VANDLØB 2012

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75 2013

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VANDLØB 2012

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75 2013

Peter Wiberg-Larsen
Jørgen Windolf
Jens Bøgestrand
Annette Baattrup-Pedersen
Søren Erik Larsen
Hans Thodsen
Niels Bering Ovesen
Rikke Bjerring
Brian Kronvang
Ane Kjeldgaard

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75
Titel:	Vandløb 2012
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Peter Wiberg-Larsen, Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Annette Baattrup-Pedersen, Esben Astrup Kristensen, Søren Erik Larsen, Hans Thodsen, Niels Bering Ovesen, Rikke Bjerring, Brian Kronvang, Gitte Blicher-Mathiesen & Ane Kjeldgaard
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2013
Redaktion afsluttet:	Oktober 2013
Faglig kommentering:	Naturstyrelsens regionale enheder og internt i Aarhus Universitet
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Peter Wiberg-Larsen, Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Annette Baattrup-Pedersen, Esben Astrup Kristensen, Søren Erik Larsen, Hans Thodsen, Niels Bering Ovesen, Rikke Bjerring, Brian Kronvang & Ane Kjeldgaard 2013: Vandløb 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75. http://dce2.au.dk/pub/SR75.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning:	Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene, samt økologisk tilstand for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2012. Der er udført ny analyser af økologisk tilstand og biodiversitet, ligesom der er undersøgt mulig sammenhæng mellem vandløbsvegetation og næringsstoffer. Desuden er betydningen af brug af mere end et biologisk kvalitetselement til vurdering af økologisk kvalitet evalueret.

Emneord:	Vandløb, overvågning, NOVANA, udvikling i økologisk tilstand, biodiversitet, indikatorer, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi
Layout:	Grafisk Værksted, AU-Silkeborg
Foto forside:	Vandplanter er vigtige biologiske elementer i danske vandløb. Biodiversiteten af planterne er højest i de store vandløb, hvor overvågningen som her i Stor Å kræver brug af båd. Foto: Peter Wiberg-Larsen©.
ISBN:	978-87-7156-033-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	84
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR75.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, databehandling og rapportindhold **9**
1.1 Om overvågningsprogrammet 9
1.2 Den økologiske overvågning 9
1.3 Kemisk vandkvalitet og stoftransport 10

2 Klima **13**
2.1 Datagrundlag og metoder 13
2.2 Klima og ferskvandsafstrømning 14

3 Økologisk tilstand **18**
3.1 Måling af økologisk tilstand i danske vandløb 18
3.2 Dansk Vandløbs Fauna Indeks 19
3.3 Den aktuelle økologiske tilstand (faunaklasse) i danske vandløb 20
3.4 Udvikling i økologisk tilstand (faunaklasse) 20
3.5 Biodiversitet af smådyr i NOVANA vandløbene 23

4 Kvælstof i vandløb **30**
4.1 Tilstanden i 2012 30
4.2 Udvikling siden 1989 31

5 Fosfor i vandløb **33**
5.1 Tilstanden i 2012 33
5.2 Udviklingen siden 1989 34

6 Kvælstofbelastning af havet **36**
6.1 Datagrundlag og metoder 36
6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2012 38
6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning 42
6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning 42
6.5 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftransporten 44
6.6 Sammenfatning af resultaterne 47

7 Fosforbelastning af havet **48**
7.1 Datagrundlag og metode 48
7.2 Fosfortilførsel til havet 2012 48
7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990 – 2012 51

8 Referencer **55**

Fokus: Økologisk tilstand – betydningen af at anvende flere biologiske kvalitets-elementer end bare ét **58**

Fokus: Spiller næringsstoffer en rolle for plantesammensætningen i danske vandløb? 74

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NAturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2012.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte Danmarks behov og forpligtelser mht. overvågning. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, landovervågning, samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacenter for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

I 2013 er den årlige nationale rapportering af naturtyper og arter erstattet af EU-afrapporteringen til Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet for perioden 2007-2012. Data fra 2012 vil endvidere indgå sammen med data fra 2013 i NOVANA-rapporten i 2014.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for ferskvand. Rapporten er baseret på data indsamlet af Naturstyrelsen (og en række konsulenter i forbindelse med udbud af delopgaver fra Naturstyrelsen).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2012, som udgives af DCE, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Dette års rapport behandler emner som udviklingen i miljøtilstand (økologisk tilstand) i udvalgte vandløb, indhold af kvælstof og fosfor i vandløbsvandet, samt afstrømningen af vand, kvælstof og fosfor til de kystnære havområder. Desuden perspektiveres biodiversiteten af de smådyr (makroinvertebrater), som indgår i den biologiske bedømmelse af miljøtilstanden. I to særlige kapitler fokuseres på dels betydningen af at anvende mere end ét biologisk kvalitetselement til at beskrive den økologiske tilstand, dels om vandløbenes vandplanter er afhængige af de næringsstofindhold, som forekommer i danske vandløb.

Økologisk tilstand

Den økologiske tilstand i vandløb beskrives indtil videre kun ved brug af Dansk vandløbs Fauna Indeks (DVFI), hvor der også kunne have været anvendt fisk og planter til at bedømme tilstanden. Ved ca. 250 vandløbsstationer er tilstanden – på dette grundlag - generelt blevet væsentlig forbedret siden 1994. Således er andelen af faunaklasserne 1-3 reduceret fra 22-26 % i perioden 1994-1998 til 5-11 % i perioden 2008-2012, ligesom andelen med faunaklasse 4 er reduceret fra 45-58 % til 33-38 %. Tilsvarende er andelen med faunaklasse 5-7 øget fra 19 % i 1994 til 62 % i 2012. Specielt er andelen med faunaklasse 6 eller 7 øget markant.

De ca. 250 stationer udgør ikke et repræsentativt udsnit af danske vandløb, idet de har en underrepræsentation af små vandløb, der strækningsmæssigt udgør mere end 2/3 af alle danske vandløb. Desuden er den økologiske tilstand i de små vandløb typisk dårligere end i de større. De aktuelle andele af de forskellige faunaklasser dækker derfor ikke danske vandløb generelt. Men tendensen er sikker: Tilstanden i danske vandløb ER blevet væsentlig forbedret inden for de sidste ca. 20 år. Årsagen er utvivlsomt en forbedret spildevandsrensning, primært ved de kommunale renseanlæg, ligesom belastningen fra dambrug er reduceret. Men man kan ikke alene rense sig til en forbedring af den økologiske tilstand. De fysiske forhold i vandløbene skal også være "i orden", for at spildevandsrensning skal have effekt. Effekten af forbedret spildevandsrensning (eller fysiske forbedringer) slår i øvrigt ikke altid hurtigt igennem. Det er veldokumenteret, at indikatorarter for god og høj miljøtilstand i mange tilfælde skal have god tid til at indvandre til ny egnede levesteder, men at arternes evne til spredning varierer betydeligt.

Biodiversitet hos smådyr

DVFI bygger på en kombination af biodiversitet (mangfoldighed) og forekomst/fravær af bestemte indikatororganismer. Imidlertid kan der ikke sættes lighedstegn mellem faunaklasse og biodiversitet i et vandløb. Dels indsamles prøverne til bestemmelse af faunaklassen i foråret, hvilket udelukker påvisning af arter, som forekommer på andre årstider. Derudover indgår en meget stor af arterne (og biodiversiteten) reelt ikke i DVFI. Det gælder frem for alt den artsrigeste gruppe, dansemyggene, der udviser en stor variation i krav til fx levesteder og føde.

Analyser af biodiversiteten viser en række overordnede mønstre. Således har jyske vandløb samlet set en større artsrigdom end vandløbene på øerne, hvor der yderligere er en positiv sammenhæng mellem artsrigdom og østørrelse. Jylland har således en række arter, som kun findes der. Derudover er vidt udbredte arter typisk også meget talrige, hvor de forekommer, mens sjældne arter ofte er fåtallige. Men der er naturligvis undtagelser fra denne "regel".

Kvælstof og fosfor

Indholdet af kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet markant siden 1989. Reduceret udvaskning fra dyrkede arealer har hovedansvaret for, at kvælstofindholdet nu i gennemsnit er reduceret med ca. 46 %, mens reduktionen for fosfors vedkommende på ca. 31 % skyldes forbedret spildevandsrensning i byområder og for virksomheder. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i vandløbene er dog stadig henholdsvis 3-4 gange og 2-3 gange så høje som de, man finder i upåvirkede naturvandløb.

Der blev fundet lignende reduktioner i den samlede tilførsel fra land af kvælstof og fosfor til de danske kystvande for perioden 1990-2012. Reduktionen i kvælstof-, og især fosforudledningen, er dog endnu større, henholdsvis 50 og 56 % beregnet for den vandføringsvægtede koncentration. For kvælstof er der alene for den såkaldt diffuse tilførsel (tilførsel fra dyrkede og udyrkede arealer, samt bidrag fra ejendomme som ikke er tilkoblet offentlige renseanlæg), tale om en reduktion på ca. 43 %.

Udledningen fra land blev for 2012 beregnet til hhv. godt 59 000 tons kvælstof og ca. 2600 tons fosfor. Disse udledninger er hhv. 20 og 15 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2011. Samtidig var vandafstrømningen i 2012 på 352 mm, hvilket var ca. 9 % mere end gennemsnittet for 1990-2011 (320 mm). Der er dog en vis usikkerhed på de beregnede udledninger.

Økologisk tilstand: Èn eller flere indikatorer?

I første generations vandplanerne anvendes kun smådyr og DVFI i vurderingen af økologisk tilstand. I fremtiden vil også indgå fisk, bundlevende alger og vandløbsplanter. En analyse på data fra en række NOVANA stationer viste, at målopfyldelsen faldt fra 60 %, hvis der kun blev anvendt DVFI, til 24 %, hvis smådyr, fisk og planter alle blev anvendt sammen med princippet om "one out all out" (ikke målopfyldelse hvis bare én indikator "fejler"). For fiskene blev brugt et litauisk indeks og for planterne et nyt dansk indeks. Resultatet er ikke overraskende, fordi de tre grupper af organismer ikke stiller helt samme krav til miljøet, men tilsammen gerne skulle give et komplet og retvisende billede af den økologiske tilstand. Analyserne viste, at vandløb, for hvilke der ikke var målopfyldelse for nogen af indikatorerne, både var væsentlig fysisk og kemisk påvirkede (spildevand). Alene fordi det undersøgte datasæt ikke er repræsentativt for vandplanvandløbene, var det ikke muligt at fastslå målopfyldelsen i næste generations vandplaner, når alle indikatorer kommer i spil.

Betyder fosfor noget for vandløbenes planter?

Danske vandløb er optimale voksesteder for planter. Vandhastigheden er ret lille og bunden relativt blød, og da vandløbene er ret små og lavvandede, får planterne også lys nok til at udvikles. Og der er forventeligt også nærings-

stoffer nok til at dække deres behov. Men faktisk ved man meget lidt om disse næringsstoffers reelle betydning. Dette er nu undersøgt med udgangspunkt i et stort antal data fra NOVANA programmet

En række analyser viser, at plantesamfundene reguleres af naturgivne forhold som vandløbenes størrelse og vandløbsvandets alkalinitet, men at fosforindholdet sandsynligvis også spiller en rolle nogle steder. Høje tætheder af børstebladet og kruset vandaks, aks-tusindblad samt sumpplanter som sø- og skov-kogleaks og dunhammer indikerer således forhøjede koncentrationer af fosfor, mens høje tætheder af bl.a. hår-tusindblad og liden vandaks synes knyttet til mere fosfor-fattige vandløb.

Plantesamfundene påvirkes dog af andre forhold, ikke mindst forstyrrelser i form af grødeskæring og opgravning, samt hydro-morfologiske ændringer af vandløbene. Et nyligt udviklet planteindeks til vurdering af økologisk tilstand reagerer formodentlig både på forstyrrelser og indholdet af fosfor. Det betyder, at det er vigtigt at kunne adskille effekterne af de to faktorer, således at der i forbindelse med vandplanlægningen kan sættes ind med virkemidler overfor den rigtige faktor. Dette kræver dog en række yderligere undersøgelser og analyser.

1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold

Peter Wiberg-Larsen & Jens Bøgestrand

1.1 Om overvågningsprogrammet

Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som blev igangsat fra og med 2004, har haft til formål at følge effekten af de tiltag, der er blevet vedtaget under de forskellige vandmiljøplaner. Derudover skulle det tilgodese en række andre behov, herunder forpligtelser overfor EU, HELCOM, OSPAR og andre internationale organer. Data har desuden dannet grundlag for indberetninger til EU om miljøtilstanden eller den økologiske tilstand i danske vandområder som helhed.

