens jern- og aluminium og dermed ikke nå ud i overfladevand. I hvor høj grad dette foregår i virkeligheden kan ikke afgøres modelmæssigt men vil kræve egentligt målinger i ådale af vandets strømning og sorptionskapaciteten for fosfor i ådalsmagasinets eller vandløbsbundens aflejringer.

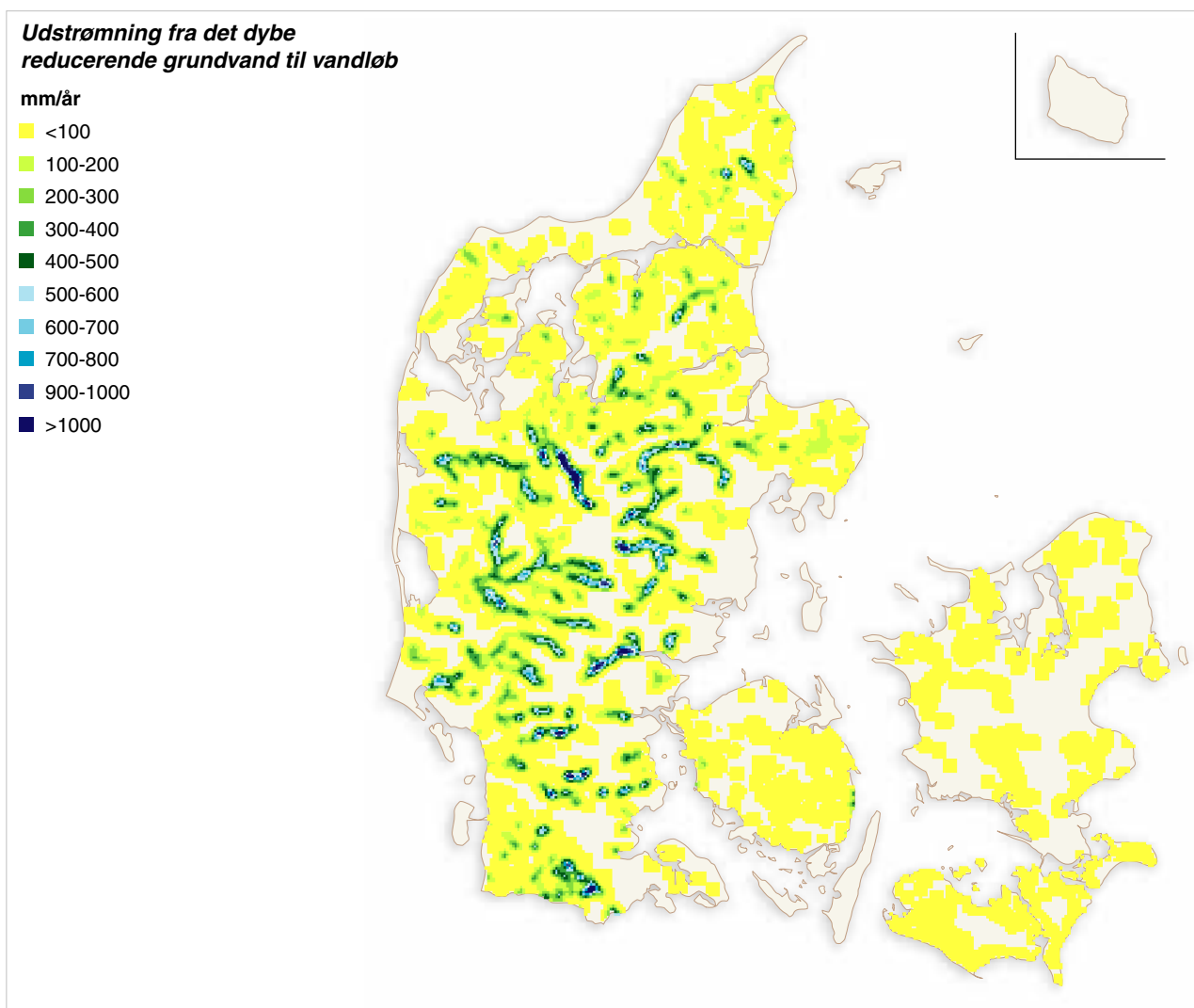
Modelteknisk er den opadrettede strømning under vandløbsbunden opdelt på en opadrettet strømning over og under redoxgrænsen. Hertil kommer den direkte strømning til vandløb i det tilfælde at vandløbsbunden er numerisk placeret under redoxgrænsen (se figur 11). Udstrømningen af grundvand fra reducerede magasiner er omregnet til mm afstrømning pr. år pr celle og derefter midlet over et større område på ca. 25 km<sup>2</sup> for de ti år 1991-2000.

**Figur 11** Principskitse til forståelse af koncept for beregning af reduceret (dybere) vandudstrømning til vandløb



Som det frem går af figur 12 er der store dele af landet, hvorfra der ikke sker tilstrømning af reduceret grundvand til vandløb. På øerne er tilstrømningen under 100 mm/år og i hovedparten af cellerne er den under 10 mm/år. Kun i enkelte få mindre områder på øerne overstiger tilstrømningen 50 mm/år. Derimod er der langs de største jyske åer en tilstrømning af reduceret grundvand. Både langs Skjern Å, Storå, Karup Å, Gudenåen, Vejle Å Ribe Å og Varde Å overstiger tilstrømningen 500 mm/år.

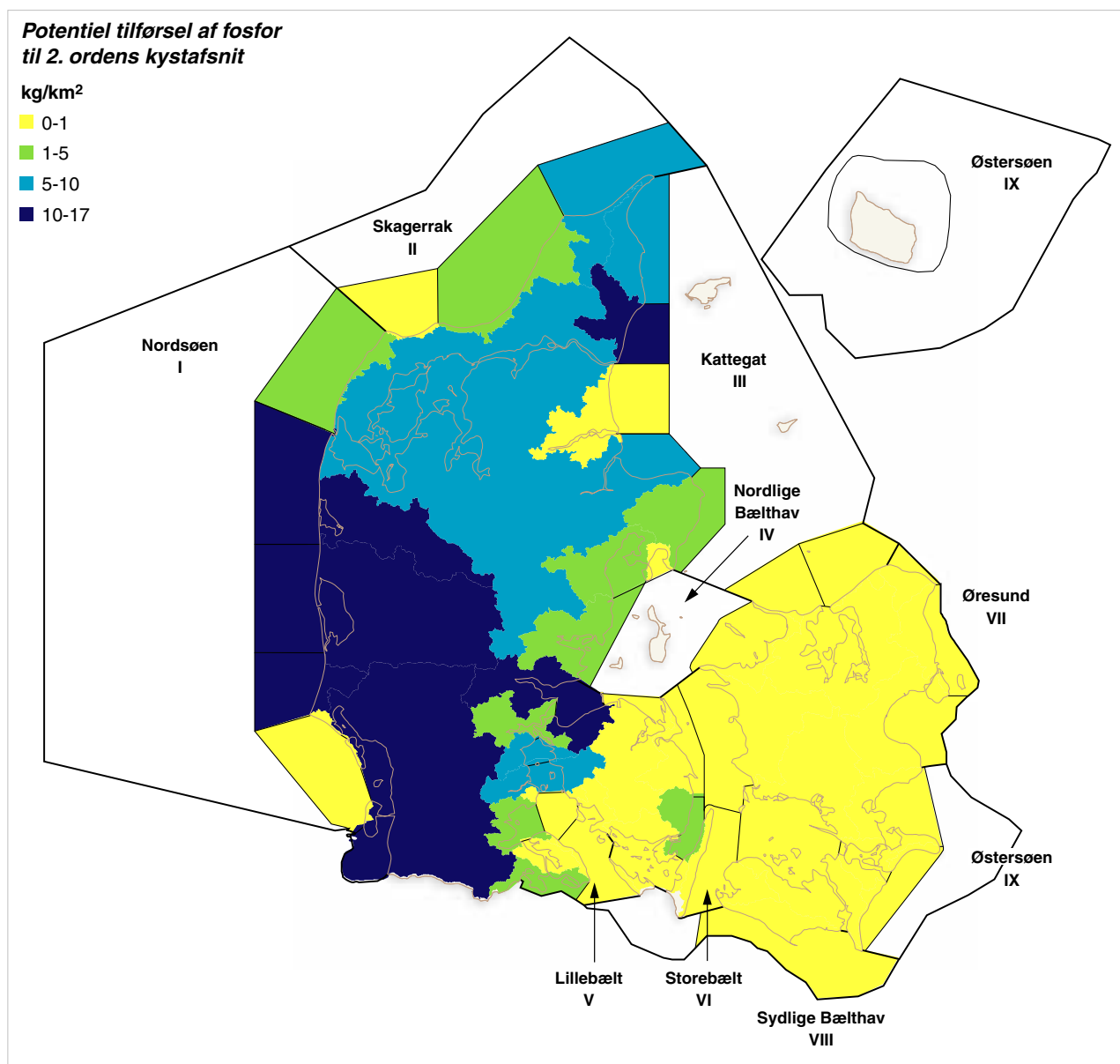




**Figur 12** Tilstrømning i mm/år af det dybe reducerende grundvand til vandløb.

De interpolerede fosfor koncentrationsdata for det reducerende grundvand er blevet omregnet til et net på 1x1 km og derefter associeret med afstrømningsdata fra DK-modellen. Derpå er det potentielle fosforbidrag fra reduceret grundvand til overfladevand udregnet for hvert grid i kg/år. Denne udregning er foretaget med fosforkoncentrationer fra både de håndtegnede polygoner og fra kriging-metoden. De beregnede fosfortilførsler med reduceret grundvand er herefter blevet summeret til 2. ordens kystafsnittene. De summerede resultater viser at den maksimale mængde af fosfor som kan tilføres vandløb fra det dybe reducerede grundvand er i størrelsesordenen 285 ton pr. år med anvendelse af begge metoder til beregning af det reducerende grundvands fosfor koncentration.

Resultatet af kriging-metoden er vist i figur 13. Fra det dybe grundvand sker den højeste tilførsel til kystafsnittene i Jylland og især fra områder hvor der findes interglaciale marine aflejringer.



**Figur 13** Maksimalt bidrag af total opløst fosfor fra det dybe reducerende grundvand til vandløb og ådale vist som kg/km<sup>2</sup> udregnet ved brug af kriging metoden til fastlæggelse af koncentrationen af total opløst fosfor.

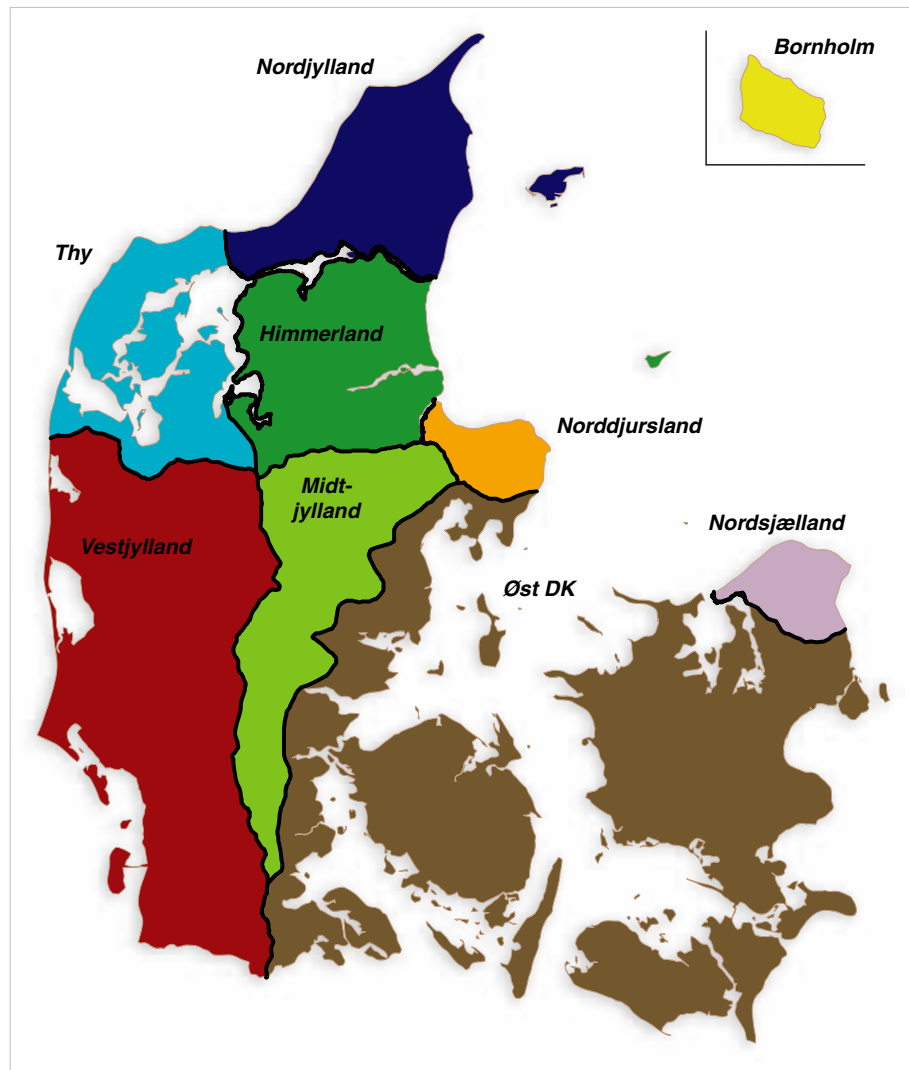
## Baggrundskoncentration af kvælstof og fosfor i vandløb

### Datagrundlag

I alt 40 vandløbsstationer indgik i undersøgelserne. Stationerne blev udvalgt i et samarbejde med amterne ud fra følgende kriterier:

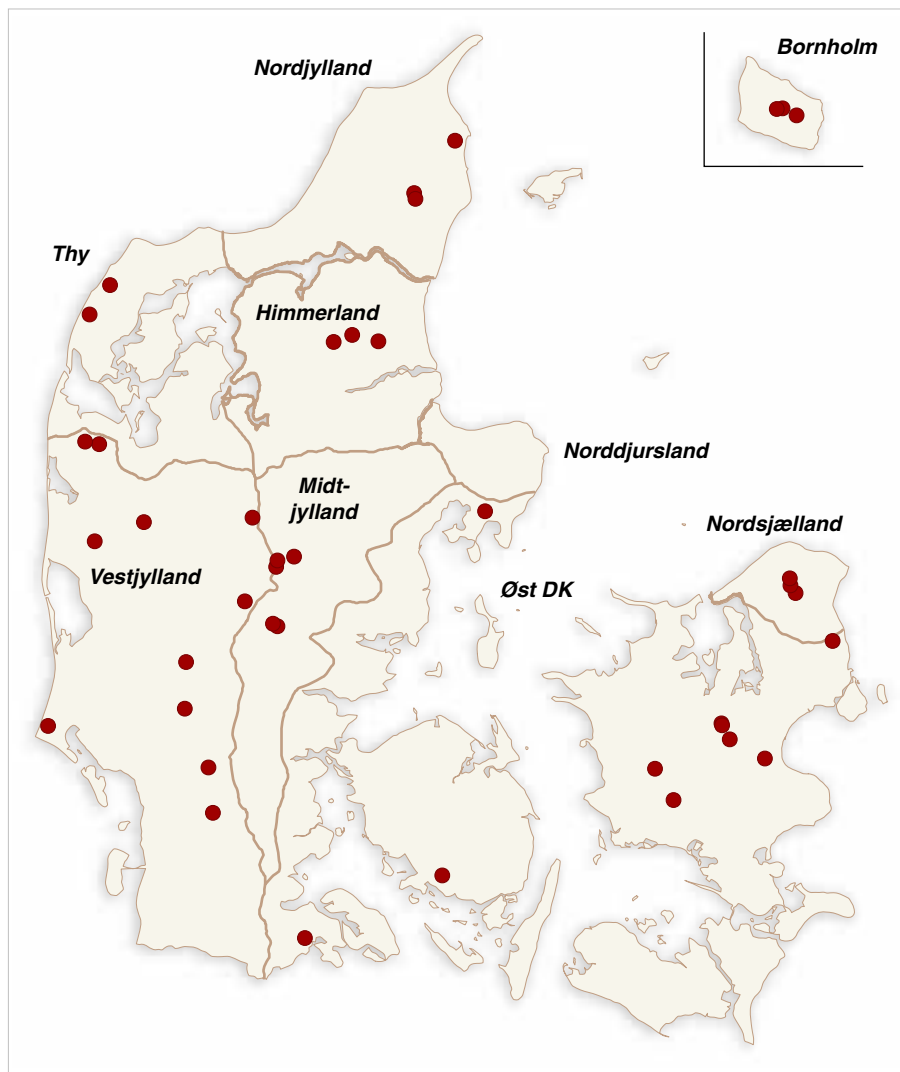
- 1) De gamle naturvandløb i typeoplandsnettet. Syv af disse vandløb overholder kriteriet om < 10 % landbrug i oplandet.
- 2) Udpegede referencevandløb i det økologiske stationsnet. Stationerne er karakteriseret ved at både vandløb og de vandløbsnære arealer er i en stort set upåvirket tilstand, altså naturligt slyngende og der er ikke dyrket i umiddelbar nærhed af vandløbet. I denne gruppe af vandløb er der i adskillige tilfælde mere end 10 % landbrug i oplandet.
- 3) Andre naturvandløb som amterne udpegede til undersøgelsen.

**Figur 14** De 9 georegioner i Danmark.



Der er tilstræbt en jævn regional fordeling over landet. Dette blev sikret ved at forsøge at finde vandløb i alle de 9 georegioner, som landet er opdelt i ud fra de geologiske forhold i både over- og underjord (figur 14 og 15). Georegionerne afspejler også i et vist omfang klimatiske forskelle. Den lille georegion på Norddjursland er ikke repræsenteret med vandløb i måleprogrammet. Heller ikke det tidligere Storstrøms Amt blev repræsenteret fordi det blev anset for umuligt at finde egnede vandløb i dette område.

**Figur 15** Lokalisering af de 40 vandløbsstationer i undersøgelsen.



Digitale grænser for det topografiske opland er genereret af enten amtet selv eller DMU. Ud fra disse blev der beregnet et oplandsareal og en række oplandskarakteristika til hvert opland (se appendix 1). Geologien er karakteriseret ud fra GEUS's kort over underjorden og arealanvendelsen er fastlagt ud fra Areal Informations Systemet (AIS). Til brug i den statistiske behandling er den dominerende geologi i hvert opland beregnet og udtrykt i 5 hovedklasser, samt en restklasse.

Måleprogrammet bestod af fire prøvetagninger og alle udtagne vandprøver blev analyseret på de gængs anvendte laboratorier for en række vandkemiske variable (tabel 1). Desuden blev der ved hver prøvetagning foretaget en øjeblikmåling af vandføringen. Af hensyn til sammenligneligheden af de indsamlede vandprøver blev prøvetagningsdatoerne fastlagt til at foregå synkront i ugerne 40, 50, 10 og 20 i efteråret 2004 og foråret 2005.

**Tabel 1** Vandkemiske variable som indgik i måleprogrammet for vandløb.

---

|                                                                |
|----------------------------------------------------------------|
| pH                                                             |
| Alkalinitet                                                    |
| Ledningsevne                                                   |
| Total P                                                        |
| Total opløst P (filtreret vandprøve 0,45 µm membranfilter).    |
| Opløst orthofosfat (filtreret vandprøve 0,45 µm membranfilter) |
| Total N                                                        |
| Nitrit-nitrat N                                                |
| Ammonium N                                                     |
| Sulfat                                                         |
| Suspenderet stof                                               |
| Glødetab                                                       |
| BI5                                                            |
| Total Fe                                                       |

---

### Hydrologiske forhold i oplandene

En nærmere analyse af hydrologien i de enkelte oplande i form af fx opstilling af vandbalancer er umulig på grund af de kun 4 øjebliksmålinger af vandføringen. Da vandløbsoplandene gennemgående også er meget små (median = 2,96 km<sup>2</sup>) (se appendix 1) er usikkerheden ved anvendelse af det topografiske opland til vandbalance betragtninger stor. Den gennemsnitlige afstrømning fra oplandene udtrykt som mm/år varierer da også ekstremt meget fra at være meget lille i Vallerbæk på den sandede hedeslette (0,99 mm/år) til i den modsatte ende Skurrekilden ved København som har en gennemsnitlig afstrømning på 1403 mm/år. I det første tilfælde skyldes det sikkert at grundvandsoplandet er mindre end det topografiske, mens det omvendte er tilfældet ved Skurrekilden. På grund af disse forskelle giver det ingen mening at beregne og anvende en arealkoefficient for fosfortabet. I den videre bearbejdning af data er der derfor anvendt en vandføringsvægtet gennemsnits koncentration dannet ud fra de 4 samhørende målinger af vandføring og koncentration af næringsstoffer.

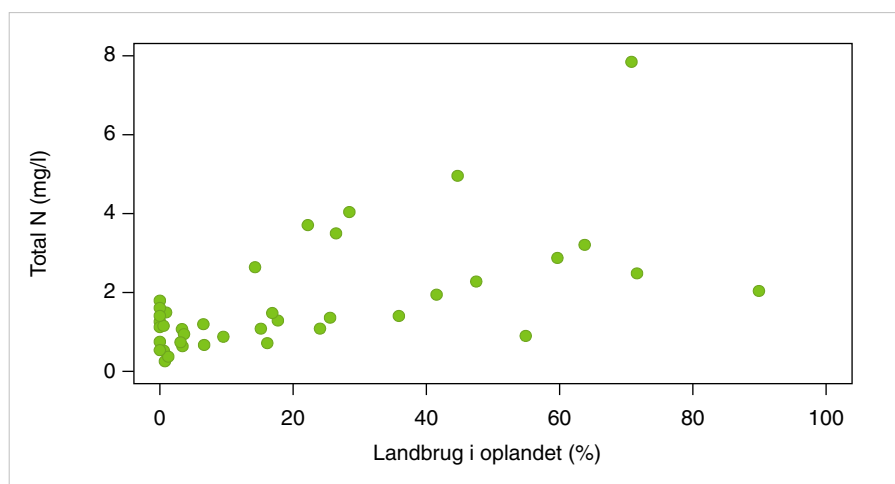
### Landbrug i oplandene

Den første analyse af oplandene til de 40 udvalgte målestationer viste, at der er et betragteligt landbrugsareal i adskillige af oplandene. I syv oplande er mere end 50 % af oplandsarealet således dyrket, og i yderligere tretten oplande er der mellem 10 og 50 % landbrugsareal. Desuden er der et enkelt vandløb (et tilløb til Avnsø) som udviser en uforklarlig høj koncentration af total kvælstof (ca. 5 mg/l) og nitratkvælstof (ca. 3,5 mg/l). Der er tilsyneladende kun skov i det topografiske opland. Både gennemsnitskoncentrationen af total og nitratkvælstof og årstidsvariationen med meget høje vinterværdier tyder på en ikke ubetydelig landbrugspåvirkning, måske i form af dræning fra nærtliggende landbrugsarealer. Denne målestation blev derfor udeladt i de endelige beregninger. I alt er det kun 19 af de oprindeligt 40 udpegede 'naturoplande', som efter en nærmere analyse kan opfylde kriterierne til at være et egentligt naturvandløb.