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

Samtlige data i NOVANA er indsamlet/tilvejebragt af medarbejdere i de tidligere amter (frem til og med 2006), de nuværende statslige regionale enheder under Naturstyrelsen, samt af en række konsulentfirmaer på vegne af amterne/enhederne.

Indsamlingen/tilvejebringelsen af data har bygget på tekniske anvisninger for hhv. det vandløbsøkologiske program (Pedersen m.fl. 2007) og stoftransport (DMU 2003, 2004). Med revisionen af NOVANA i 2010 er programmet justeret for perioden 2011-2015, hvilket ligeledes har medført en revision af de tekniske anvisninger. Disse kan ses på Institut for Bioscience's hjemmeside (Aarhus Universitet): http://bios.au.dk/videnudveksling/tilmyndigheder-og-saerligt-interesserede/fagdatacentre/fdcfersk/ programgrundlag_og_vejledninger/novana11-15tekanv/

1.2 Den økologiske overvågning

Den økologiske overvågning er i perioden 2004-2009 udført på 800 stationer (det ekstensive program) for at vurdere den økologiske tilstand ikke blot i selve vandløbene, men også på de ånære arealer. I selve vandløbene er der foretaget undersøgelser af biologiske kvalitetselementer som makrofytter (bl.a. vandplanter), makroinvertebrater (smådyr) og fisk, suppleret med undersøgelser af vandløbenes fysiske og vandkemiske forhold, ligesom der er foretaget planteundersøgelser på brinker og ånære arealer. Sidst nævnte ophørte dog i 2007, således at der ikke er indsamlet data fra samtlige 800 stationer. Der er også indsamlet oplysninger om menneskeskabte påvirkninger af vandløbene (fx om udnyttelsen af de ånære omgivelser og oplandet til vandløbsstationerne) for at belyse sammenhængen mellem disse faktorer og den økologiske tilstand. Undersøgelserne er generelt foretaget i en 3- eller 6-årig cyklus, men ved ca. 250 af vandløbsstationerne er der foretaget årlige undersøgelser af smådyrsfaunaen.

På yderligere 50 lokaliteter i 12 større vandløbssystemer (det intensive program) er foretaget en lignende men mere detaljeret økologisk overvågning

med årlige undersøgelser af de fleste parametre. Formålet er bedre at belyse betydningen af forskellige miljøfaktorer, tidslig udvikling og mulige interaktioner mellem de øvre og nedre dele af vandløbene.

Med revisionen af NOVANA for 2011-2015 er undersøgelserne ved de oven for nævnte ca. 800 stationer videreført – dog med udskiftning af et mindre antal stationer. Disse stationer tilhører den såkaldte kontrolovervågning (landsnet af stationer). Ligeledes er en del af de 50 intensive stationer videreført under kontrolovervågningens program af klimastationer, der i alt omfatter 35 stationer.

I 2010 er dele af det oprindelige program videreført som et "ekstra" år i den første NOVANA periode, idet data fra de undersøgte stationer dog samtidig indgår som en del af programmet for 2011-2015.

Dette års rapportering omfatter dels resultater fra de ca. 250 stationer med årlige undersøgelser af den økologiske tilstand (se kap. 3), dels to fokuskapitler om: (1) Betydningen af anvendelsen af flere biologiske kvalitetselementer for opnåelse af god økologisk tilstand og (2) Næringsstoffers betydning for vandløbenes plantesamfund. Der er ikke foretaget yderligere rapportering af det meget store datamateriale fra den økologiske overvågning i perioden 2004-2011. Dette skyldes først og fremmest en prioritering af de resurser, som er afsat via en resultatkontrakt mellem Miljøministeriet og Aarhus Universitet. Således har Aarhus Universitet også i 2013 i stort omfang leveret tekniske anvisninger til brug ved gennemførelse af det reviderede NOVANA program for perioden 2011-2015, hvorfor rapporteringen er reduceret.

I perioden 2007-2011 er der i et parallelt program (DEVANO/operationel overvågning under NOVANA) gennemført en række undersøgelser af hhv. smådyrsfaunaen og fiskebestandene (kun frem til 2009) ved et antal vandløbsstationer udvalgt af Naturstyrelsens enheder efter regionale behov. Data fra disse undersøgelser er **ikke** søgt inddraget i denne rapport, fordi disse data primært er indsamlet med henblik på forvaltningsmæssigt at understøtte den statslige vandplanlægning.

1.3 Kemisk vandkvalitet og stoftransport

Undersøgelserne i NOVANA-programmet af transporten af vand og stof har omfattet målinger ved 223 stationer (stationsantallet er dog forøget lidt ved revisionen af programmet i 2010). Måleprogrammet har således omfattet vandføring samt en række fysiske og kemiske parametre. Næringsstofferne kvælstof og fosfor samt organisk stof har været vigtige elementer, men der har også indgået målinger af pH, vandtemperatur og andre fysiske/kemiske parametre. Desuden er der tilvejebragt en række oplandsrelaterede informationer omfattende oplandsafgrænsning, arealanvendelse, jordtype, spildevandsudledninger, dyrkningspraksis m.m. Undersøgelserne er foretaget efter samme principper hvert år, dvs. med et forud fastsat antal årlige målinger for at sikre en så præcis bestemmelse af den meget varierende vand- og stoftransport som økonomisk og praktisk muligt.

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

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

I mange af rapportens analyser er stoftransportstationerne grupperet på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet, dvs. i såkaldte typeoplande (tabel 1.1) – se kapitel 4 & 5. Det skal dog bemærkes, at en del vandløb har skiftet oplandstype siden overvågningsprogrammets start, fx på grund af reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug. Kriterierne for klassifikationen af dyrkede oplande er lidt forskellige for kvælstof og fosfor. Antallet af stationer i denne kategori er derfor ikke det samme i kvælstof- og fosforkapitlerne.

Tabel 1.1. Stationstyper i vandløb baseret på en inddeling efter typeopland. I de anvendte kriterier for denne inddeling er der i punktkildebidraget ikke medregnet spildevand fra spredt bebyggelse. Angivet antal stationer fordelt på oplandstyper, der er anvendt i tidsserie-analyse (1989-2012) og aktuelt 2009. Oplandstyper for tidsserie-analyser er opgjort efter situationen i 1991.

Oplandstype	Type nr.	1989-2012 tidsserie-analyser	2012 aktuel status
Naturoplande *	1	7	10
Vandløb i dyrkede oplande (P): Dyrkningsgrad > 15 % Bebyggelse < 50 % Punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha	2	38	76
Vandløb i dyrkede oplande (N): Dyrkningsgrad > 15 % Bebyggelse < 50 % Punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha	3	63	98
Vandløb med punktkilder: Punktkildebidrag > 0,5 kg N/ha	4	78	44
Vandløb med dambrugsudledninger: P fra dambrug: > 30 % af total transport > 40 % af punktkildebidrag	5	15	7
Vandløb i bebyggede områder > 50 % bebyggelse	6	4	3

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

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

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidraget til den samlede stoftransport fra disse opgjort. Dette er gjort både for de enkelte vandløbsstationer og for den samlede stoftransport til havet. Beregningsmetoderne er detaljeret beskrevet i Svendsen (1998), men går i korthed ud på, at

man på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (byspildevand, industri m.m.) beregner det diffuse bidrag fra det åbne land som differencen mellem punktkildebidraget og den samlede transport.

Rapporteringen af stoftransporterne til havet følger samme principper og har samme omfang, som i de foregående år NOVANA-rapporter.

2 Klima

Jørgen Windolf, Rikke Bjerring Hansen & Niels Bering Ovesen

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

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

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

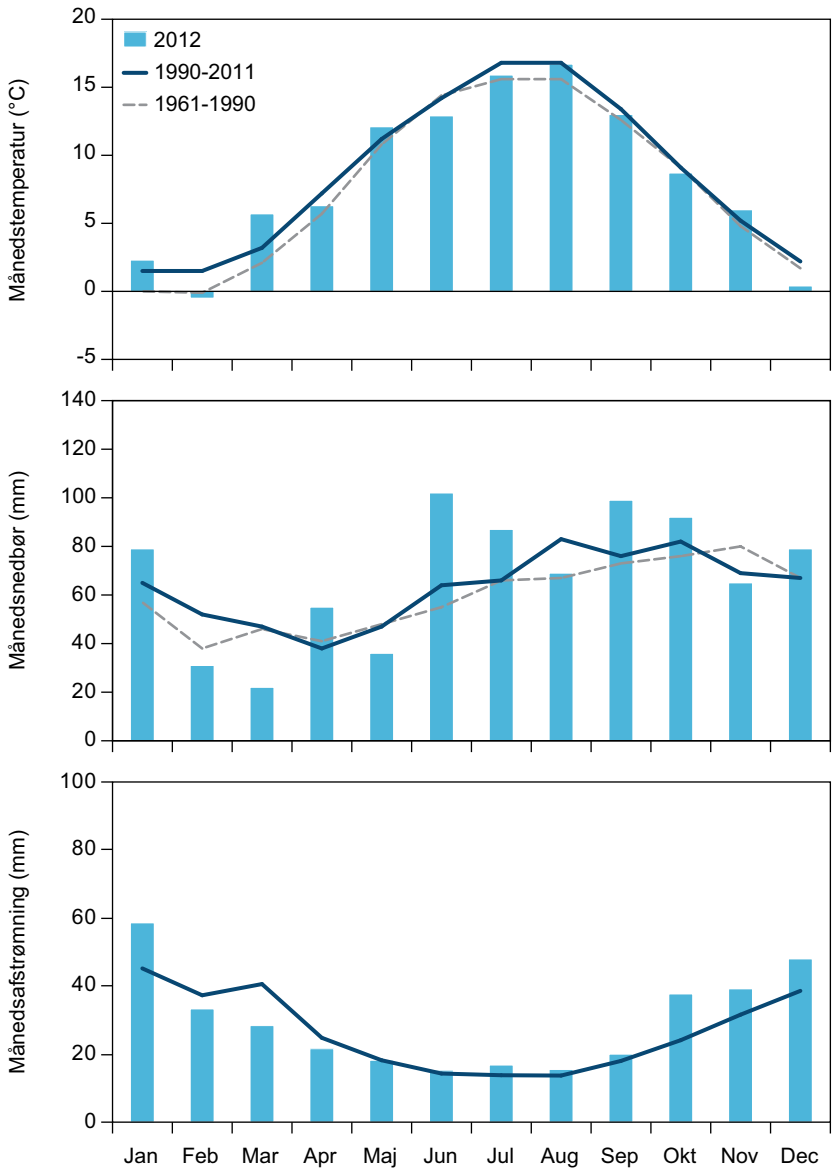
2.1 Datagrundlag og metoder

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

Ferskvandsafstrømningen er beregnet på baggrund af det datagrundlag og med den metode, der er beskrevet i Windolf m.fl. (2009) og Windolf m.fl. (2011). I beregningerne (1990-2012) indgår måledata fra i alt 178 vandføringsmålestationer, der samlet dækker 57 % af landets areal. Der er dog ikke måledata fra alle stationer i alle år. For 2012 har der været måledata fra 130 af de 178 stationer. Det samlede oplandsareal til disse 130 stationer er 22.400 km^2, svarende til ca. 52 % af landets areal.

2.2 Klima og ferskvandsafstrømning

Vejret i 2012 var som helhed lidt varmere end normalen for perioden 1961-1990, (figur 2.1 & 2.3). Middeltemperaturen for landet blev 8,3° C og 2012 var dermed knap så varm som året før (8,9 ° C). I forhold til gennemsnittet for 1990-2011 blev 2012 0,2°C køligere, men var dog 0,6 °C højere end gennemsnittet for 1961-1990. I både januar og marts var temperaturen i 2012 noget højere end normalt, mens februar måned til gengæld blev kold med udbredt frost og betydeligt lavere temperatur end gennemsnittet for de forudgående 22 år, (figur 2.3). Også juni og december var køligere end normalt. Omvendt var temperaturen i 2012 højere end normalt i maj og i november. For de øvrige måneder i 2012 var sæsonvariationen i temperaturen meget lig med gennemsnittet for perioden 1990-2011.