Som forventet ved opstillingen af kriterierne for hvornår der er tale om et naturopland (< 10 % dyrkning) er der en tydelig påvirkning af den målte gennemsnitlige vandføringsvægtede total kvælstof koncentration

med et stigende omfang af landbrugsareal i oplandet (figur 16). Figuren viser, at grænsen på 10 % landbrugsareal er velvalgt da koncentrationen af kvælstof under denne grænse varierer indenfor et lav og snævert interval. I den videre analyse af baggrundskoncentrationen af kvælstof fastholdes derfor kriteriet om maksimalt 10 % landbrug, og beregningerne er derfor baseret på de 19 ud af 40 oplande, som opfylder dette kriterie.

**Figur 16** Koncentrationen af total N som funktion af andelen af landbrug i oplandet. Tilløb til Avnsø er udeladt af figuren.



### Databehandling

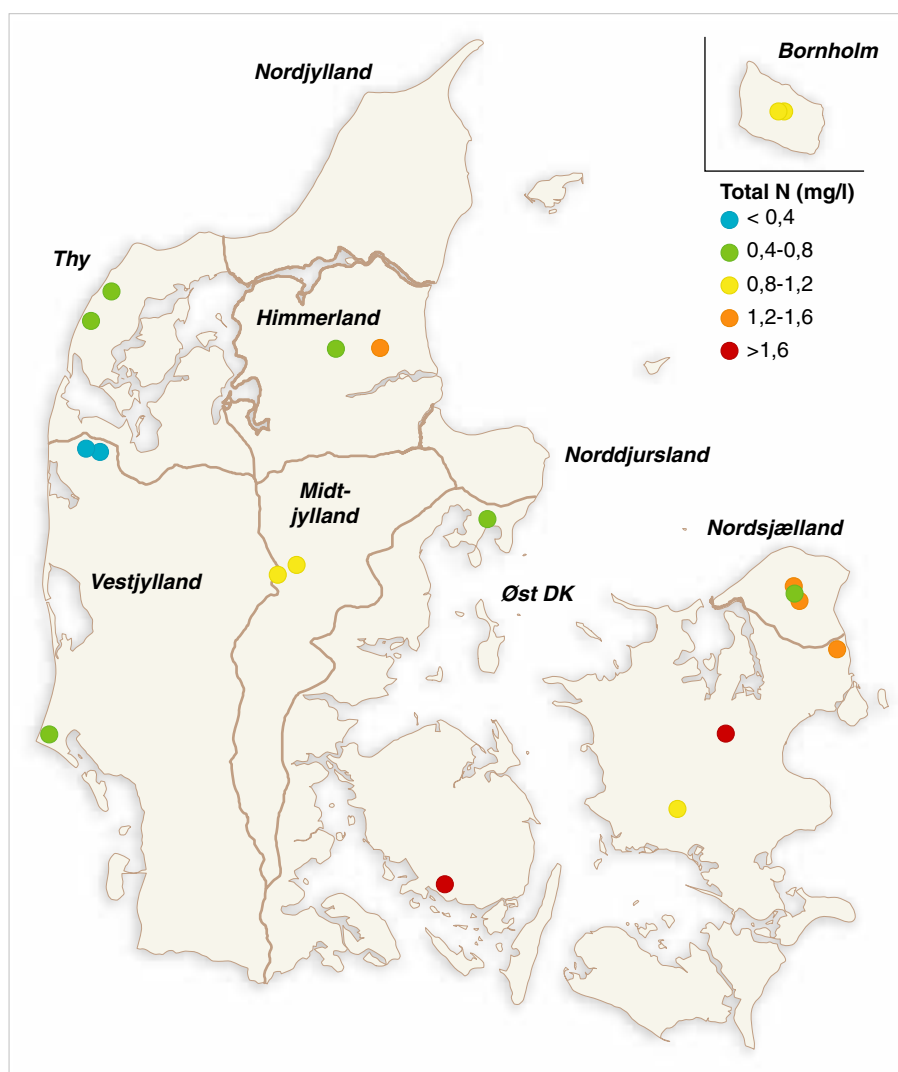
Ved databehandlingen er der desuden beregnet koncentrationer af organisk N og partikulært P. Organisk N er beregnet som differensen mellem total N og de uorganiske fraktioner nitrit-nitrat N (NO<sub>3</sub>-N) og ammonium N (NH<sub>4</sub>-N). Partikulært P er beregnet som differensen mellem total P (TP) og total opløst P (TOP).

Koncentrationerne af både totaler og de forskellige fraktioner af N og P er søgt forklaret ud fra jordartsforhold, arealudnyttelse og georegion. Sammenhængende er testet statistisk med en generel lineær model (ANOVA).

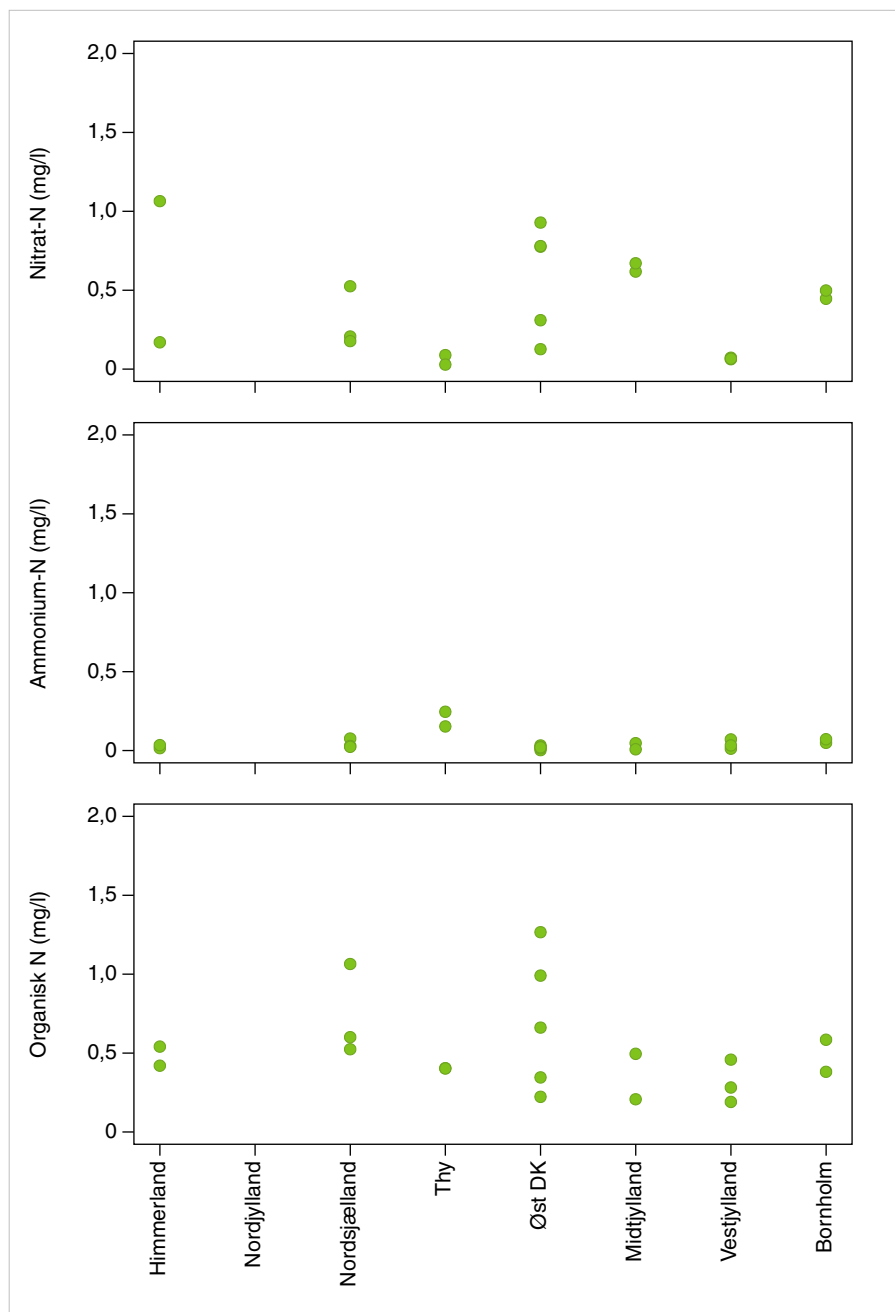
### Kvælstofkoncentrationen

Den vandføringsvægtede gennemsnits koncentration af total N i de 19 vandløb ses i figur 17. Der er umiddelbare regionale forskelle i koncentrationen af total N med højere koncentrationer på Øerne end i Jylland, specielt Vestjylland. I figur 18 er de målte vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer af NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N og organisk N vist for de enkelte georegioner. Både koncentrationen af NH<sub>4</sub>-N og organisk N er næsten konstant uanset hvilken georegion vandløbet er beliggende i (figur 18). Den gennemsnitlige vandføringsvægtede koncentration af NH<sub>4</sub>-N er for de 19 vandløb på 0,05 mg N/l ( $\pm 0,06$  mg N/l). Den vandføringsvægtede koncentration af organisk N i de 19 vandløb udviste mod forventning ingen signifikant sammenhæng med andelen af skovarealet i de 19 oplande. Som for ammonium er koncentrationen relativt konstant med et gennemsnit på 0,53 mg N/l ( $\pm 0,29$  mg N/l).

**Figur 17** Koncentrationen af total N i de 19 vandløb



**Figur 18** Vandføringsvægtet koncentration af nitrat-N, ammonium-N og organisk N målt i vandløb indenfor 8 georegioner.



Koncentrationen af nitrat N er den dominerende fraktion af total N og den varierer en del afhængig af georegionen (figur 18). Dog er der fundet den bedste korrelation mellem hovedtyper af geologi i oplandene og koncentrationen af  $\text{NO}_3\text{-N}$ , som er statistisk signifikant ( $p < 0,05$ ) (tabel 2). Som forventet er der ingen sammenhæng mellem geologi og henholdsvis  $\text{NH}_4\text{-N}$  og organisk N. Tilsvarende var der ikke nogen sammenhæng mellem georegion og koncentration af nogen af N fraktionerne eller organisk N koncentration og andel af skov i oplandene.