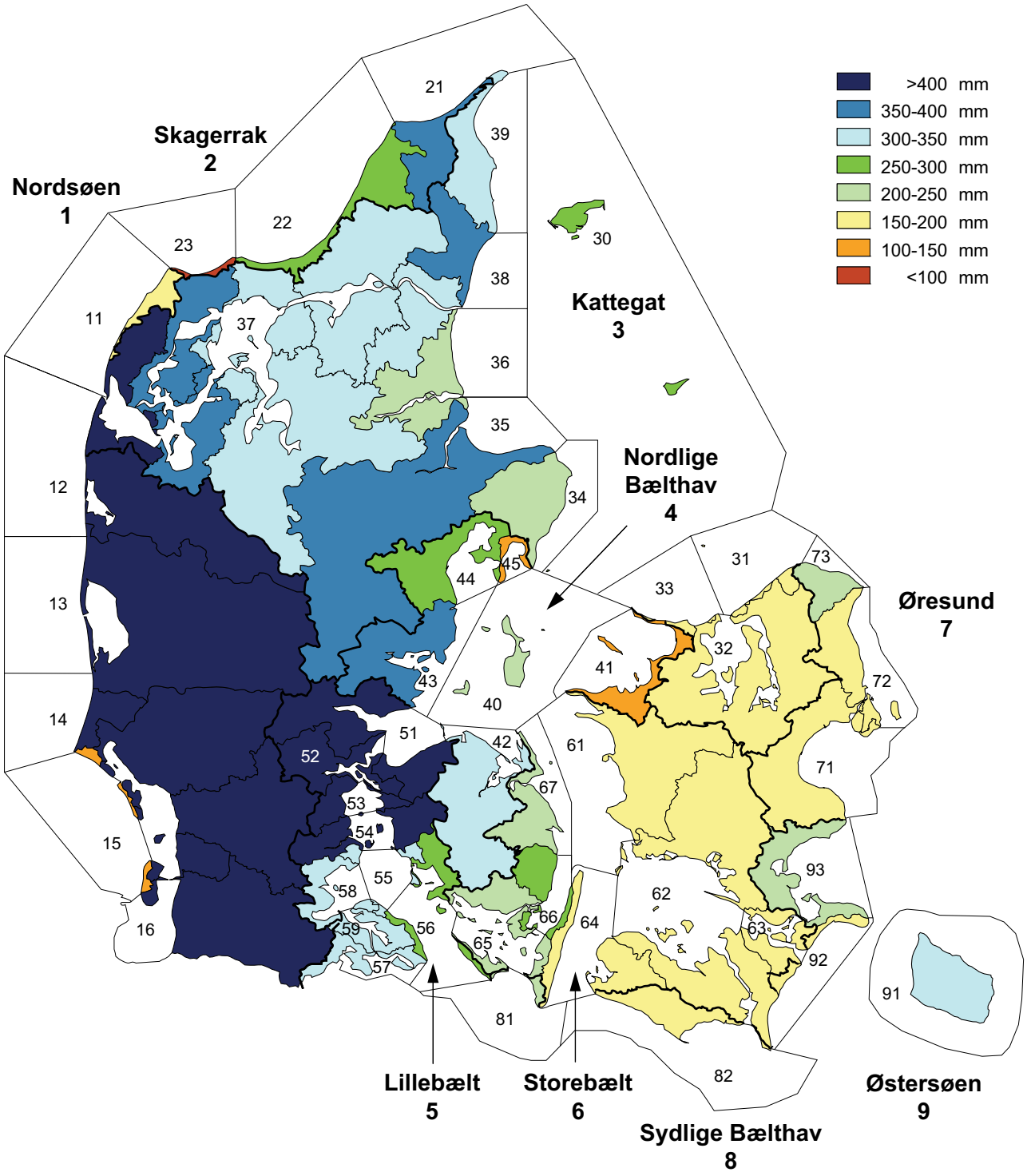
Figur 2.1. Årsværdier for temperatur, nedbør (ukorrigeret), ferskvandsafstrømning 2012 samt gennemsnit for perioden 1961-1990 og 1990-2011. Data aggregeret fra DMI's Gridværdier.

Nedbøren i 2012 var for hele landet 815 mm og dermed en anelse større end gennemsnittet for 1990-2011 (754 mm), og hele 101 mm højere end gennemsnittet på 714 mm for normalperioden 1961-1990 (figur 2.1). Nedbøren var også lidt højere end året før (+32 mm). Generelt var nedbøren i 2012 skævt fordelt hen over året med typisk små mængder nedbør i de fleste måneder i starten af året. I januar og april faldt der dog mere nedbør end normalt (figur 2.1). Fra juni til oktober regnede det også mere end normalt. Specielt juni blev med over 100 mm nedbør en særlig 'våd' måned. Nedbøren var således her 85 % større end gennemsnittet for 'normalperioden' 1961-1990. Året sluttede i november-december med nedbør omkring normalværdierne (figur 2.3).

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande i 2012 er opgjort til godt 15.100 millioner m^3 svarende til en arealspecifik afstrømning på 352 mm (figur 2.1). Afstrømningen blev dermed af samme størrelse som det foregående år. Ferskvandsafstrømningen i 2012 var ca. 9 % større end den gennemsnitlige afstrømning for perioden 1990-2011 (320 mm), (figur 2.1).

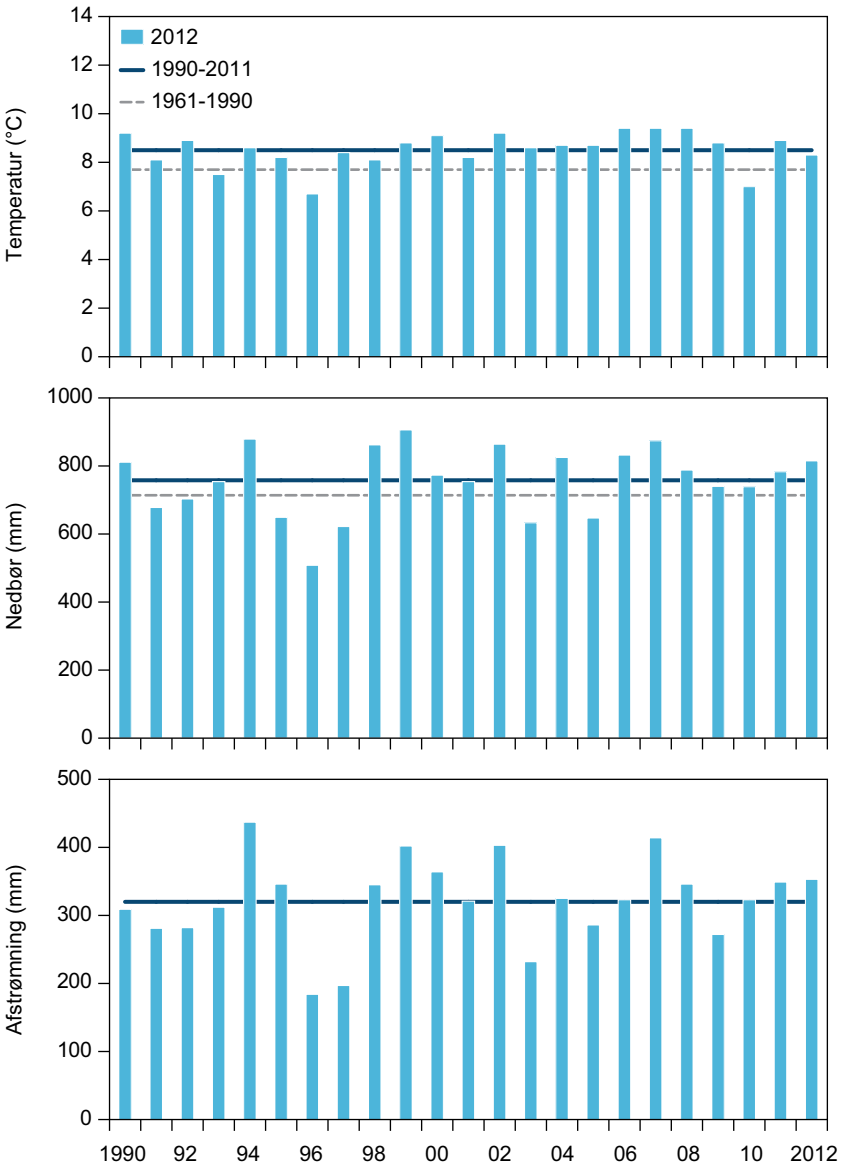
Den noget atypiske og varierende nedbørsfordeling over året medvirkede til store variationer i vandafstrømningen. Afstrømningen var således høj i den nedbørsrige januar måned, men herefter mindre end normalt frem til maj måned. Den megen nedbør i september-oktober medvirkede til, at vandafstrømningen i årets sidste kvartal blev betydelig større end normalt (figur 2.3).

Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2012 (figur 2.2). Vest for israndslinjen i Jylland var årsafstrømningen typisk 400-450 mm, mens afstrømningen til Limfjorden var lidt mindre (300-400 mm). I det østligste Danmark var afstrømningen mindre på grund af den – klimatisk betingede - generelt mindre nedbør i denne del af landet. Typisk var afstrømningen her i 2012 under 200 mm, (figur 2.2). Dog var afstrømningen på Bornholm godt 300 mm.



Figur 2.2. Ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2012 (mm/år).

Figur 2.3. Månedsværdier for temperatur, nedbør og ferskvandsafstrømning for Danmark 1990-2012. Desuden er vist gennemsnit for perioderne 1961-1990 og 1990-2011. Ferskvandsafstrømningen er dog ikke opgjort for 1961-1990.



3 Økologisk tilstand

Peter Wiberg-Larsen

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

3.1 Måling af økologisk tilstand i danske vandløb

Vandløbenes økologiske tilstand eller kvalitet bedømmes ifølge Vandrammedirektivet primært på baggrund af såkaldte biologiske kvalitetselementer. Der er som udgangspunkt tale om planteplankton (fytoplankton), bundlevende alger og større vandplanter (makrofytter), samt smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Inden for hvert af disse kvalitetselementer skal der anvendes indikatorer, som kan beskrive den økologiske tilstand og afspejle omfanget af menneskeskabte påvirkninger. Baggrunden for at anvende flere forskellige kvalitetselementer er at opnå en optimal beskrivelse af påvirkningerne, idet en bestemt organismegruppe typisk vil være særlig egnet til at afspejle bestemte påvirkninger. Når der anvendes en given indikator, skal der tages hensyn til hvilken type vandløb, der er tale om. Derudover skal det fastlægges, hvordan referencetilstanden i den pågældende vandløbstype er – og hvordan indikatoren afspejler dette. Med referencetilstanden forstås den tilstand, der findes, når et vandløb er helt upåvirket eller kun meget svagt påvirket af menneskets aktiviteter.

Mens de fleste lande i EU som foreskrevet anvender flere kvalitetselementer, og inden for hvert af disse én til flere indikatorer, anvendes der i Danmark indtil videre kun smådyr. Desuden anvendes der kun ét indeks for smådyr, Dansk Vandløbsfauna Indeks, som i sin første version blev opstillet i 1980. Dette indeks er således indført før Vandrammedirektivet, men er blevet interkalibreret med andre europæiske makroinvertebrat indices og er altså Danmarks indtil videre eneste mål for den økologiske tilstand i vandløb.

Der er imidlertid udviklet et dansk makrofyt indeks til beskrivelse af økologisk tilstand (Baattrup-Pedersen et al. 2011, Baattrup-Pedersen & Larsen 2013), men dette indeks er endnu ikke implementeret i den danske lovgivning. Desuden er der ved at blive udviklet tilsvarende indices for bundlevende alger (helt konkret kiselalger) og fisk. Til gengæld vil der ikke blive udviklet et indeks baseret på fytoplankton, fordi dette ikke er et relevant kvalitetselement i danske vandløb på grund af disses relativ ringe størrelse. Fytoplankton er således bedst egnet til større floder, hvor der kan udvikles egentlige samfund af sådanne planktonisk levende alger.

I NOVANA programmets vandløbsøkologiske del er der foretaget undersøgelser af kvalitetselementerne vandplanter, smådyr og fisk. Desuden er der målt en række andre parametre til karakterisering af den fysiske og kemiske tilstand, ligesom der er indsamlet oplysninger om forholdene i oplandet til de enkelte målestationer, samt om karakteren af de vandløbsnære omgivelser. I alt er der undersøgt op til 850 stationer igennem perioden 2004-2010, ligesom der forventes undersøgt ca. 815 stationer i perioden 2011-2015.

Samtlige stationer er udvalgt, således at de giver en god geografisk dækning og samtidig dækker vandløb med forskellig grad af menneskeskabte påvirkninger. Se i øvrigt kap. 1.

Så selvom der findes data for flere biologiske kvalitetselementer, er det på grund af manglen på implementerede indikatorer indtil videre kun muligt at beskrive den økologiske tilstand ud fra smådyr og DVFI.

3.2 Dansk Vandløbs Fauna Indeks

Smådyr har igennem mange år været anvendt til bedømmelse af miljøtilstanden i vandløb, ikke blot i Danmark men i store dele af den øvrige verden. Baggrunden er, at gruppen af disse hvirvelløse dyr (fx orme, krebsdyr, insekter, snegle og muslinger) er rig på arter, hvoraf nogle er meget tolerante, andre meget følsomme, over for en række menneskeskabte påvirkninger af vandløbenes miljø. Mange arter er derfor gode indikatorer, ligesom det er ret nemt at indsamle smådyrene på en repræsentativ måde.

Dansk Vandløbs Fauna Indeks er indført som officiel dansk metode i 1998 (Miljøstyrelsen 1998) og bygger på et forarbejde udført i 1979-1980 (Andersen et al. 1982, 1984). Metoden, der forudsætter en standardiseret prøvetagning og prøvebearbejdning, har været anvendt på et varierende antal vandløbslokaliteter i forbindelse med nationale overvågningsprogrammer siden 1989, men har også været anvendt i forbindelse med dele af de tidligere amters regionale vandløbstilsyn. Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI) inddeler ud fra sammensætningen af smådyr tilstanden i syv såkaldte faunaklasser. Både bestemte indikator-arter og diversiteten har betydning ved beregning af faunaklassen. Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede/næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 betegner den dårligste tilstand.

En lav faunaklasse (fx 1, 2 eller 3) findes typisk i vandløb med dårlige iltforhold på grund af forurening med let omsætteligt organisk stof. Dette stof stammer primært fra udledning af spildevand fra kommunale spildevandanlæg, enkeltliggende ejendomme i det åbne land, dambrug eller i visse tilfælde ulovlige udledninger af gylle eller ensilagesaft fra landbruget. Der kan også forekomme lave faunaklasse-værdier i vandløb, som er stærkt påvirket af enten okker (som i mange vestjyske vandløb) eller egentlige udledninger af insekticider. Desuden vil vandløb med dårlige fysiske forhold, for eksempel vandløb, der er udrettede og uddybede, eller vedligeholdes hårdt med opgravning og grødeskæring, kun sjældent kunne opnå faunaklasser over 4. Modsat vil et naturligt bugtet vandløb, som får "lov at passe sig selv", og som samtidig er ubelastet eller kun relativt lidt belastet med organisk stof (eller okker og pesticider), normalt have en høj faunaklasse (5, 6 eller 7).

En stor del af de danske vandløb var medtaget i de regionplaner, som de tidligere amter udarbejdede. Heri var der fastsat mål for den ønskede tilstand (herunder en bestemt faunaklasse). Regionplanernes mål er reelt stadig gældende, fordi de endnu ikke er afløst af målene i første generations vandplanerne, som udarbejdes af Miljøministeriet som en del af implementeringen af EU's Vandrammedirektiv. De ny miljømål i henhold til vandplanerne forventes at være gældende fra engang i 2014.

Der er i nærværende rapport ikke foretaget nogen vurdering af vandløbenes tilstand i forhold til de gældende målsætninger.

3.3 Den aktuelle økologiske tilstand (faunaklasse) i danske vandløb

Kun NOVANA programmets ca. 800 såkaldte kontrolovervågningsstationer er aktuelt egnede til at give en samlet status for danske vandløbs tilstand. Der er senest givet en sådan status for perioden 2004-2009, hvor samtlige stationer havde været undersøgt (Wiberg-Larsen m.fl. 2010). Først i 2015 vil samtlige stationer igen være undersøgt, således at der igen kan gøres status. Det er dog vigtigt at fastslå, at selvom kontrolovervågningsstationerne er geografisk landsdækkende, er de ikke repræsentative for danske vandløb. Bl.a. er vore mindste vandløb underrepræsenteret (Wiberg-Larsen m.fl. 2010).

Ud over den nævnte kontrolovervågning foretages der undersøgelser ved et langt større antal (tusindvis) såkaldte operationelle stationer. Data herfra kan desværre ikke benyttes til en status over danske vandløbs tilstand idet de er udvalgt efter en konstateret eller formodet dårlig tilstand. Således er stationerne ikke repræsentative for tilstanden i danske vandløb, idet formålet med programmet er at understøtte de allerede omtalte vandplaner (via identifikation af de vandløb, hvor der er behov for at forbedre tilstanden, og som opfølgning på de tiltag der allerede er gjort for at forbedre tilstanden).

3.4 Udvikling i økologisk tilstand (faunaklasse)

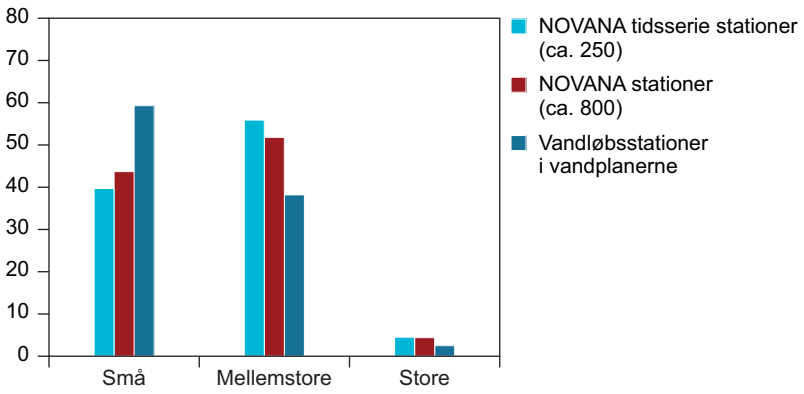
3.4.1 Datagrundlag

Siden 1994 har der været foretaget standardiseret indsamling af og bearbejdning af prøver fra vandløb i det nationale overvågningsprogram til beregning af faunaklassen. Antallet af stationer og den overordnede strategi under de nationale overvågningsprogrammer har varieret gennem perioden. Således har antallet af stationer, som årligt er undersøgt, ændret sig fra 222 i 1994-1997, 444 i 1998, 1053 i 1999-2003, til ca. 250 siden 2004. For hele perioden er der imidlertid kun ca. 84 stationer, for hvilke der foreligger en ubrudt serie (18-19 år ud af samlet set 19 år) med årlige prøver. For en række yderligere stationer foreligger kortere tidsserier, således at en beskrivelse af udviklingen i danske vandløb inden for de seneste 19 år i praksis kan foretages på baggrund af årligt 91-247 stationer (i gennemsnit 214). De i denne rapport viste resultater er baseret på dette fulde datasæt, ikke de ca. 84 stationer, som har været gennemgående i hele perioden. Der kan argumenteres for, at det havde været mest korrekt at basere analyserne på de gennemgående stationer, men så ville man tabe vigtig information for perioden 1999-2012 (hvor der forefindes stort set fulde datasæt) og ikke mindst for årene fremover. Statistiske analyser viser imidlertid, at forskellene mellem de to opgørelsesmetoder (dvs. sæt af data) er marginale.

Ud over stationerne i de nævnte nationale programmer er der foretaget bestemmelser af faunaklassen ved et langt større antal stationer i forbindelsen med de nedlagte amters regionale tilsyn. Datamaterialet er imidlertid så inhomogent mht. frekvens, tidspunkt (år), omfang (antal stationer) og metode, at det reelt ikke er muligt at beskrive en generel udvikling for danske vandløb (Wiberg-Larsen et al. 2012). Desuden er der i nyeste tid indsamlet data med "operationelt" formål (DEVANO m.v.), men på grund af disse datas karakter, er de (jf. afsnit 3.3) heller ikke egnede til at indgå i tidsserieanalyser.

Udviklingen i økologisk tilstand ved de op til ca. 250 NOVANA stationer er blevet rapporteret i de årlige NOVANA vandløbsrapporter. Disse stationer udgør i endnu mindre grad end de ca. 800 stationer, som de er en delmæng-

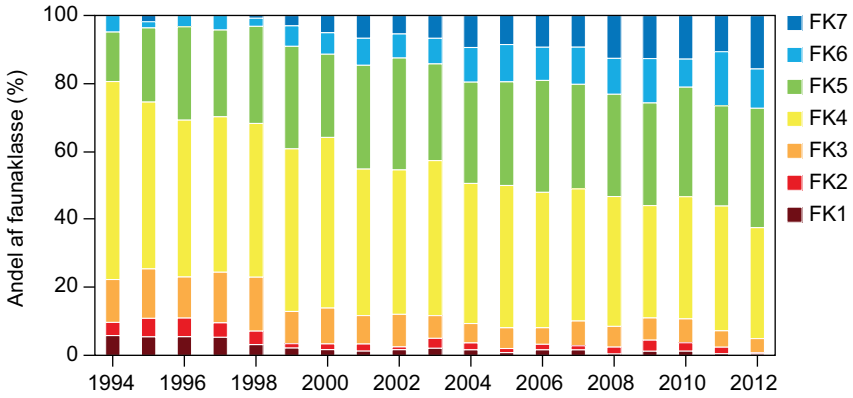
de af (se afsnit 3.3), et repræsentativt udvalg af danske vandløb (Wiberg-Larsen m.fl. 2010, Wiberg-Larsen m.fl. 2012). Således er store og mellemstore vandløb overrepræsenteret, og små vandløb tilsvarende underrepræsenteret, i stationsnettet i forhold til de vandløb, som indgår i seneste udkast til vandplaner (se figur 3.1), ligesom stationerne som udgangspunkt omfatter vandløb, som er påvirket på forskellig vis (udledninger fra renseanlæg, dambrug, landbrugsdrift, reguleringer, fysisk vedligeholdelse). Man skal derfor ikke lægge vægt på de konkrete procentvise andele af faunaklasserne, hvorimod selve tendensen i udviklingen formodentlig er repræsentativ for landets middelstore og store vandløb. Fordelingen af vandløbstyperne i vandplanerne er i øvrigt tættest på den aktuelle fordeling for danske vandløb som helhed.



Figur 3.1. Fordelingen (i %) af små (type 1), mellemstore (type 2) og store (type 3) vandløbsstationer i hhv. NOVANA-programmet og vandplanerne. Sidstnævntes stationer afspejler bedst den faktiske størrelsesfordeling af danske vandløb, mens der er en markant underrepræsentation af små vandløb og overrepræsentation af mellemstore vandløb i NOVANA.

3.4.2 Hvad viser data?

Den økologiske tilstand, således som den er beskrevet ud fra faunaklassen, er generelt blevet væsentlig forbedret siden 1994 (se figur 3.2). Således er andelen af faunaklasserne 1-3 reduceret fra 22-26 % i perioden 1994-1998 til 5-11 % i perioden 2008-2012, ligesom andelen med faunaklasse 4 er reduceret fra 45-58 % til 33-38 %. Tilsvarende er andelen med faunaklasse 5-7 øget fra 19 % i 1994 til 62 % i 2012. Specielt er andelen med faunaklasse 6 eller 7 øget markant.



Figur 3.2. Udvikling i faunaklassen (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) ved 91-247 stationer undersøgt på standardiseret vis igennem perioden 1994-2011 (se afsnit 3.4.1 for nærmere forklaring).

Udviklingen er stærkt statistisk signifikant (lineær regression for hhv. faunaklasse 1-3, 4 og 5-7: r^2 = 0,75-0,93, p<0,001). Der er desuden ikke tegn på nogen "stabilisering" af tilstanden inden for de sidste 5 år (således som det blev antydet i sidste års rapportering).

Og hvad er så forklaringen på den markant positive udvikling? Er der tale om forbedring af vandkvaliteten gennem forbedret spildevandsrensning ved offentlige renseanlæg, ejendomme i det åbne land, ferskvandsdambrug, eller er de fysiske forhold forbedret som følge af en mere miljøvenlig vedligeholdelse eller endda fysisk restaurering? Dette er diskuteret ret indgående i Wiberg-Larsen m.fl. (2012). Konklusionen var, at udviklingen i perioden 1994-2007 primært følger en reduktion i vandløbenes indhold af let nedbrydeligt organisk stof. Denne reduktion i belastning er et resultat af indgreb over for udledninger af spildevand, bl.a. i form af bedre rensning af byernes udledninger via de offentlige renseanlæg, reduktion i udledninger fra dambrug (i Jylland), samt eliminering af ulovlige udledninger af ajle, møddingsvand, ensilagesaft mv. fra landbruget.