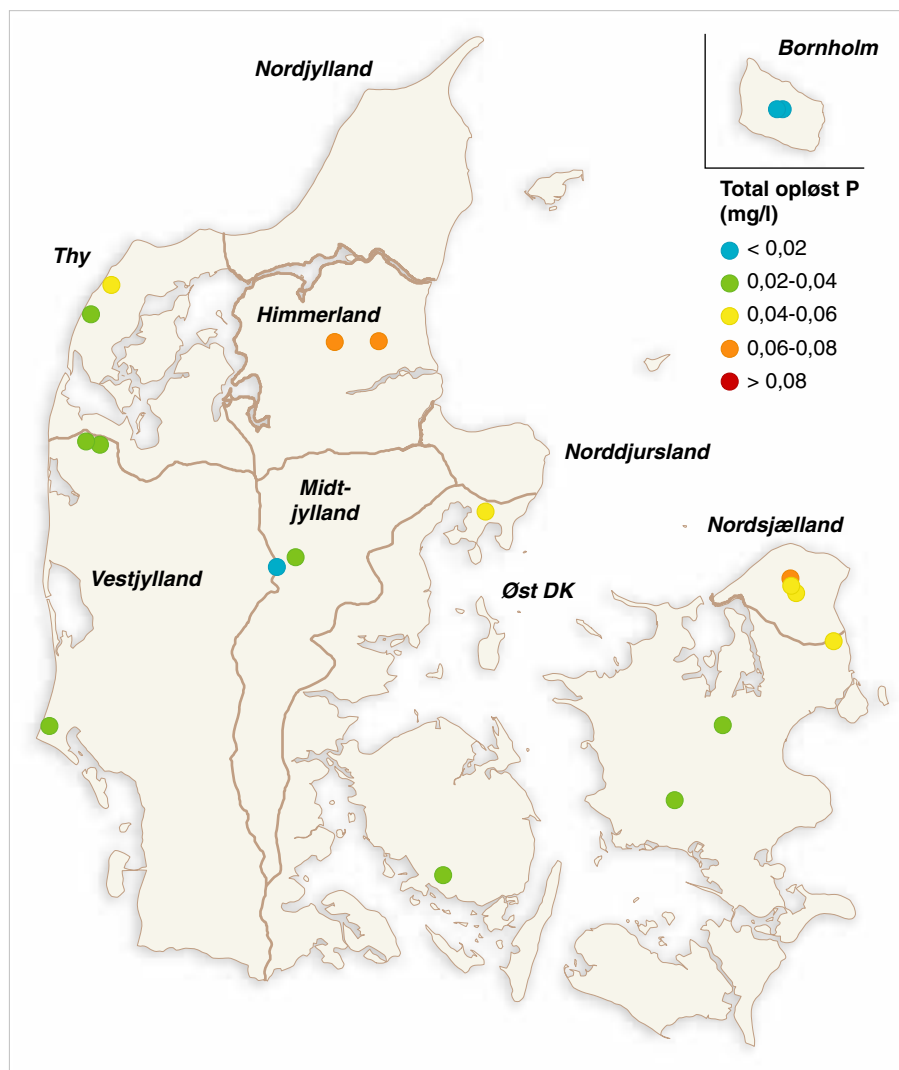
**Tabel 2** Vandføringsvægtede gennemsnits koncentrationer (mg N/l) af nitrat-nitrit-N indenfor dominerende geologi i oplande. Standardafvigelse i parentes.

| Dominerende geologi        | NO23-N      |
|----------------------------|-------------|
| Smeltevandssand og –grus   | 0,27 (0,16) |
| Moræneler                  | 0,83 (0,17) |
| Flyvesand                  | 0,06 (0,03) |
| Extramarginale aflejringer | 0,27 (0,35) |
| Morænesand og –grus        | 0,37 (0,18) |
| Andet                      | 0,40 (0,33) |

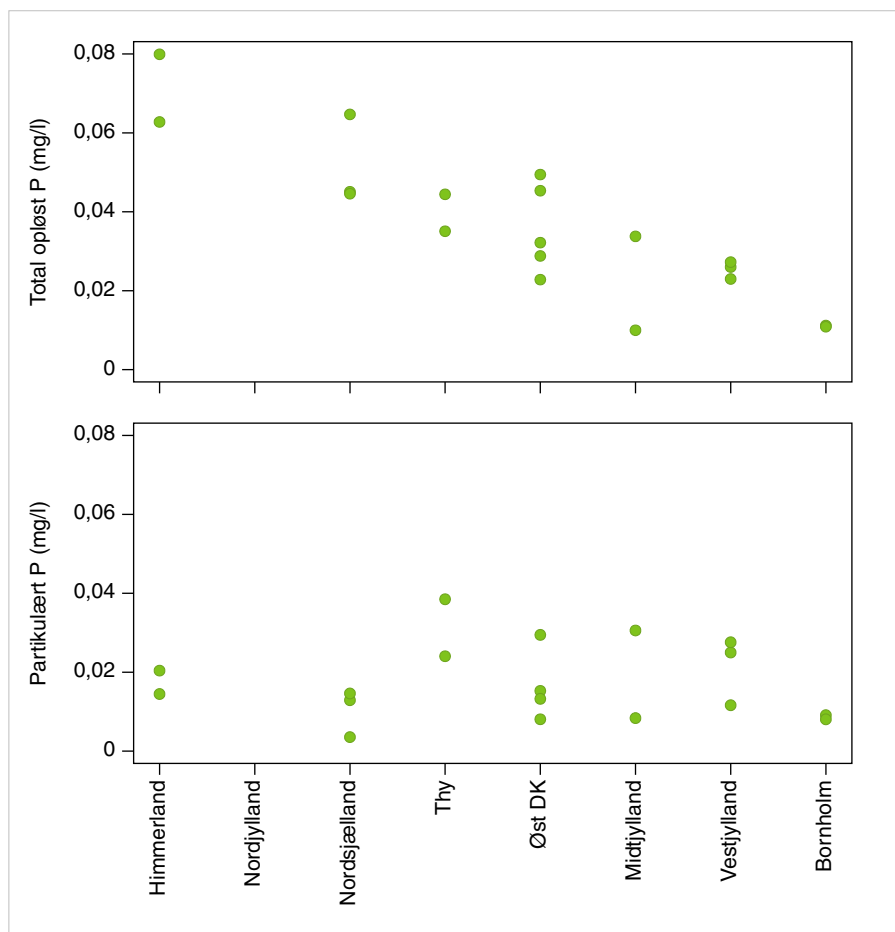
### Fosforkoncentrationer

Den vandføringsvægtede gennemsnits koncentration af total opløst P i de 19 vandløb der afvander naturoplande ses på figur 19. Der ses umiddelbart en tendens til, at de højeste fosfor koncentrationer findes i den nordlige del af Jylland og Nordsjælland. Det er tydeligt at koncentrationen af total opløst fosfor varierer med georegionen (figur 20), mens koncentrationen af partikulært fosfor er meget konstant og uafhængig af georegion ( $18 \pm 10 \mu\text{g P/l}$ ).

**Figur 19** Koncentrationen af total opløst P i de 19 vandløb.



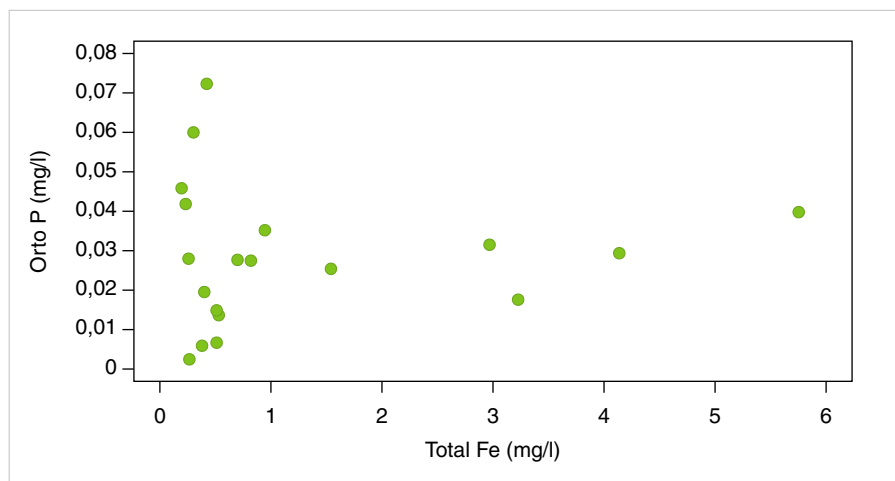
**Figur 20** Vandføringsvægtet koncentration af total opløst fosfor og partikulært fosfor i vandløb indenfor 8 georegioner.



En statistisk analyse af den vandføringsvægtede koncentration af total opløst fosfor mod georegionerne viser, at der er en signifikant forskel i koncentrationen af total opløst fosfor (tabel 3). Der kunne derimod ikke påvises statistisk signifikante sammenhænge mellem geologi eller arealudnyttelse og den målte koncentration af total opløst fosfor.

Forekomst af jern i vandløbsvandet kan være med til at binde og derefter udfælde opløst orthofosfat ( $PO_4\text{-P}$ ) på fx okkerpartikler. Derved transformeres ellers opløst fosfor til partikel bundet fosfor. For at kontrollere om dette er tilfældet i de 19 vandløb som afvander naturoplande er der derfor lavet en analyse af sammenhængen mellem total jern koncentrationen og koncentrationen af opløst fosfat (figur 21). Figuren viser, at der ikke er nogen sammenhæng mellem koncentrationen af total jern og opløst fosfat i de 19 vandløb.

**Figur 21** Samplot af gennemsnits koncentration af total jern mod gennemsnitlig vandføringsvægtet koncentration af opløst orthofosfat-P i de 19 vandløb, som afvander naturoplande.



**Tablet 3** Vandføringsvægtede gennemsnits koncentrationer (mg P/l) af total opløst fosfor indenfor dominerende geologi i oplande. Standardafvigelse i parentes.

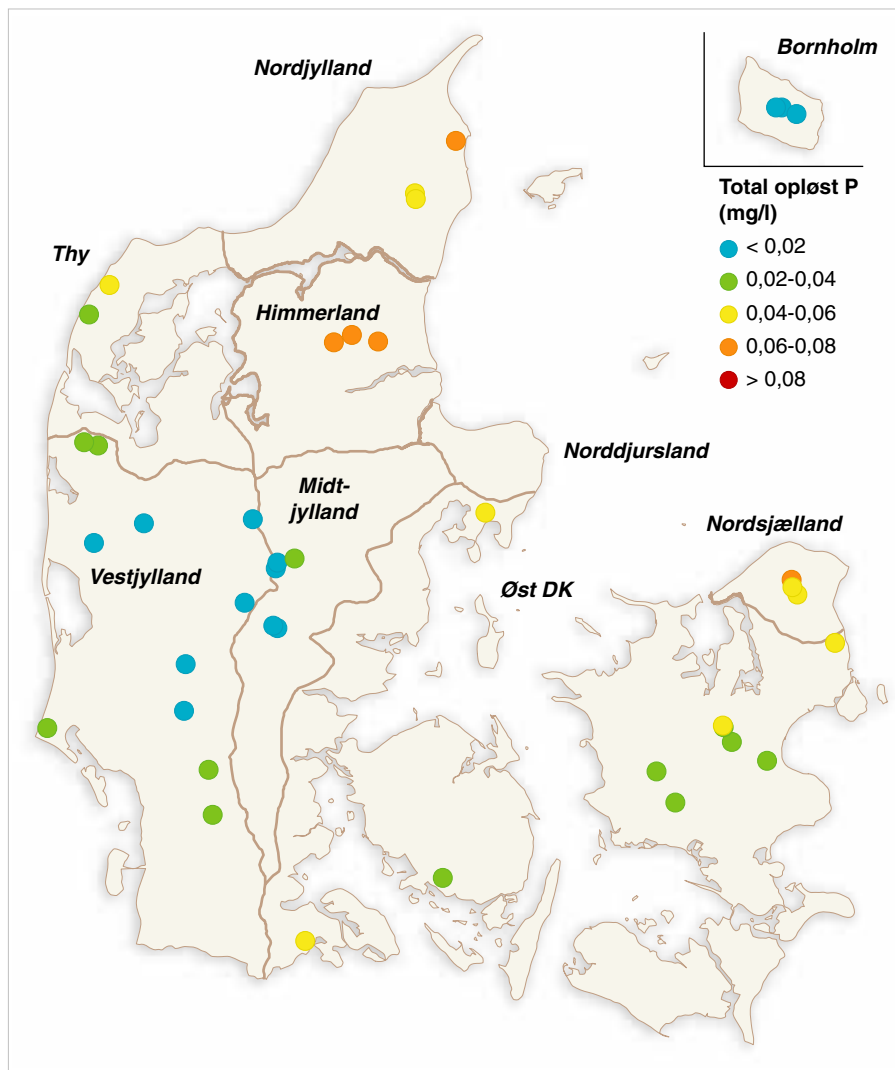
|                     | Total opløst P |
|---------------------|----------------|
| Bornholm            | 11 (0)         |
| Himmerland          | 71 (12)        |
| Thy                 | 40 (7)         |
| Vestjylland         | 25 (2)         |
| Midtjylland         | 22 (17)        |
| Østdanmark          | 36 (11)        |
| Nordsjælland        | 51 (11)        |
| Andet eller blandet | 37 (19)        |