To forhold er afgørende for, om en kemisk forbedring af vandkvaliteten slår igennem i form af forbedret faunaklasse. "Rentvandsarterne" skal således være i stand til at indvandre og udkonkurrere "forureningstolerante" arter. Hastigheden af denne indvandring er betinget af, om rentvandsarterne allerede findes i et givet vandløbssystem (for så kan det gå relativt hurtigt) eller om de skal indvandre over land fra andre vandsystemer (for så vil det tage årtier, hvis afstandene er store), se fx Wiberg-Larsen & Nørum (2009). Indvandring kan dog ikke stå alene. Der skal også være fysiske levemuligheder i de vandløb, hvor vandkvaliteten forbedres. Der er således påvist en signifikant positiv sammenhæng mellem fysisk kvalitet, målt ved Dansk Fysisk Indeks, og faunaklassen (se Wiberg-Larsen et al. 2010).

Selvom der kan peges på vandkvalitetsforbedringen som den primære årsag til den positive udvikling i miljøtilstand, kan det ikke udelukkes at også fysiske forbedringer har haft betydning. Imidlertid er der en udpræget mangel på dokumentation for ændringer i de fysiske forhold i vandløbene inden for de seneste 20-25 år. Der er således ikke foretaget systematiske målinger, fx i form af fysisk indeks eller lignende. Man kunne ellers forvente en forbedring som følge af ændringen af formålet med vandløbsloven i 1985. Her blev afvanding og miljøinteresser i princippet ligestillet, hvor afvanding var hovedformålet før den tid. Miljøvenlig vedligeholdelse af vandløb blev efterfølgende indbygget i ny regulativer, som dog først blev fuldt implementeret omkring midten af 1990'erne (senest i de mindre vandløb). Men selvom vedligeholdelsen af vandløbene herefter generelt skulle være blevet mere "miljøvenlig" – og derved burde føre til bedre fysiske forhold – er der indikationer på, at vedligeholdelsen ikke er udført så miljøvenligt som angivet i regulativerne (Moeslund & Schlünsen 2011). Dertil kommer, at "miljøvenlig" vedligeholdelse udført i overensstemmelse med regulativerne ikke nødvendigvis er tilstrækkelig til at sikre forbedrede fysiske forhold, hvorfor vedligeholdelsen bør ændres i mere miljøvenlig retning eller suppleres med egentlige fysiske restaureringer for at give tilstrækkelig positiv effekt.

Forbedringen i vandkvalitet og økologisk tilstand er primært et resultat af forbedret spildevandsrensning ved kommunale renseanlæg og dambrug. Derimod har forbedret rensning ved ejendommene i det åbne land næppe haft nogen større betydning - endnu. Dels er den endnu ikke gennemført i fuldt omfang på landsplan, dels er udledningerne kun af væsentlig betyd-

ning for de små vandløb, som i mindre omfang indgår i datamaterialet. Det må dog forventes, at den forbedrede spildevandsrensning i det åbne vil få en synlig positiv effekt på tilstanden i de små vandløb.

3.5 Biodiversitet af smådyr i NOVANA vandløbene

Dansk Vandløbs Fauna Indeks bygger i princippet på biodiversitet. Det er derfor relevant at se nærmere på den overordnede biodiversitet, hvoraf en del ligger til grund for indeksberegningerne af faunaklassen.

Biodiversitet (biologisk mangfoldighed) kan helt simpelt måles ved antallet af arter (artsrigdom) – eller hvis dette ikke er muligt antallet af slægter, familier eller endnu mere overordnede grupper. Biodiversiteten kan også opgøres mere sofistikeret i form af matematiske sammenhænge mellem de enkelte arter og det antal hver art optræder i. Et eksempel er Shannon-Wieners diversitetsindeks. I denne rapport er der alene fokuseret på antallet af arter. Biodiversiteten kan opgøres for en enkelt prøve, for en lokalitet (baseret på 1-flere prøver), eller et afgrænset geografisk område.

Ud fra den betragtning, at miljøtilstanden i danske vandløb er blevet forbedret igennem de seneste knapt 20 år (se afsnit 3.4.2), er det valgt at undersøge biodiversiteten på de stationer (i alt 716 svarende til ca. 88 % af samtlige kontrolovervågningsstationer), som er undersøgt inden for de seneste 5 år.

3.5.1 Beskriver NOVANA prøverne den reelle biodiversitet i danske vandløb?

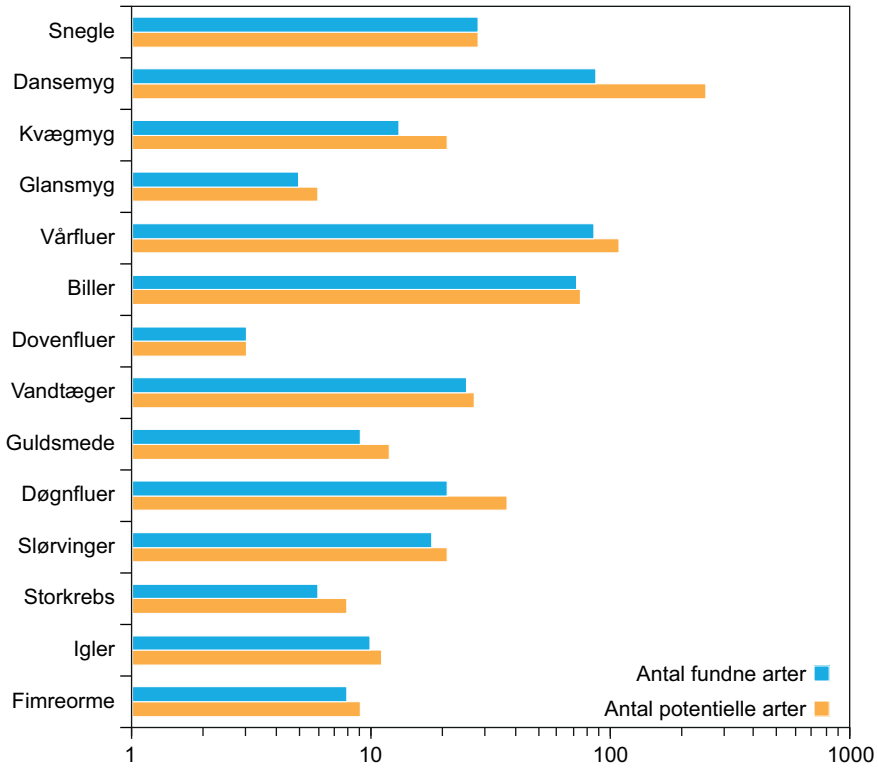
I NOVANA programmet og den tilhørende tekniske anvisning (V07) indsamles de prøver, som anvendes til beregning af DVFI, i perioden 1. februar - 30. april (i den operationelle overvågning tillades dog også indsamlinger i maj, november og december), se Wiberg-Larsen (2011). Rationalet bag at indsamle om foråret er, at der på dette tidspunkt er størst chance for at finde de "rentvandskrævende" arter (især blandt gruppen af slørvinger). De mange arter i vandløb har dog langt fra samme livscyklus, og flere vil enten ikke være til stede, når prøverne indsamles, eller være så små at de ikke tilbageholdes af den ketsjer, som anvendes ved indsamlingen. Dertil kommer, at en række arter, især blandt den store gruppe af tovinger, enten ikke kan eller (ifølge den tekniske anvisning V07) ikke skal bestemmes til netop art.

Set i dette lys kan det være relevant at undersøge, hvor stor en del af den faktiske biodiversitet selve NOVANA programmet "samler op".

Der er ved de sidste 5 års undersøgelser i alt fundet 488 arter, fordelt på mindst 19 overordnede grupper (ordener, klasser) og herunder mindst 105 familier. Fordelingen på de relativt større grupper (familier, ordener) viser, at biller, vårfluer og diverse tovinger (myg & fluer) med hensyn til artsantal er helt dominerende i vore vandløb (figur 3.3). Og så er diversiteten af især tovingerne endda stærkt underestimeret, tydeligst illustreret for dansemyggene. For dansemyg, stankelben og visse grupper af fluer er problemet, at artsbestemmelse kun i relativt få tilfælde er mulig, simpelthen fordi mange arter kun er kendt som voksne, og fordi kun deres larver træffes i vandløbene. Inden for andre grupper, hvor en ret stor del af de potentielt forekommende arter ikke er fundet, er forklaringerne (i hvert fald delvist) andre. Flere arter er således relativt sjældne og tilknyttet specielle levesteder, som ikke nødvendigvis dækkes af de undersøgte stationer. Eksempler er slørvingen

Siphonoperla burmeisteri (eneste forekomst i Vidå), samt vårfluerne *Glossosoma boltoni* (kun én forekomst i Skjern Å), *Wormaldia subnigra* (med kun to danske forekomster), *Tinodes unicolor* (knyttet til få bække med udfældninger af kildekalk), *Tinodes maclachlani* (på grundvandsbetingede vandfilm på lodrette klippesider på Bornholm), *Oligostomis reticulata* (fra naturlige blødbundsvandløb), *Ernodes articularis* (i sumpkilder), og *Ceraclea albimacula* (på "dyriske" svampe). For en række døgnfluer, fx flere *Baetis*-arter og *Ephemerella notata*, *Brachycercus harrisella* skyldes den manglende forekomst, at prøverne tages for tidligt i forhold til dyrenes forekomst i vandløbene.

Samlet set beskriver prøverne fra de sidste 5 år af NOVANA programmet således ikke den faktiske biodiversitet af makroinvertebrater i danske vandløb. Denne faktiske biodiversitet er aldrig opgjort præcist, men vurderes skønsmæssigt at omfatte mindst 700-800 arter.



Figur 3.3. Antallet af arter inden for en række grupper af organismer fundet ved 716 NOVANA-vandløbsstationer i perioden 2008-2012. Ligeledes angivet antallet af forventede arter inden for de samme grupper. Bemærk den logaritmiske skala.

3.5.2 Afspejler DVFI den reelle biodiversitet i danske vandløb?

Dansk Vandløbs Fauna Indeks bygger som allerede nævnt på indikatororganismer og biodiversitet. Lidt groft sagt kan der forventes en høj faunaklasse, hvis antallet af arter/slægter/familier er højt (og biodiversiteten høj), især hvis der er tale om arter og grupper, som er særligt gode indikatorer for god miljøtilstand. Sidst nævnte findes især blandt døgnfluer, slørvinger og vårfluer. DVFI er således kun baseret på et udsnit af de arter/slægter og grupper, som reelt forekommer i vandløbene. Derfor vil der være en betragtelig biodiversitet, som ikke beskrives af indekset.

Set i dette lys er det relevant at undersøge, i hvor høj grad arterne som indgår i DVFI afspejler den faktiske biodiversitet.

Blandt de i alt fundne arter indgår 185 (eller 38 %) i DVFI. Der er naturligvis stor forskel fra gruppe til gruppe, afhængigt af i hvor høj grad den enkelte gruppe indgår i indekset. For døgnfluer, slørvinger og vårfluer indgår principielt samtlige arter i DVFI, mens det kun er tilfældet for et fåtal blandt tovingerne. Så samlet set vil DVFI kun direkte beskrive og bygge på en relativt mindre del af vandløbenes biodiversitet. Denne del kan med henvisning til afsnit 3.5.1 forsigtigt opgøres til ca. 25 %. Der er altså en meget stor "uanvendt" biodiversitet, der potentielt kunne anvendes til vurdering af effekten af miljøpåvirkninger. Således vides der at være et stort potentiale i artsrige grupper som børsteorm og dansemyg (Nijboer m.fl. 2004, Wiberg-Larsen & Larsen 2007).

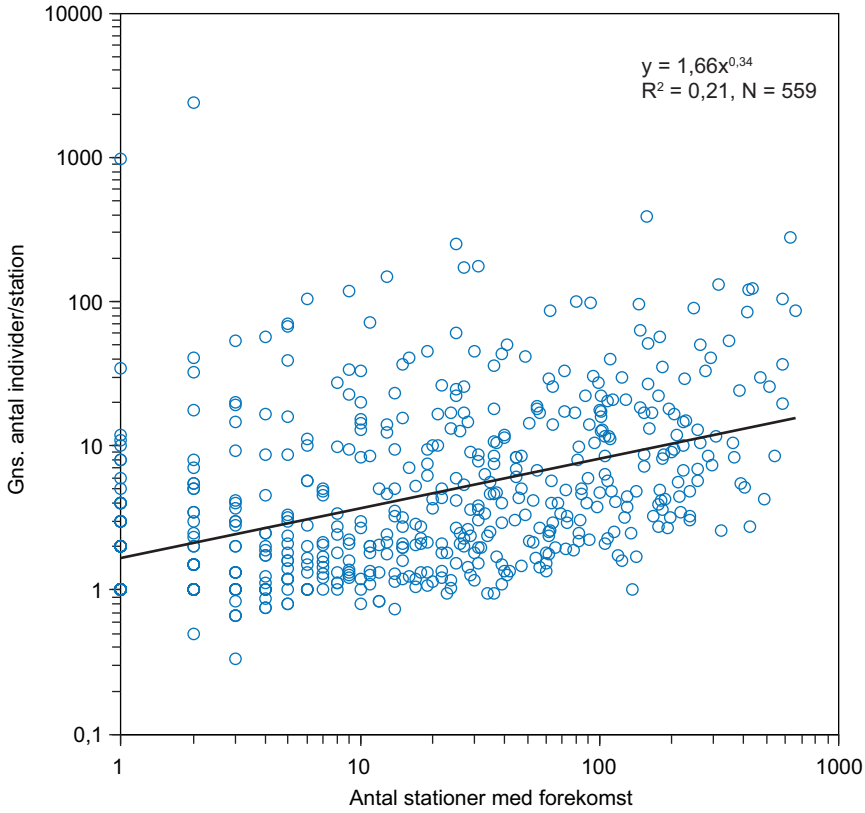
3.5.3 Udbredelse og hyppighed af smådyr i NOVANA vandløbene

I naturen er visse arter meget udbredte, mens andre kun forekommer få steder. De meget udbredte er typisk sådanne, som kan leve under ret forskellige miljøforhold, og som samtidig har en relativt hurtig og effektiv formering, ligesom de er gode til at spredes til ny levesteder. Modsat er sjældne arter ofte knyttet til meget specielle levesteder, hvor de kræver helt bestemte miljøforhold for at trives. De sjældne arter kan også være dårlige til at spredes, ligesom deres formeringspotentiale kan være lille. Men det sidste behøver ikke være tilfældet. Disse forskelle mellem arterne er naturligvis af særlig betydning i en verden af vandløb, som har været udsat for ganske betydelige forringelser. Her vil de arter, som er bedst tilpasset til et omskifteligt miljø, naturligvis have store fordele, mens mere specialiserede arter har det svært.

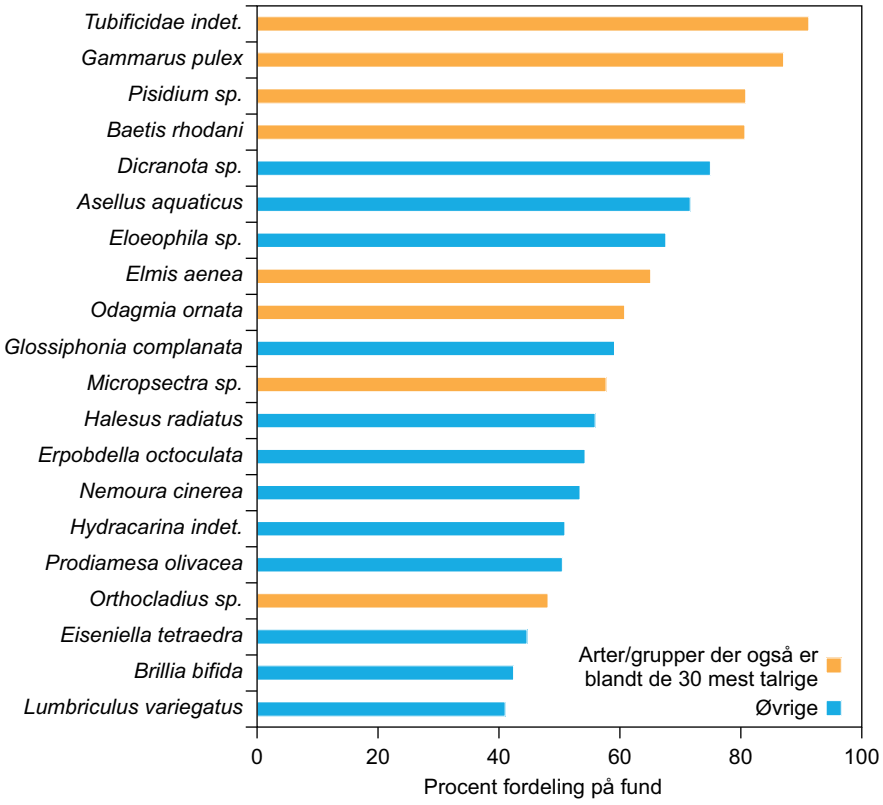
For en række forskellige typer af plante- og dyresamfund er det velkendt, at vidt udbredte arter også er lokalt talrige, mens sjældne arter er lokalt fåtallige (Sand-Jensen 2000). Det er fx i Danmark vist for vandløbsplanter (Sand-Jensen 2000). Sammenhængen ser også ud til at være gældende for smådyr i NOVANA vandløbene, se figur 3.4. Der er således en signifikant positiv sammenhæng mellem udbredelse og lokal hyppighed. Rationalet bag denne sammenhæng er bl.a. at relativt høj lokal hyppighed giver mulighed for effektiv spredning, og dermed øges mulighederne for at opnå en stor udbredelse. Man kan forestille sig, at netop sådanne arter vil være tilpasningsdygtige i forbindelse med ændringer i klimaet. Figuren viser imidlertid også, at enkelte sjældent fundne arter kan være endda meget talrige, ligesom meget udbredte arter ikke behøver at være lokalt talrige. Nogle af de lidet udbredte men lokalt talrige arter har muligvis et relativt stort potentiale for spredning, således at kan de kolonisere selv relativt specielle levesteder.

Meget udbredte og hyppige arter er ikke begrænset til bestemte grupper af smådyr. Således omfatter en "top 20" liste over de mest udbredte smådyr repræsentanter for grupperne børsteorme, igler, storkrebs, vandmider, døgnfluer, slørvinger, biller, vårfluer og tovinger (figur 3.5). Lignende bredde gælder også hvis man ser på de 20 lokalt hyppigste smådyr (figur 3.6). Omkring halvdelen af arterne/grupperne fra "top 20" listerne er i øvrigt gengangere fra begge lister. Her skiller især ferskvandstangloppen *Gammarus pulex* sig markant ud, og det til trods for, at den naturligt mangler i Jylland nord for Limfjorden. Arten kan således betragtes som en nøgleart i danske vandløb, med betydning for stofomsætning og biologisk struktur. Den er således i stand til at udnytte mange typer fødekilder, og kan således optræde som ituriver af løvfældede blade, græsser på alger, og ikke mindst som rovdyr i forhold til andre smådyr. Det er ikke sikkert, at det altid har

været sådan i danske vandløb, idet artens nuværende dominans meget vel kan være et udtryk for at vandløbene har været og stadig er påvirket af menneskets aktiviteter.

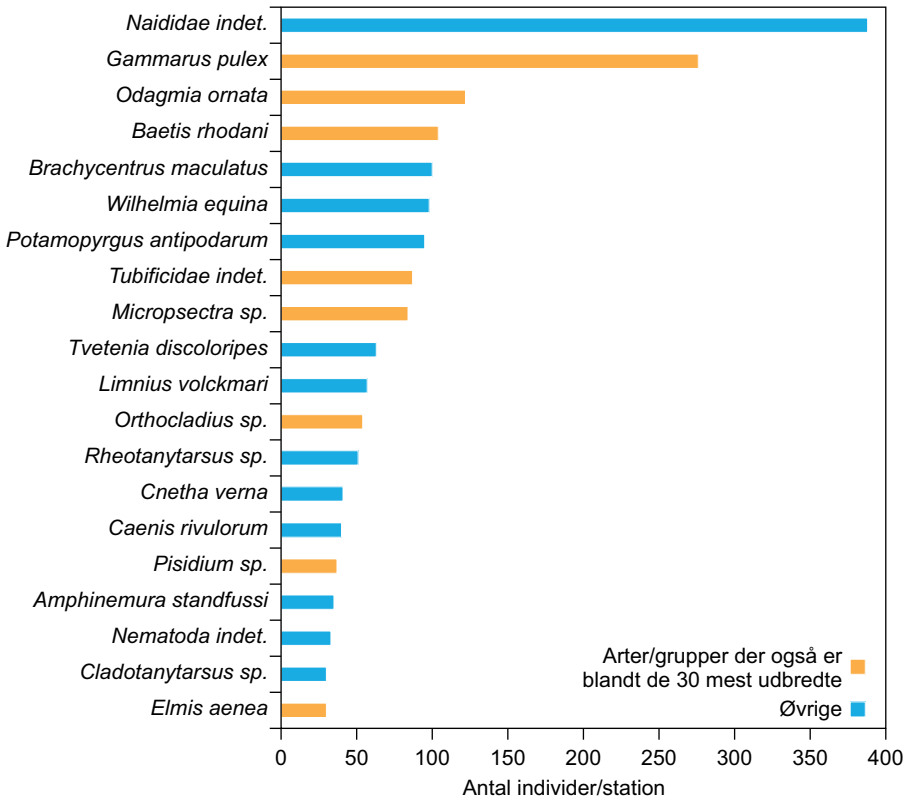


Figur 3.4. Sammenhæng mellem udbredelse (antal stationer med forekomst) og lokal hyppighed (antal individer/station) for arter fundet blandt 716 NOVANA vandløbsstationer i perioden 2008-2012. Bemærk at begge akser er logaritmiske.



Figur 3.5. De 20 mest udbredte arter/grupper af smådyr fundet blandt 716 NOVANA vandløbsstationer i perioden 2008-2012. Gule søjler angiver arter/grupper der er blandt både de 20 mest udbredte og 20 mest talrige.

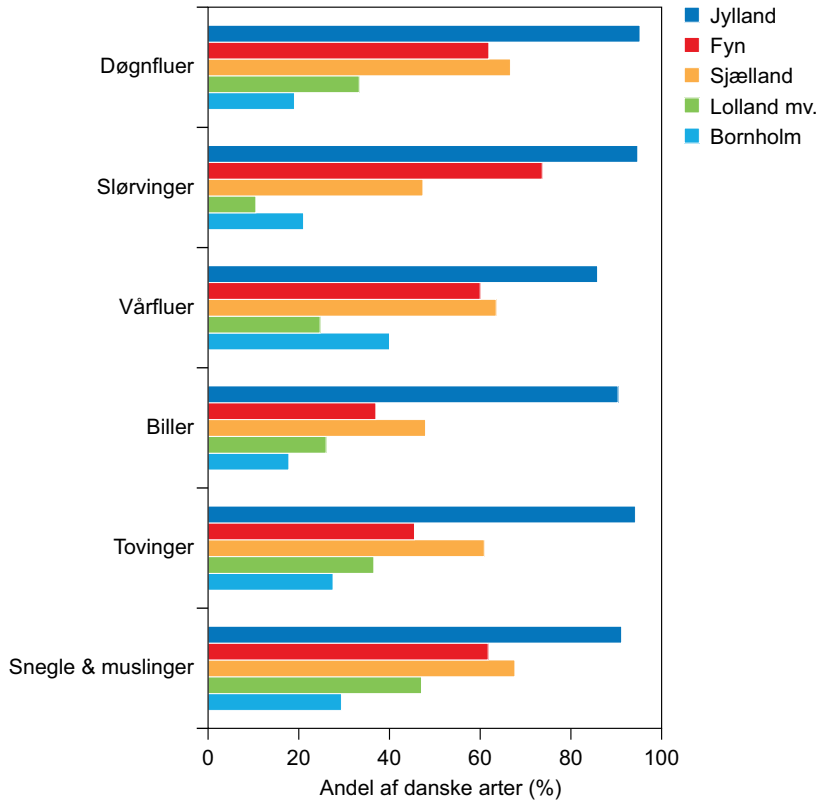
Figur 3.6. De gennemsnitlig 20 talrigste arter/grupper af smådyr fundet blandt 716 NOVANA vandløbsstationer i perioden 2008-2012. Opgørelsen er KUN foretaget blandt arter/grupper, som forekom ved mindst 10 % af de undersøgte stationer. Gule søjler angiver arter/grupper der er blandt både de 20 mest udbredte og 20 mest talrige.