### Fosforkoncentrationen i de øvrige vandløb

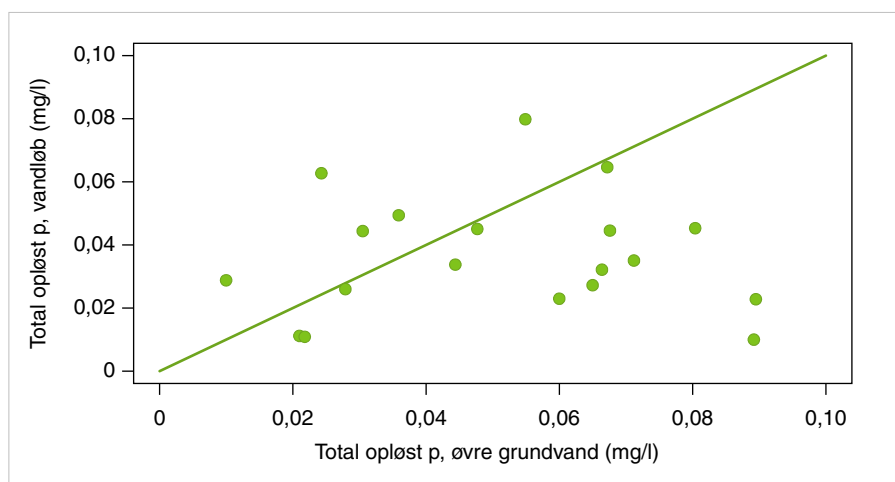
I modsætning til kvælstof, ses der for fosfor ikke nogen tydelig effekt af dyrkningsgraden i oplandet. Hvis man plotter alle 40 vandløb på kortet, ser man derimod en bekræftelse på billedet af de fundne regionale forskelle i de 19 vandløb som afvander naturoplande (figur 22).

Den mest sandsynlige årsag til, at der ikke kan erkendes en effekt af dyrkningsgraden i oplandet på den resulterende koncentration af total opløst fosfor i vandløbet skal formentlig søges i arealanvendelsen af de vandløbsnære arealer. De undersøgte vandløb er udvalgt blandt vandløb der indgår i overvågningsprogrammet som økologiske referencevandløb. Derfor er både vandløbet og de vandløbsnære arealer forholdsvis upåvirkede af menneskelig indgriben som regulering, opdyrkning og dræning. Dette indikerer at risikoen for tilførsel af fosfor fra landbrugsjord til de undersøgte vandløb er meget mere kompleks, end det er tilfældet for kvælstof, på grund af de mange transportveje for fosfor.

**Figur 22** Gennemsnitlig vandfø-  
ringsvægtet koncentration af total  
opløst fosfor i alle 40 undersøgte  
vandløb.



**Figur 23** Samplot mellem kon-  
centration af total opløst fosfor i  
iltet grundvand og koncentration  
af total opløst fosfor i vandløb  
som afvander de 19 naturoplan-  
de.



### Sammenhæng mellem fosfor i grundvand og vandløb

I et forsøg på at analysere samspillet mellem grundvand og overfladevand blev koncentrationen af total opløst fosfor i det iltede grundvand beregnet som gennemsnit for de 19 vandløb som afvander naturoplande. Beregningen blev foretaget ud fra de krigede værdier. Den resulterende koncentration i det iltede grundvand blev sammenholdt med den målte

gennemsnitlige vandføringsvægtede koncentration i de 19 vandløb (figur 23).

Figur 23 viser, at der ikke er nogen sammenhæng mellem den beregnede koncentration af total opløst fosfor i grundvand og den målte koncentration i vandløb. Den manglende sammenhæng kan skyldes mange ting bl.a. den ret grove kortlægning af fosfor i iltende grundvand, en eventuel betydning af fosfor leveret med dybere, reducerende grundvand i oplandene, binding af fosfor i ådalsmagasinets aflejringer inden det når fra grundvand ud i vandløb, alloktont tilført fosfor med organisk materiale eller med opløst organisk stof fra moser, mv.

På grund af de mange usikkerheder omkring det hydrokemiske samspil mellem grundvand og vandløb i de 19 oplande er det ved fastlæggelsen af baggrundsbidraget valgt at fokusere på målingerne i de 19 vandløb.

## **Ny metode til beregning af baggrundsbidraget af kvælstof og fosfor i overfladevand**

### **Metodebeskrivelse**

Metoden bygger på vandføringsvægtede koncentrationer af næringsstoffer, som ved multiplikation med vandafstrømningen fra oplandet for den ønskede periode vil give et estimat af baggrundsbidraget. De vandføringsvægtede koncentrationer er konstante fra år til år, men bør i fremtiden opdateres med passende mellemrum (hvert 6 år på baggrund af målinger i naturoplande). Både for fosfor og kvælstof har det vist sig at nogle fraktioner varierer med geografiske/geologiske faktorer, mens andre kan betragtes som værende konstante for hele landet. Baggrundsbidraget kan derfor opgøres som en sum af den rumligt variable koncentration af nitrat kvælstof og total opløst fosfor, tillagt de konstante koncentrationsbidrag for ammonium-N, organisk N og partikulært fosfor. For enkelheds skyld er der også en anvisning for opgørelse af den samlede mængde. Der er udarbejdet kortmateriale til anvendelse i GIS sammen med oplandsgrænser, som kan findes på <http://www.dmu.dk/Overvaagning/Fagdatacentre/FDC+Ferskvand/Diverse/>.

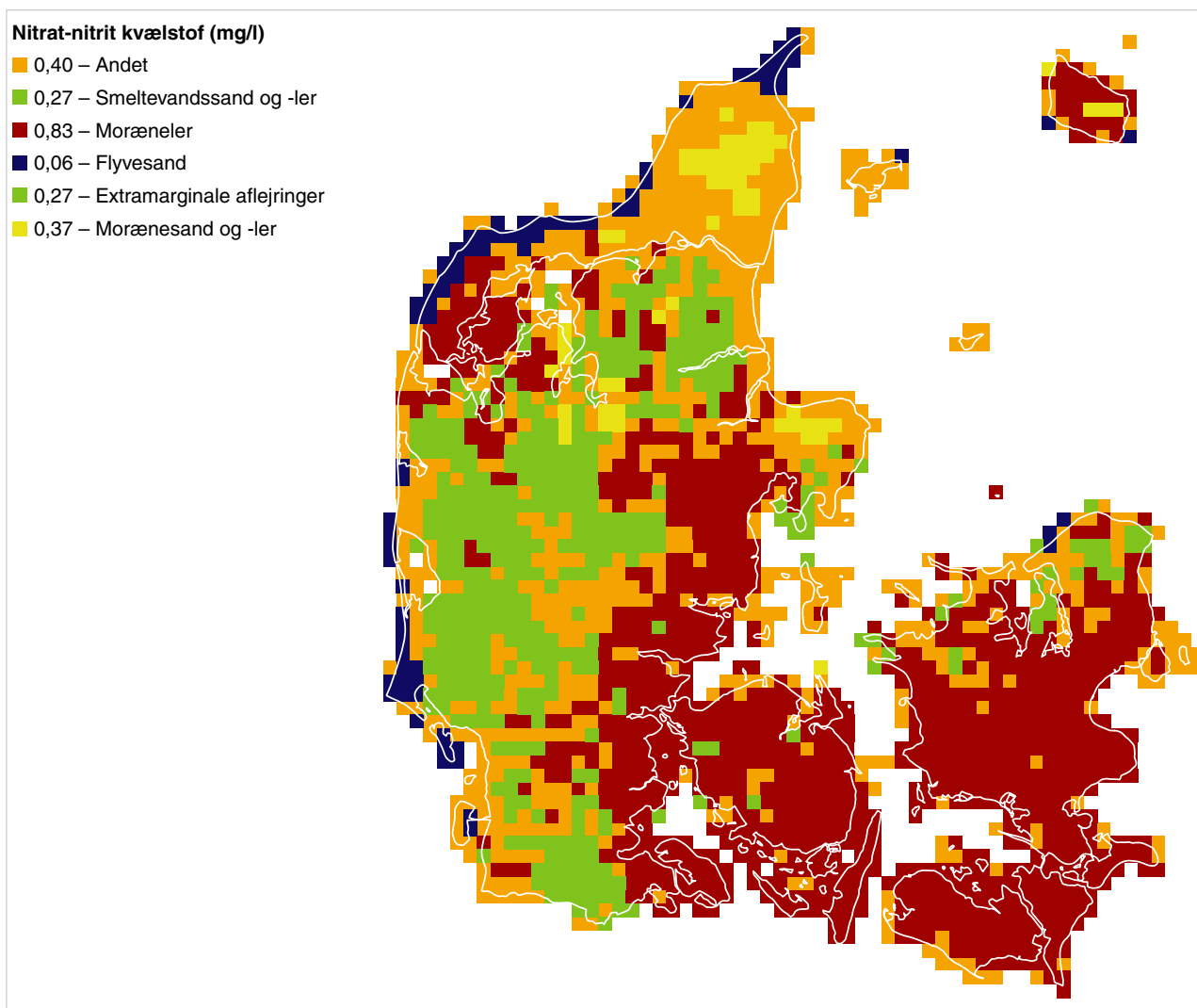
### **Opgørelse af baggrundsbidraget af kvælstof**

Nitrit-/nitratkvælstof varierer signifikant med jordarten, mens resten (ammoniumkvælstof + organiske fraktioner) kan betragtes som konstante for hele landet, idet der ikke kan påvises en signifikant geografisk forskel.

Figur 24 består af et 5x5 km grid med vandføringsvægtede koncentrationer af nitrat kvælstof, bestemt ud fra den dominerende geologi (jordart) i hvert enkelt kvadrat, summeret med den konstante koncentration af ammonium-N og organisk N (se også tabel 4). For kvadrater med meget blandet geologi eller for jordarter, som ikke er dækket af de undersøgte vandløbsoplande, er der anvendt et gennemsnitstal af alle målinger.

**Tabel 4** Vandføringsvægtede middelmålinger (mg/l) af total N, NO<sub>2</sub>3N, NH<sub>4</sub>N og øvrige kvælstoffraktioner (organisk N) på arealer med forskellige geologi. Standardafvigelse i parentes.

|                            | NO <sub>2</sub> 3N<br>(1) | NH <sub>4</sub> N<br>(2) | Organisk N<br>(3) | Total N<br>(sum af 1, 2 og 3) |
|----------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------|-------------------------------|
| Smeltevandssand og -grus   | 0,27 (0,16)               | 0,05 (0,06)              | 0,53 (0,29)       | 0,85                          |
| Moræneler                  | 0,83 (0,17)               | 0,05 (0,06)              | 0,53 (0,29)       | 1,39                          |
| Flyvesand                  | 0,06 (0,03)               | 0,05 (0,06)              | 0,53 (0,29)       | 0,64                          |
| Extramarginale aflejringer | 0,27 (0,35)               | 0,05 (0,06)              | 0,53 (0,29)       | 0,85                          |
| Morænesand og -grus        | 0,37 (0,18)               | 0,05 (0,06)              | 0,53 (0,29)       | 0,95                          |
| Andet eller blandet        | 0,40 (0,33)               | 0,05 (0,06)              | 0,53 (0,29)       | 0,98                          |