Andre meget udbredte og samtidig talrige arter/grupper er Tubificidae (børsteorme), *Baetis rhodani* (døgnflue), *Elmis aenea* (klobille), *Odagmia ornata* (kvægmyg), *Orthocladius* og *Micropsectra* (dansemyg) og *Pisidium* (ærtemusling). Blandt disse er insekterne relativt gode spredere via deres vingede voksne stadie. Tovingerne er gode aktive spredere, mens *Baetis* primært spredes passivt med vinden ved hjælp af dens relativt store sejlagtige vinger. Mere overraskende er måske den store udbredelse af *Elmis aenea*, som lever i vandløbene som såvel voksen som larve. De voksne foretager imidlertid aktive flyvninger umiddelbart efter at de klækkes fra puppestadiet, som finder sted på land.

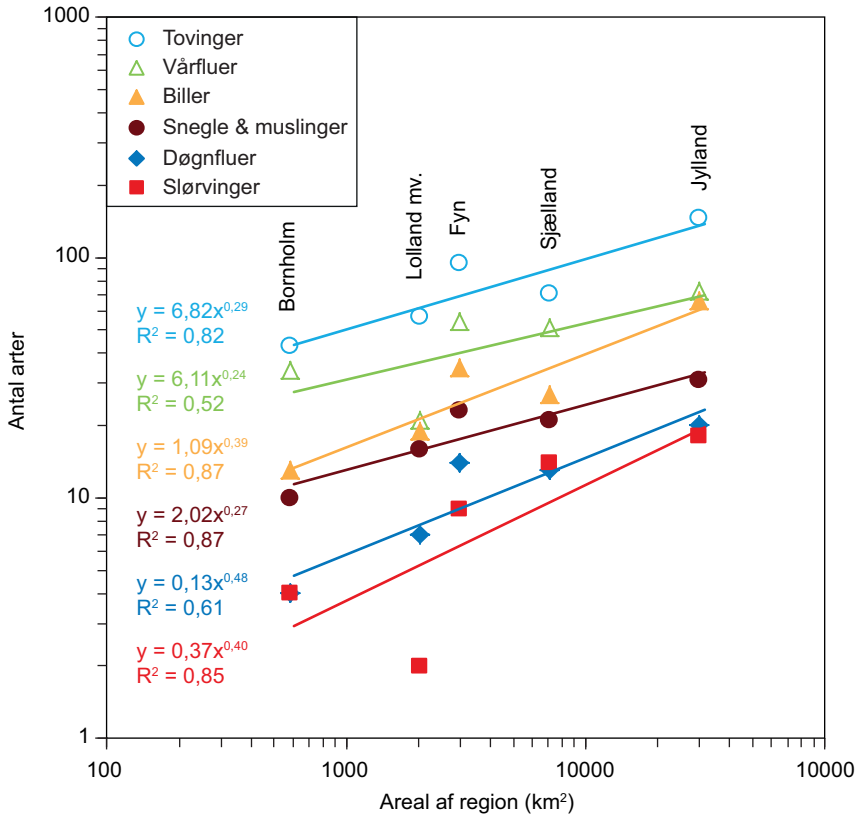
Ud over de beskrevne store linjer viser datamaterialet fra NOVANA vandløbene, at biodiversiteten ikke fordeler sig jævnt over Danmark (figur 3.7). Landet består som bekendt af dels et stort fastland, dels en række større og mindre øer. Og ikke overraskende er biodiversiteten for 6 relativt artsrige grupper (døgnfluer, slørvinger, biller, vårfluer, tovinger og snegle/muslinger) langt størst i Jylland. Det er således velkendt, at artsrigdommen er større på fastlande end i de nærliggende øer, fordi artsrigdommen opretholdes via dels indvandring, dels uddøen, af arterne. Her vil risikoen for uddøen være større og muligheden for indvandring mindre på øer sammenlignet med et fastland. For vandløbssmådyr kompliceres indvandringen af, at den dels skal foregå mellem vandsystemer adskilt af ugæstfrit land, dels foregå over ugæstfri havområder. Det vil desuden være sådan, at muligheden for indvandring aftager, jo længere en ø ligger fra et fastland. Ud over disse principper har arealet af de enkelte områder betydning, idet der for samtlige grupper er en positiv korrelation mellem artsantal og areal: med stigende areal er der levemuligheder for et øget antal individer, og med et større antal individer øges chancen for flere arter. Dertil kommer, at større arealer øger muligheden for tilstedeværelse af flere habitater, og med flere habitater også muligheden for flere arter.

Figur 3.7. Regionale forskelle i artsrigdom inden for udvalgte grupper af smådyr fundet blandt 716 NOVANA vandløbsstationer i perioden 2008-2012.



For NOVANA datamaterialet er der en god til meget god positiv sammenhæng mellem artsrigdom og areal af regionerne (r^2=0,51-0,87, P<0,01) for de 6 udvalgte organismegrupper. Sammenhængene kan bedst beskrives ved potensfunktioner (figur 3.8). Interessant er at kurvernes hældning varierer fra gruppe til gruppe, idet der dog er et ret klart mønster. Således er hældningen lille hos vårfluer, tovinger og snegle/muslinger, hvilket antyder at arterne generelt er gode til at sprede sig. Det er umiddelbart overraskende for snegle/muslinger, der ikke som insekter kan flyve. Og så alligevel. Snegle kan nemlig relativt let spredes passivt via vandfugle. Kurvehældningerne er større hos andre insekter som døgnfluer, slørvinger og vandbiller, hvilket tyder på at de trods deres vingede stadie er relativt dårlige spredere. Denne fortolkning af data er naturligvis en forsimpling, idet der fx vil være variation i spredningskapacitet fra art til art. Desuden beskriver NOVANA datasættet, som allerede nævnt, ikke nødvendigvis den faktiske regionale pulje af arter, ligesom afstanden mellem øerne og nærmeste fastland er forskellig. Det er således ret tydeligt, at Fyn har relativt flere arter end Sjælland, formodentlig pga. af den meget nære tilknytning til Jylland. Endelig kan en del af variationen forklares ved naturgivne forskelle (fx få vandløb med stort fald på Lolland og Falster) eller forskelle i tidligere og nuværende menneskeskabte miljøpåvirkninger. Det er dog tankevækkende, at Fyn på trods af sin nære beliggenhed til Jylland mangler en række østjyske arter blandt fx døgnfluer, slørvinger og vårfluer, samtidig med at der ikke umiddelbart synes at være væsentlige fysiske forskelle mellem vandløbene i de to områder.

Figur 3.8. Artsrigdom af udvalgte grupper af vandløbssmådyr fundet blandt 716 NOVANA vandløbsstationer i perioden 2008-2012, opdelt på regionerne Jylland, Sjælland, Fyn, Lolland/Falster/Møn og Bornholm.



4 Kvælstof i vandløb

Jens Bøgestrand

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

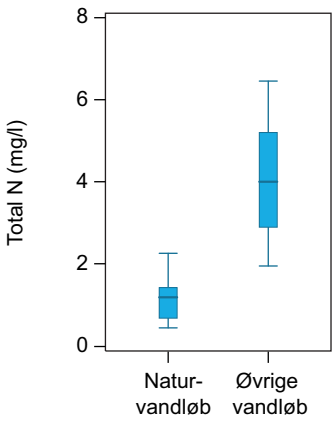
Kvælstof i vandmiljøet stammer især fra udvaskning fra landbrugsarealer, men der udledes også noget fra renseanlæg, industrier og dambrug.

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

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

4.1 Tilstanden i 2012

Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2012 gennemsnitligt 3-4 gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (figur 4.1).

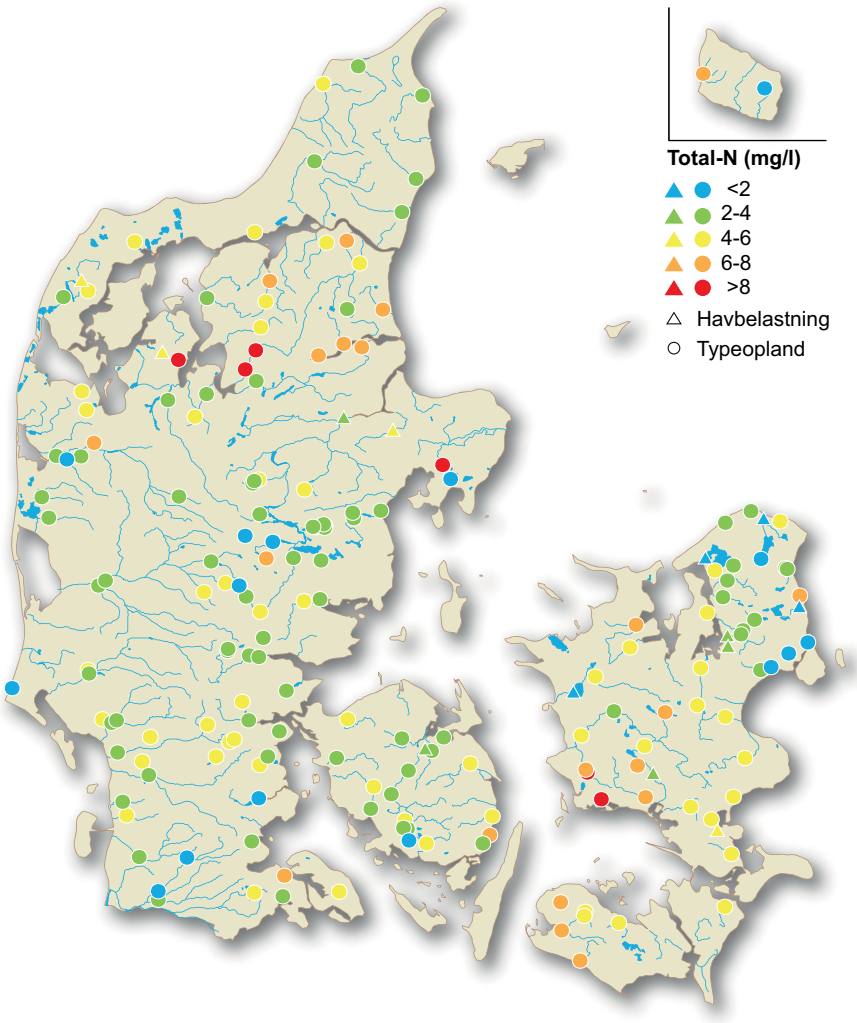


Figur 4.1. Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2012. For naturvandløbene dog 2011, da de kun undersøges hvert 3. år. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.

Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist at der er regionalt betingede forskelle, som kan forklare noget af variationen, idet koncentrationen af nitratkvælstof er væsentligt højere i oplande med lerjord end i sandjordsoplande.

Vandløb i Vestjylland har generelt en lavere koncentration af kvælstof end, for eksempel, de sydsjællandske vandløb (figur 4.2). 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 til gengæld strømme gennem øvre grundvandsmagasiner eller dræn uden at skulle passere iltfrie zoner. Derfor bliver der ikke fjernet så meget nitrat ved denitrifikation i denne region, og vandløbene har derfor højere kvælstofkoncentrationer.

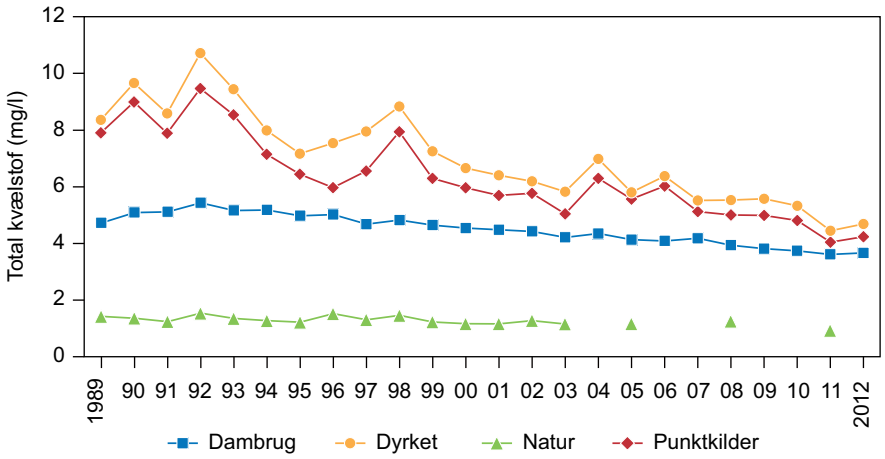


Figur 4.2. Koncentrationen af total kvælstof i vandløb i 2012. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

4.2 Udvikling siden 1989

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har generelt været faldende, bortset fra i naturvandløbene, hvor den har været stort set uændret. Faldet har været tydeligst i de vandløb, der ligger i dyrkede oplande eller modtager betydende udledninger af by- eller industrispildevand (figur 4.3 og tabel 4.1). I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der derimod kun været en mindre reduktion. Her har koncentrationsniveauet dog været lavere gennem hele perioden, primært fordi dambrugsdrift er koncentreret i grundvandsfødte vandløb i egne, hvor kvælstofindholdet i det tilstrømmende grundvand er relativt lavt.