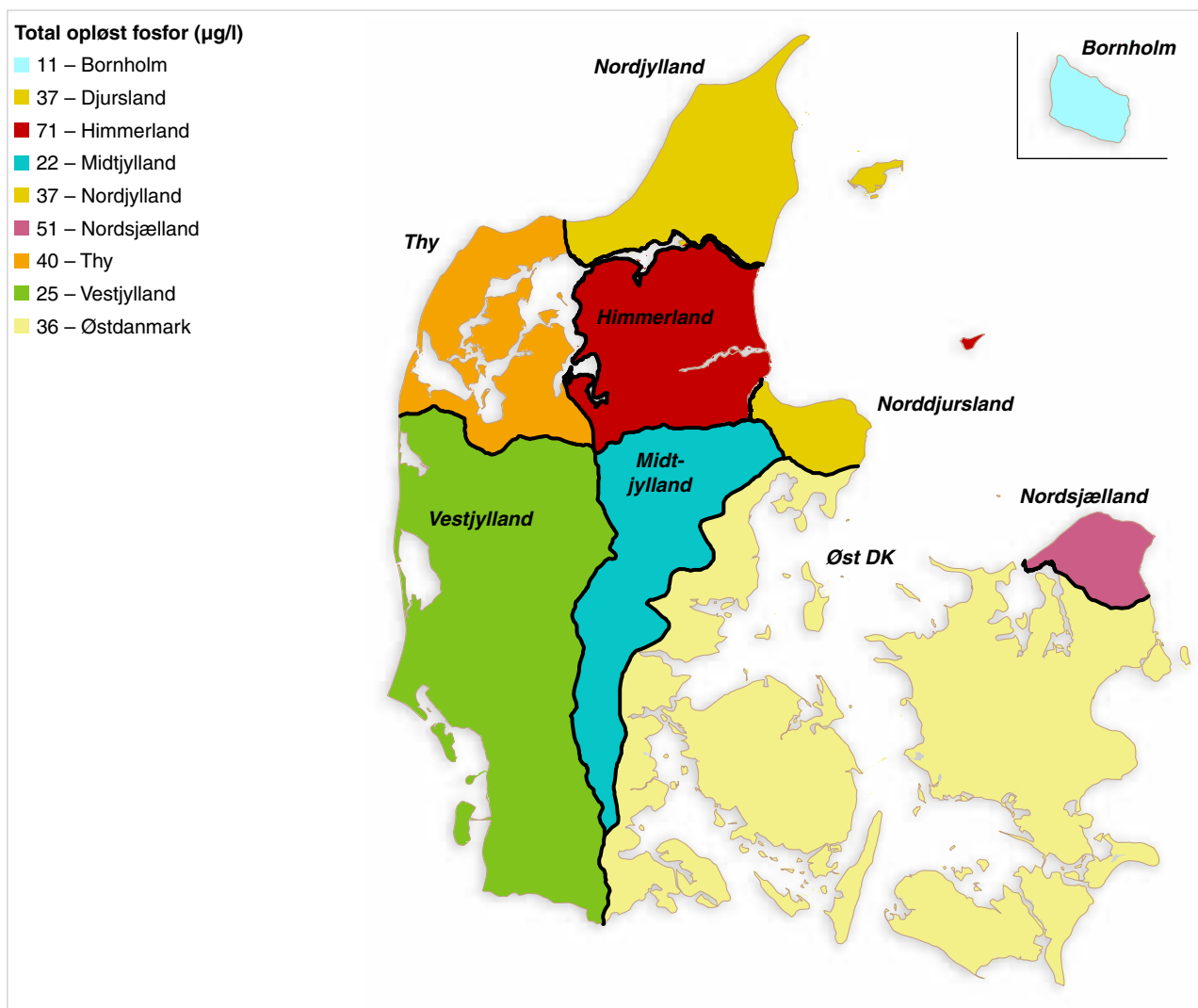
**Figur 24** Baggrundskoncentrationer (vandføringsvægtede) af nitrat-N som beregnet i 5x5 km grid ud fra dominerende geologi og koncentration af ammonium-N og organisk N.

### Opgørelse af baggrundsbidraget af fosfor

Baggrundskoncentrationen af total opløst fosfor varierer med georegion, som vist i figur 23. Baggrundskoncentrationen af total fosfor er summen af koncentrationen af total opløst fosfor i den givne georegion og koncentrationen af partikulært fosfor (se tabel 5).

**Tabel 5** Vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer ( $\mu\text{g P/l}$ ) af total opløst P, partikulært P og total P i de 9 georegioner. Standardafvigelse i parentes.

|                     | Total opløst P | Partikulært P | Total P |
|---------------------|----------------|---------------|---------|
| Bornholm            | 11 (0)         | 18 (10)       | 29      |
| Himmerland          | 71 (12)        | 18 (10)       | 89      |
| Thy                 | 40 (7)         | 18 (10)       | 58      |
| Vestjylland         | 25 (2)         | 18 (10)       | 43      |
| Midtjylland         | 22 (17)        | 18 (10)       | 40      |
| Østdanmark          | 36 (11)        | 18 (10)       | 54      |
| Nordsjælland        | 51 (11)        | 18 (10)       | 69      |
| Andet eller blandet | 37 (19)        | 18 (10)       | 55      |



**Figur 25** Baggrundskoncentrationer (vandføringsvægtede) af total opløst P i georegionerne.

Figur 25 består af polygoner med georegionerne og dertil beregnede gennemsnitskoncentrationer af total opløst P. Nogle georegioner (Nordjylland og Nordøstdjursland) er ikke dækket af undersøgelsen, og har derfor fået tildelt en gennemsnitsværdi. Se også tabel 2 for koncentrationerne.

### **Beregning af baggrundsbidraget af næringsstoffer med de nye metoder**

Et kort med en given oplandsgrænse anvendes til at "klippe" de relevante gridceller (kvælstof) eller dele af polygoner (fosfor) fra de udarbejdede landsdækkende kort over fx total N og total P. Dermed kan der beregnes en gennemsnitlig værdi for hele oplandet. Ved klip igennem en gridcelle anvendes så vidt muligt en vægtning af koncentrationen i forhold til hvor stor en del af cellen der inkluderes i det givne opland. Da den udtrukne koncentration er en vandføringsvægtet koncentration kan baggrundstabet af næringsstoffer beregnes ved at multiplicere koncentrationen med en vandafstrømning for den ønskede periode.

### **Ny beregning af baggrundsbelastning af kvælstof og fosfor i Danmark**

#### **Metoden**

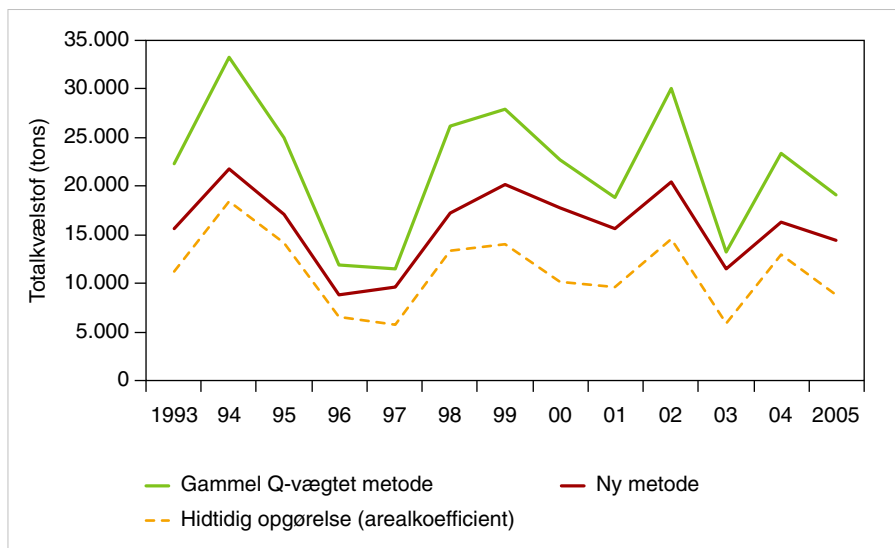
Baggrundsbelastningen af total N og total P fra hele Danmark og de enkelte 2. ordens kystoplande er blevet beregnet med den nye metode for hvert år siden 1993. Beregningen er foretaget ved at beregne den vandføringsvægtede koncentration af henholdsvis total N og total P for hvert 2. ordens kystopland og multiplicere denne med den årlige opgjorte vandafstrømning fra samme opland. Den således beregnede 'nye' baggrundsbelastning er herefter sammenlignet med den gamle metode anvendt af DMU. Den gamle metode er anvendelse af den årlige gennemsnitlige arealkoefficient (kg pr. hektar) af total N og total P målt i de 7-9 vandløb, som afvander de 'gamle' naturoplande. Desuden er der for landsopgørelsen af baggrundsbelastningen sammenlignet med metoden hvor der i stedet for den årlige gennemsnitlige arealkoefficient anvendes den vandføringsvægtede koncentration af total N og total P fra de 7-9 vandløb.

#### **Kvælstof**

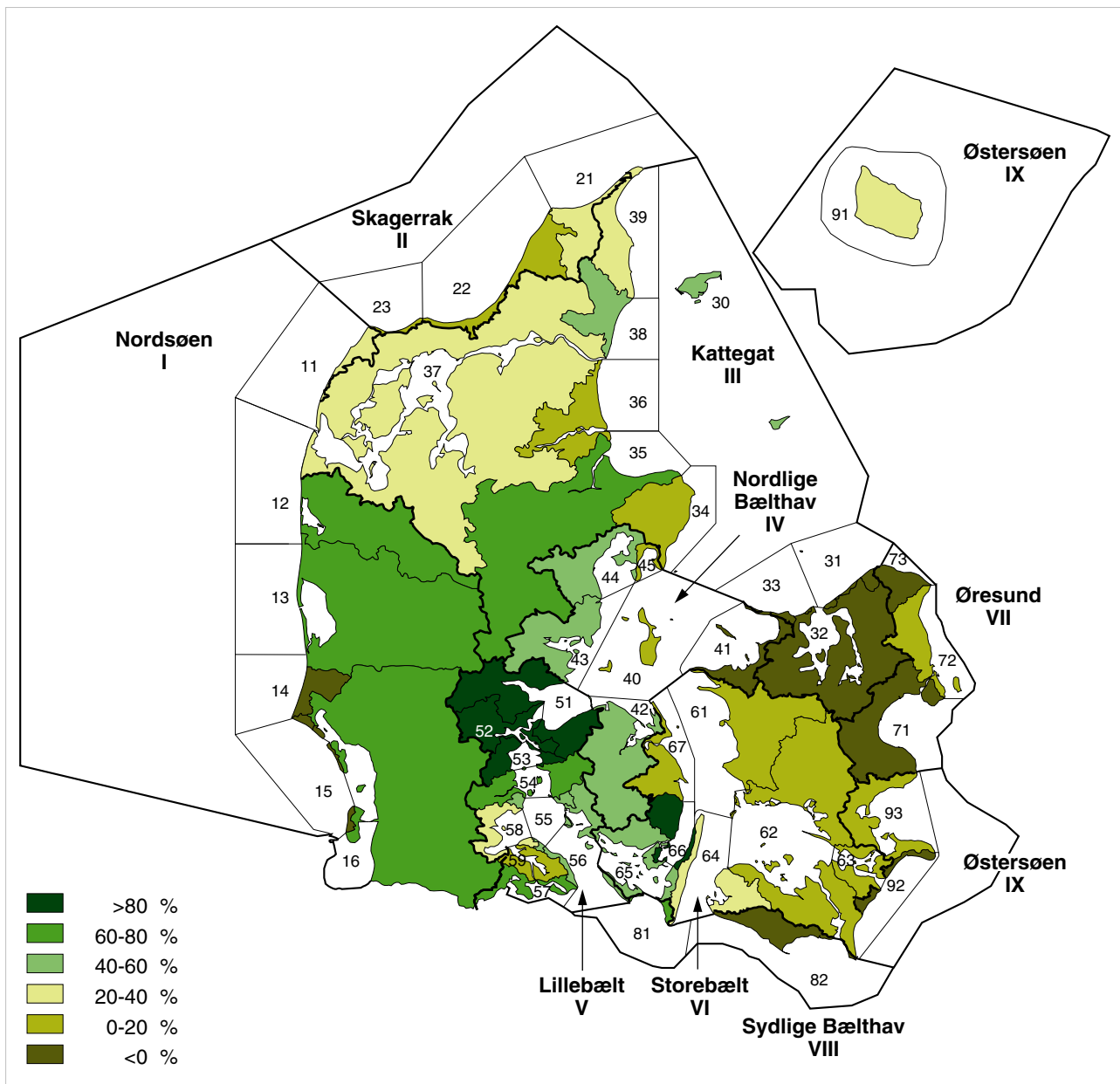
For opgørelsen af baggrundsbelastningen af kvælstof ses den nye metode på landsplan at give et resultat som ligger mellem de to gamle metoder - arealkoefficient og vandføringsvægtet koncentration (figur 26). Den nye metode giver en højere baggrundsbelastning af total N end ved anvendelse af den gamle metode (arealkoefficient) og lavere end hvis der var blevet anvendt vandføringsvægtet koncentration.



**Figur 26** Landsdækkende beregning af baggrundsbelastningen af total kvælstof med den nye metode og de to gamle for perioden 1993-2005.



Indenfor de enkelte 2. ordens kystoplande er baggrundsbelastningen af total N vist som differens i procent mellem den gamle metode (arealkoefficient) og den nye metode. Som forventet er der stor regional variation i den procentiske forskel da den gamle metode anvendte et tal for hele landet, mens den nye metode anvender differentierede vandføringsvægtede koncentrationer i 5x5 km grid alt afhængig af den underliggende geologi (jordart). Alle områder undtagen enkelte på Sjælland viser en stigning i baggrundsbidraget med den nye metode i forhold til den gamle (figur 27).

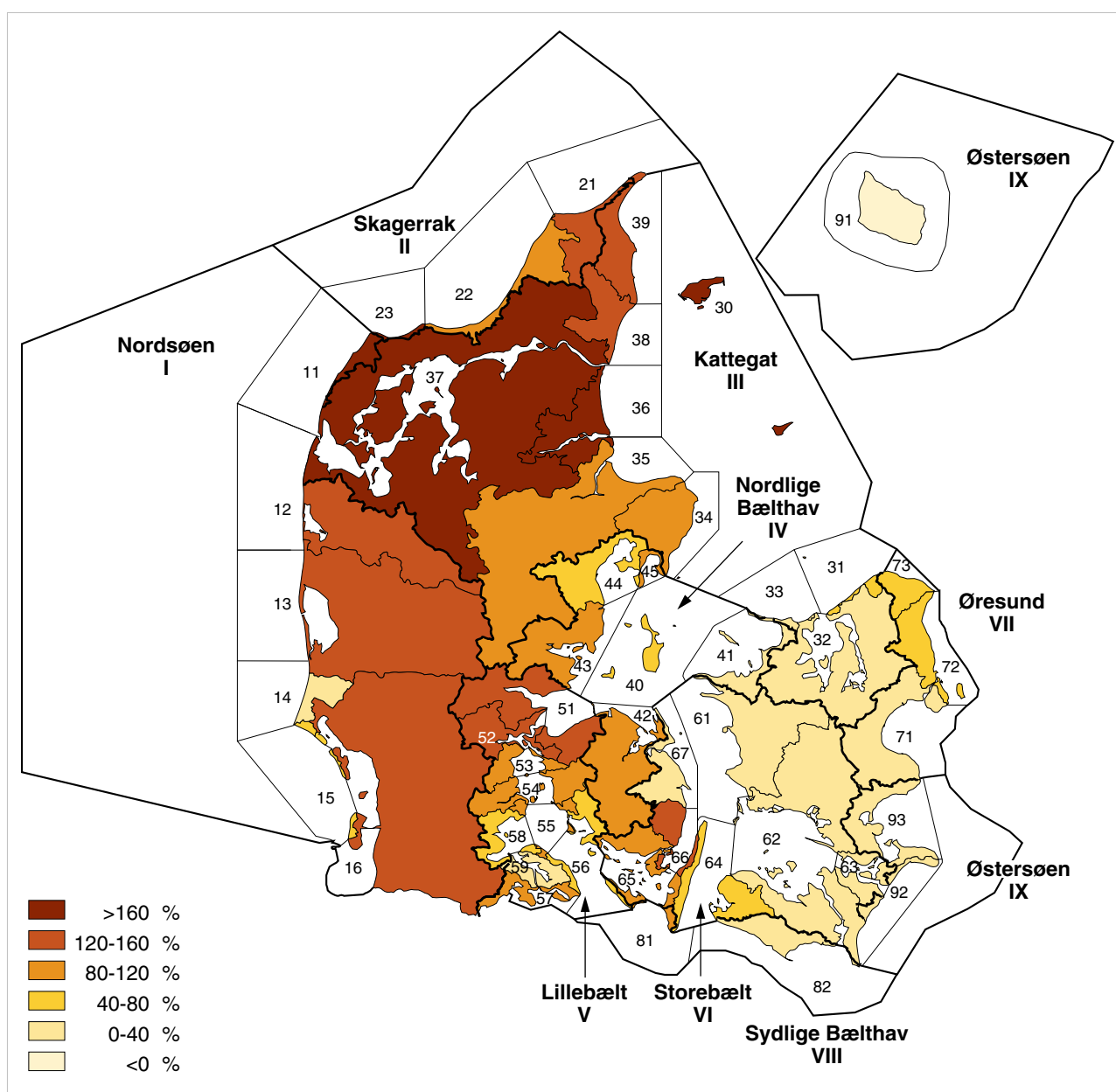
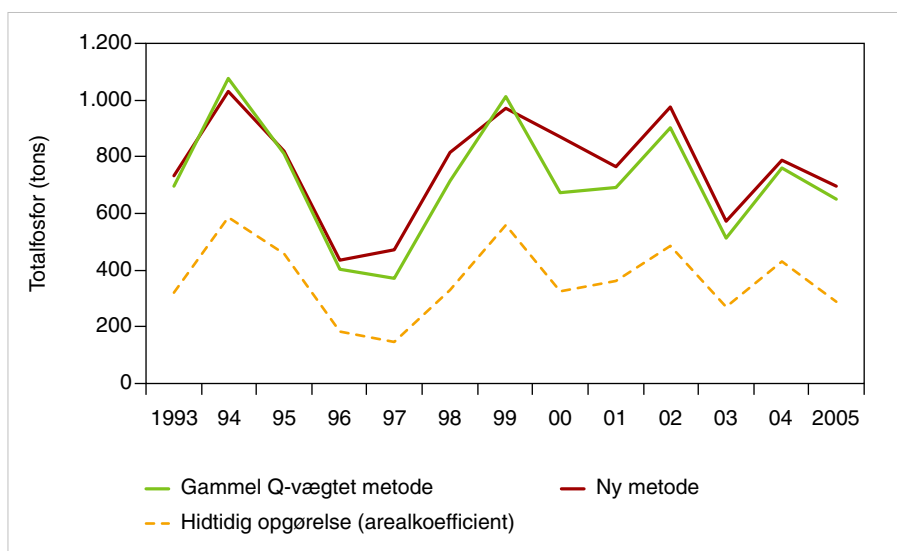


**Figur 27** Kort over afvigelserne mellem den gamle metode og den nye metode til beregning af baggrundsbelastningen af total kvælstof vist for 2. ordens kystplande.

### Fosfor

For opgørelsen af baggrundsbelastningen af fosfor ses den nye metode på landsplan at give et resultat, som ligger meget højere end den gamle arealkoefficient metode og på højde med den gamle vandføringsvægtede metode (figur 28). Baggrundsbelastningen af total fosfor er med den nye metode næsten overalt i Danmark større end med den hidtidigt anvendte arealkoefficient metode (figur 29). Kun på Bornholm er baggrundsbidraget mindre med den nye metode.

**Figur 28** Landsdækkende be-  
regning af baggrundsbelastning-  
gen af total fosfor med den nye  
metode og de to gamle for perio-  
den 1993-2005.



**Figur 29** Kort over afvigelseerne mellem den gamle metode og den nye metode til beregning af baggrundsbelastningen af total fosfor vist for 2. ordens kystoplande.

## Konklusion og perspektivering

- Det naturlige opløste fosforindhold i det nedre, reducerede grundvand er højt i områder med interglaciale marine aflejringer, mens de laveste koncentrationer findes i områder hvor de prækvartære bjergarter udgøres af kalk og kridt, og hvor der ikke samtidigt er interglaciale marine aflejringer.
- I det øverste iltede grundvand er fosforindholdet generelt lavere end i det reducerede grundvand og der kan ikke erkendes samme fordelingsmønstre som i det dybe grundvand.
- En beregning af den maksimale tilstrømning af naturligt fosfor med dybt reduceret grundvand til ådale på baggrund af de håndtegnede og krigede kort over fosforindhold og DK-modellens tilstrømning af vand fra reducerede magasiner til overfladevand viser, at der på landsplan er tale om i størrelsesordenen 285 tons opløst fosfor årligt. Der er tale om et maksimalt bidrag, da en del af det opløste fosfor formentlig bindes til ådalsmagasinernes aflejringer, når grundvand strømmer til overfladevand gennem iltede aflejringer med et bindingspotentiale for fosfor.
- Der er i undersøgelsen ikke fundet nogen sammenhæng mellem fosfor målt i vandløb og fosforindholdet i grundvand.
- Kun 19 ud af de i alt 40 udvalgte vandløb til måling af baggrunds-koncentrationen af kvælstof- og fosforforbindelser kunne opfylde kravene til højst 10 % dyrkning i det topografiske opland.
- Den vandføringsvægtede koncentration af nitrat-nitrit kvælstof i de 19 vandløb som afvander naturoplande varierer signifikant med geologien i oplandene indenfor et interval fra 0,06 mg N/l i flyvesands aflejringer til 0,83 mg N/l i moræneler aflejringer.
- Koncentrationen af ammonium kvælstof og organisk kvælstof varierede ikke statistisk signifikant med geologi eller andre oplandskarakteristika som andelen af skov og kan derfor betragtes som værende konstant på henholdsvis 0,05 mg N/l og 0,53 mg N/l.
- Den vandføringsvægtede koncentration af total opløst fosfor i de 19 vandløb som afvander naturoplande varierer signifikant med georegionen, som de ligger i. Det samme er tilfældet for de resterende 21 vandløb, selvom der er mere end 10 % landbrug i oplandene. Det skyldes formentlig, at alle oplande har en bred udyrket og formentlig også udrænede bufferzone langs med vandløbene. Koncentrationen af total opløst fosfor varierer mellem 11 µg P/l på Bornholm til 71 µg P/l i Himmerland.
- Koncentrationen af partikulært P viser sig ikke at variere signifikant i forhold til georegion, geologi eller arealanvendelsen og kan derfor betragtes som værende konstant på 18 µg P/l.
- På baggrund af datasammenstillingerne i projektet er der udarbejdet korttemaer over det iltede og reducerede grundvands indhold af total opløst fosfor. Begge korttemaer viser det naturlige indhold af fosfor i grundvand, som lokalt kan være af betydning for tilstrømning af fosfor til overfladevand.

- På baggrund af målingerne i de 19 vandløb som afvander naturoplande er der fremstillet korttemaer over baggrundskoncentrationen af total kvælstof og total fosfor i vandløb. De nye korttemaer kan anvendes ved beregningen af baggrundsbelastningen af overfladevand med kvælstof og fosfor. På grund af de store og ofte lokale variationer i indholdet af fosfor i grundvand og overfladevand er der en noget større usikkerhed på korttemaet med den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor, end det er tilfældet med korttemaet som viser den vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof.
- Baggrundsbidraget af total kvælstof og total fosfor er beregnet med anvendelse af de nye kortgrundlag. I forhold til anvendelse af en arealkoefficient metode (kg N eller P pr. hektar målt årligt i 7-9 naturoplande) stiger baggrundsbelastningen på landsplan men med store regionale variationer.
- Ved beregninger af det nuværende baggrundsbidrag af kvælstof kan det nye korttema anvendes på alle skalaer. Ved beregninger bagud i tid skal der tages hensyn til en eventuel trend i koncentrationen af total N målt i de 7 naturoplande under NOVANA programmet idet den atmosfæriske deposition af kvælstofforbindelser er faldet siden 1989. Korttemaet om kvælstof skal derfor også justeres i forhold til fremtidige ændringer i fx klima, og atmosfærisk deposition af kvælstofforbindelser. Derfor er det vigtigt at de 7 nuværende naturoplande i NOVANA programmet fortsætter med målinger i hvert fald hver tredje år som i det nuværende program.
- Korttemaet med baggrundskoncentrationen af total fosfor er i en grov skala (georegion) og derfor skal der så vidt muligt inddrages mere lokal viden (også om grundvand) ved beregning af baggrundsbidraget af fosfor på mindre skala (opland) i forvaltnings sammenhæng.
- De 19 naturoplande som har været med i denne undersøgelse bør inddrages i et kommende NOVANA program med gennemførelse af samme type screening fx hvert 6 år til brug for udfærdigelse af nye korttemaer for både kvælstof og fosfor.
- Der bør arbejdes videre med at inddrage mere viden om sammenhængen mellem fosforindhold i jordvand, grundvand og overfladevand for herigennem at kunne inddrage flere datasamlinger i fastlæggelsen af baggrundsbidraget af fosfor.

## Referencer

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen, J. (1986a): An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and Philosophy of a Physically-Based, Distributed Modelling System. *J. Hydrol.* 87, 45-59.

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen, J. (1986b): An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: Structure of a Physically-Based, Distributed Modelling System. *J. Hydrol.* 87, 61-77.

Henriksen, H.J. (2001) GEOLOGI Nyt fra GEUS. Nr. 3. November 2001. Fra boringsdatabasen "JUPITER" til DK-grundvandsmodellen (<http://www.geus.dk/publications/geo-nyt-geus/gi013.htm>).

Henriksen, H.J. og Sonnenborg, A. (eds.) (2003), Ferskvandets Kredsløb, NOVA 2003 Temarapport, Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse, ISBN 87-7871-114-2

Henriksen, H.J., Knudby, C., Rasmussen, P., Nyegaard, P (1997): National vandressourcemodel. Modelopstilling og kalibrering for Fyn. GEUS rapport nr. 1997/139.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Knudby, C., Dahl, M, Nyegaard, P, Jacobsen, PR, Rasmussen, P (1998) National Vandressource Model. Sjælland, Lolland, Falster og Møn. GEUS undersøgelsesrapport 1998/109.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T.O., Refsgaard, J.C. and Madsen, B. (2003) Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *Journal of Hydrology* (280) 52-71.

Refsgaard, J.C. & Knudsen, J. (1996): Operational Validation and Intercomparison of Different Types of Hydrological Models. *Water Resources Research*. 32(7), 2189-2202.

## Appendix 1: Oversigt over de 40 vandløb som blev udvalgt til overvågningen af baggrundstilstanden.

| Stationsnavn                                   | Georegion    | Dominerende geologi | Oplands-areal (km <sup>2</sup> ) | Arealanvendelse (% af opland) |      |       |
|------------------------------------------------|--------------|---------------------|----------------------------------|-------------------------------|------|-------|
|                                                |              |                     |                                  | Landbrug                      | Skov | Andet |
| Bollebæk S, Øst landevej                       | Nordjylland  | Moræne-sand/-grus   | 1,78                             | 18                            | 75   | 7     |
| Donbækken, os. Vandværksøen                    | Nordjylland  | Moræne-sand/-grus   | 0,59                             | 26                            | 69   | 5     |
| Skovmøllebæk                                   | Nordjylland  | Moræne-sand/-grus   | 0,97                             | 42                            | 54   | 4     |
| Istrup Bæk, Istrup                             | Thy          | Flyvesand           | 11,21                            | 3                             | 50   | 47    |
| Bøgsted Rende, Hanstholmvej                    | Thy          | Flyvesand           | 3,96                             | 7                             | 88   | 6     |
| Refskær bæk                                    | Himmerland   | Moræneler           | 2,78                             | 1                             | 96   | 3     |
| Vintønden, nedst. Vintønde Bro                 | Himmerland   | Blandet             | 3,10                             | 3                             | 88   | 8     |
| Kovads Bæk, os. Vej fra Rebild                 | Himmerland   | Smeltev. sand/grus  | 12,22                            | 17                            | 63   | 20    |
| V6 - I Baldersbæk Plantage-SØ for Skovsø       | Vestjylland  | Extramargin. afl.   | 6,63                             | 26                            | 63   | 11    |
| VE18 - Langslade rende-På Kallesmærsk Hede     | Vestjylland  | Flyvesand           | 15,71                            | 1                             | 8    | 91    |
| Kilde ved Skovhoved - Folding-SØ for Skovhoved | Vestjylland  | Smeltev. sand/grus  | 0,23                             | 55                            | 38   | 7     |
| Hestbæk                                        | Vestjylland  | Extramargin. afl.   | 5,40                             | 1                             | 90   | 9     |
| Ejstrup bæk                                    | Vestjylland  | Smeltev. sand/grus  | 15,09                            | 36                            | 46   | 18    |
| Kidmose bæk                                    | Vestjylland  | Extramargin. afl.   | 20,90                            | 71                            | 18   | 11    |
| Ris bæk                                        | Vestjylland  | Extramargin. afl.   | 4,84                             | 1                             | 88   | 11    |
| Vognstrup bæk                                  | Vestjylland  | Smeltev. sand/grus  | 2,97                             | 90                            | 3    | 7     |
| Hårkjær Birkholt Bæk                           | Vestjylland  | Extramargin. afl.   | 30,19                            | 64                            | 26   | 11    |
| Tilløb til Gram Å, 382-1540                    | Vestjylland  | Moræneler           | 0,25                             | 45                            | 53   | 2     |
| Vallerbæk, 900m ø for Østergård                | Vestjylland  | Extramargin. afl.   | 18,37                            | 16                            | 71   | 13    |
| Kalkensbæk                                     | Vestjylland  | Smeltev. sand/grus  | 3,30                             | 60                            | 34   | 7     |
| Gudenå, Tinnest Bro                            | Midtjylland  | Blandet             | 2,29                             | 72                            | 16   | 12    |
| Skjern Å, Stampe Mølle                         | Midtjylland  | Extramargin. afl.   | 2,40                             | 47                            | 29   | 23    |
| Rustrup Skovbæk                                | Midtjylland  | Moræneler           | 0,47                             | 1                             | 98   | 1     |
| Skærbæk                                        | Midtjylland  | Extramargin. afl.   | 2,95                             | 10                            | 39   | 51    |
| Tilløb til Egeris Bæk                          | Øst DK       | Moræneler           | 2,39                             | 14                            | 83   | 3     |
| Tilløb til Borup Bæk                           | Øst DK       | Moræneler           | 0,42                             | 28                            | 70   | 2     |
| Tilløb til Avnsø                               | Øst DK       | Moræneler           | 0,48                             |                               | 100  |       |
| Afløb fra Ellesø                               | Øst DK       | Moræneler           | 0,75                             |                               | 94   | 6     |
| VI sø for Annemarie 413-2700                   | Øst DK       | Moræneler           | 0,52                             | 24                            | 73   | 3     |
| Skovsø Å, Engemede Bro                         | Øst DK       | Moræneler           | 5,40                             | 22                            | 73   | 5     |
| Dyrehave, T.t. Tystrup Sø                      | Øst DK       | Moræneler           | 0,64                             |                               | 97   | 3     |
| Krakær Bæk                                     | Øst DK       | Smeltev. sand/grus  | 0,63                             |                               | 94   | 6     |
| Holstenshus                                    | Øst DK       | Blandet             | 0,38                             |                               | 99   | 1     |
| Skurrekilde                                    | Øst DK       | Smeltev. sand/grus  | 0,04                             |                               | 100  |       |
| Stenholt Mølle                                 | Nordsjælland | Smeltev. sand/grus  | 6,14                             | 7                             | 78   | 16    |
| Selbæk                                         | Nordsjælland | Smeltev. sand/grus  | 4,93                             |                               | 92   | 8     |
| Hessemose Å                                    | Nordsjælland | Smeltev. sand/grus  | 1,66                             |                               | 91   | 9     |
| Læså                                           | Bornholm     | Moræne-sand/-grus   | 4,24                             | 3                             | 88   | 8     |
| Svenskebæk                                     | Bornholm     | Moræne-sand/-grus   | 4,32                             | 4                             | 91   | 5     |
| Vibebakke ops.                                 | Bornholm     | Moræne-sand/-grus   | 8,81                             | 15                            | 72   | 13    |

## DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside [www.dmu.dk](http://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](http://www.dmu.dk)

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

Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat  
Afdeling for Systemanalyse  
Afdeling for Atmosfærisk Miljø  
Afdeling for Marin Økologi  
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afdeling for Arktisk Miljø

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

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat  
Afdeling for Marin Økologi  
Afdeling for Terrestrisk Økologi  
Afdeling for Ferskvandsøkologi

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/](http://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. 2007**
- 635 Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. Af Søgaard, B. et al. 226 s.
  - 634 Skovenes naturtilstand. Beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. Af Fredshavn, J.R. et al. 52 s.
  - 633 OML Highway. Phase 1: Specifications for a Danish Highway Air Pollution Model. By Berkowicz, R. et al. 58 pp.
  - 632 Denmark's National Inventory Report 2007. Emission Inventories – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2005. By Illerup, J.B. et al. 638 pp.
  - 631 Biologisk vurdering og effektundersøgelser af faunapassager langs motorvejsstrækninger i Vendsyssel. Af Christensen, E. et al. 169 s.
  - 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngård, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
  - 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
  - 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
  - 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.
  - 626 Trafikdræbte større dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold. Af Andersen, P.N. & Madsen, A.B. 58 s.
  - 625 Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Af Schou, J.S. et al. 128 s.
  - 624 Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2006. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringsager. Af Kjellsson, G. et al. 24 s.
  - 623 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2006. By Kemp, K. et al. 41 pp.
  - 622 Interkalibrering af marine målemetoder 2006. Hjorth, M. et al. 65 s.
  - 621 Evaluering af langtransportmodeller i NOVANA. Af Frohn, L.M. et al. 30 s.
  - 620 Vurdering af anvendelse af SCR-katalysatorer på tunge køretøjer som virkemiddel til nedbringelse af NO<sub>2</sub> forureningen i de største danske byer. Af Palmgren, F., Berkowicz, R., Ketzel, M. & Winther, M. 39 s.
  - 619 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 35 s.
  - 618 Strategic Environmental Impact Assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. By Mosbech, A., Boertmann, D. & Jespersen, M. 187 pp.
  - 617 Elg i Danmark. Af Sunde, P. & Olesen, C.R. 49 s.
  - 616 Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark. Fagligt grundlag for et nationalt kort. Af Blicher-Mathiesen, G. et al. 66 s.
  - 615 NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-09. Del 2. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 119 s.
  - 614 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland 2006. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 26 pp.
  - 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
  - 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
  - 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
  - 610 Modellering af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
  - 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.

Rapporten giver en status for den nationale vandløbsovervågning i 2006 og beskriver udviklingen i udvalgte indikatorer siden overvågningsprogrammets start i 1989. Samlet set er miljøtilstanden forbedret siden 1989. Koncentrationen af næringsstofferne kvælstof og fosfor er blevet mindre, og belastningen af søer og kystvande med disse stoffer er reduceret. Den økologiske tilstand i vandløbene er også forbedret.