Figur 4.3. Udvikling i kvælstofkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991.



Tabel 4.1. Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer og transport af kvælstof. Middelværdier ± 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).
Alle vandløb omfatter et antal vandløb udover de 4 nævnte typer.

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration	Procentvis ændring i transport
Natur	6	4	0	-14 ± 9	-15 ± 8
Dyrket	53	51	0	-48 ± 5	-51 ± 4
Punktkilder	68	66	0	-49 ± 5	-50 ± 4
Dambrug	13	12	0	-31 ± 6	-31 ± 6
Alle	141	134	0	-46 ± 3	-48 ± 3

5 Fosfor i vandløb

Jens Bøgestrand

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

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

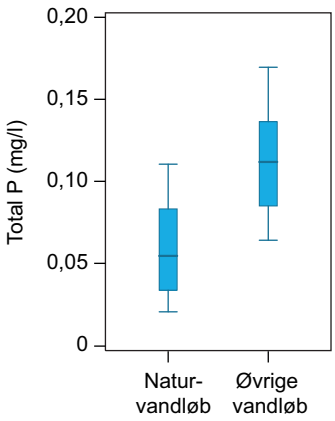
Fosfor har relativt lille betydning for miljøkvaliteten, bedømt ud fra plantesamfundene, i de fleste danske vandløb, idet andre faktorer som vandløbsstørrelse, alkalinitet og forstyrrelser generelt har en større betydning. En nyere gennemgang af data fra NOVANA viser dog at koncentrationen af ortofosfat (PO4-P) kan spille en rolle for visse plantearter og i visse vandløb (se fokuskapitel i nærværende rapport).

Fosfor transporteres via vandløb til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede transporter vigtige for at kunne vurdere, om tilførslerne til søer og fjorde som ønsket bliver mindre.

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

5.1 Tilstanden i 2012

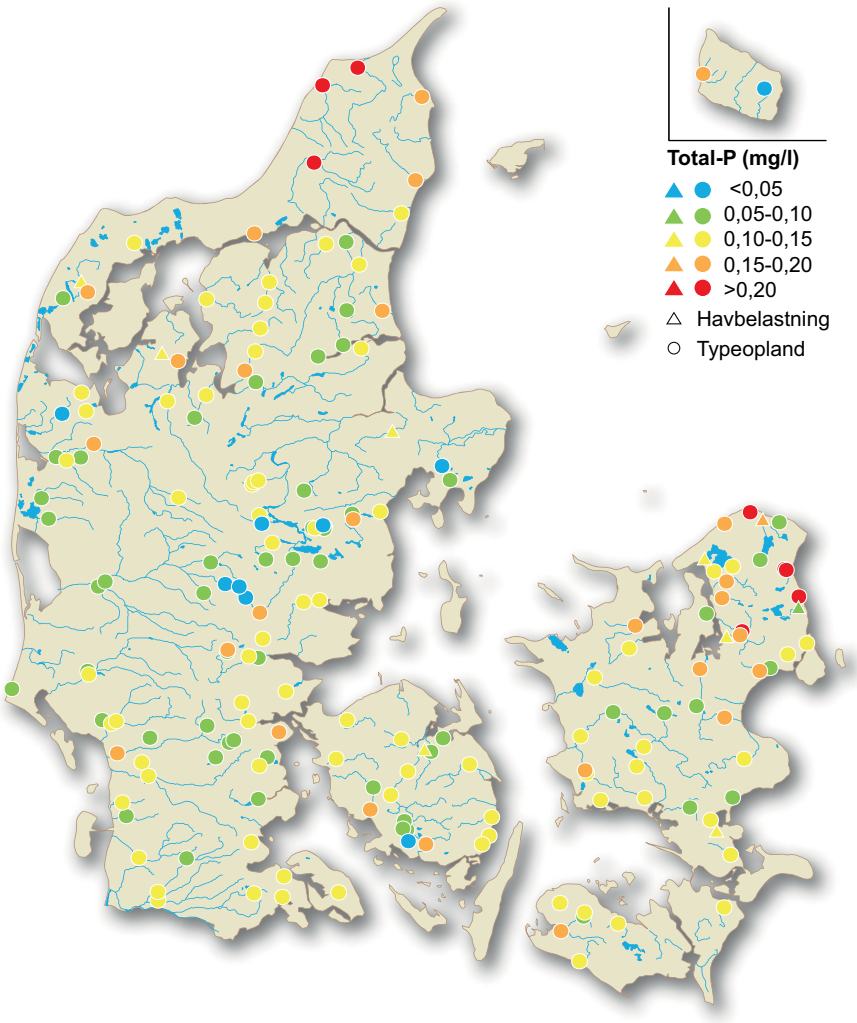
Koncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller er udsat for udledninger fra punktkilder, var i 2012 gennemsnitligt (medianværdien) dobbelt så høj som niveauet målt i naturvandløb (figur 5.1).



Figur 5.1. Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2012. For naturvandløbene dog 2011, da de kun undersøges hvert 3. år. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.

Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle i koncentrationen af fosfor, som kan forklare noget af variationen.

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

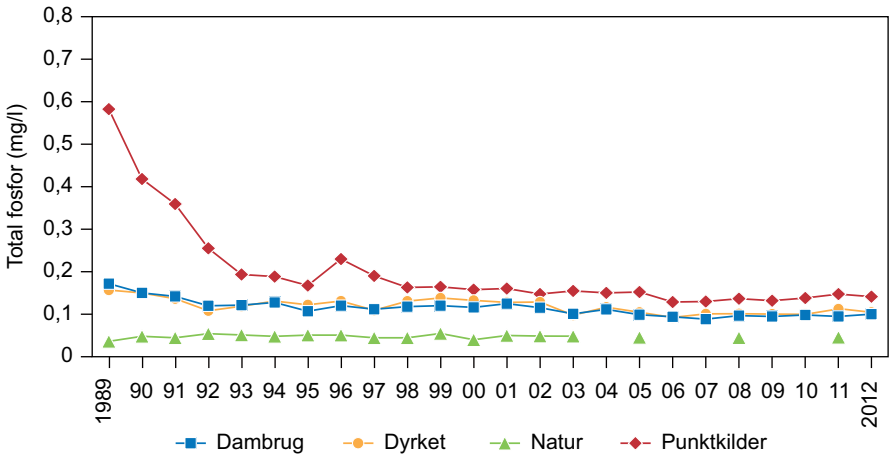


Figur 5.2. Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2012. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

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 5.3 og tabel 5.1). Faldet skyldes de foranstaltninger, der er sat i værk for at reducere forureningen fra byspildevand og industrielle udledere, både i forbindelse med Vandmiljøplanen og regionale tiltag. I dambrugspåvirkede vandløb er fosforkoncentrationen også faldet signifikant som følge af formindskede udledninger fra dambrug. I naturvandløb er der ingen signifikant ændring. I vandløb i dyrkede områder er der forskelligt rettede ændringer, men en klar overvægt af vandløb i hvilke, der forekommer fald i koncentrationen. Regionale forskelle er ikke testet.

Figur 5.3. Udvikling i fosforkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991.



Tabel 5.1. Nøgletal for statistisk test (Seasonal Mann-Kendall og Senn's trend estimator) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer af fosfor. Middelværdier ± 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).
Alle vandløb omfatter et antal vandløb udover de 4 nævnte typer.

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration	Procentvis ændring i transport
Natur	6	0	0	-1 ± 5	-2 ± 5
Dyrket	31	14	1	-17 ± 8	-19 ± 8
Punktkilder	68	60	0	-46 ± 8	-43 ± 8
Dambrug	13	10	0	-27 ±11	-29 ± 11
Alle	142	99	2	-31 ± 5	-33 ± 5

6 Kvælstofbelastning af havet

Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Gitte Blicher-Mathiesen, Ane Kjeldgaard, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen & Hans Thodsen

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

6.1 Datagrundlag og metoder

Til beregning af den samlede tilførsel af total-kvælstof fra land for perioden siden 1990 er der anvendt data fra i alt 169 målestationer. For 115 af disse stationer har der været kontinuerte måledata til stede for hele perioden. De 169 målestationer dækker et samlet opland på 23.887 km² svarende til 55 % af landets samlede areal. For 54 af målestationerne (2320 km² opland) har der IKKE været kontinuerte måledata til stede. Stoftransporter for disse stationer er for måneder uden måledata beregnet via procedurer for 'huludfyldning'. Den valgte metode hertil er beskrevet i Windolf m.fl. (under udarbejdelse).

Opgørelserne har for tidligere år i NOVANA rapporteringen alene anvendt måledata fra stationer med kontinuerte tidsserier. Der er altså i forbindelse med årets rapportering sket en udvidelse af datagrundlaget i forhold til tidligere år. For den samlede nationale vand- og stofafstrømning har dette ikke givet væsentlige afvigelser, men der er for enkelte kystafsnit beregnet stoftilførsler, der afviger fra tidligere opgørelser.

For de såkaldt umålte oplande er afstrømningen af total-kvælstof beregnet ved brug af simple modeller for udledning og omsætning af kvælstof - den såkaldte DK-QNP model. En nærmere dokumentation for metoden er givet i Windolf m.fl. (2010, 2011, 2012a). Det er tidligere påvist (Bøgestrand m.fl. 2009), at den anvendte metode generelt overestimerer kvælstofkoncentrationerne i det vestlige Danmark og med tendens til underestimering i den østlige del af landet. For kvælstof er en vigtig modelvariabel i DK-QN modellen det årligt beregnede kvælstofoverskud på 'mark-niveau'. Der er i Blicher-Mathiesen m.fl. (2013, i tryk) foretaget visse justeringer ved beregning i tidsserien (1990-2012) for denne markbalance. I de modelberegninger, der er foretaget til resultater i nærværende kapitel, er der dog bevaret den hidtidige tidsserie for markbalancen (Blicher-Mathiesen m.fl. (2012). Dette valg er truffet, fordi det er denne tidsserie som kalibreringen af DK-QN modellen er baseret på.

For den del af landet, der afstrømmer til de såkaldte V1-fjorde, som indgår i udkastene til vandplaner, er der forsøgt foretaget korrektioner for ovennævnte modelbias. Korrektionerne er foretaget i 2 trin. Først er der sket en oplands- og månedsspecifik opretning af de modellerede koncentrationer af kvælstof for de V1-oplande, hvor der også har været måledata fra vandløb. Disse korrektioner er antaget også at være gældende for de umålte oplande til de enkelte V1-fjorde. Dernæst er undersøgt, om der for de målte oplande har kunnet påvises en signifikant udvikling over tid for modelresidualerne. Har dette været tilfældet i mindst 9 af årets 12 måneder over perioden siden 1990, er der foretaget en korrektion af denne 'trend-residual' i modellerede data. Korrektionen er udledt oplandsspecifikt for de enkelte fjordes målte oplande og antaget at kunne overføres til de umålte oplande. Der er således

foretaget en korrektion for 'trend-residual' i oplandet til Mariager Fjord (opland 36) samt enkelte deloplande (371, 372, 374, 376) til Limfjorden. Disse korrektioner er nærmere beskrevet i Windolf m.fl. (2012a). Det bemærkes, at der ikke nødvendigvis med dette forsøg på modeltilpasning i umålte oplande er taget højde for betydningen af systematiske afvigelser mellem målte og umålte oplande. F.eks. betydningen af lavbundsområder og den stofomsætning, der kan ske her.

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder er baseret på de data, som Fagdatacentret for punktkilder (tidligere Miljøstyrelsen, nu under Naturstyrelsen) gennem årene har leveret.

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere, ferskvandsdambrug og saltvandsbaseret fiskeopdræt er udledningerne knyttet til et punkt. Spredt bebyggelse har indtil 2009 været knyttet til et opland, men er fra og med 2010 knyttet til punkter i form af enkelte ejendomme. Regnvandsbetingede udledninger har ligeledes været knyttet til et opland, men er fra og med denne rapport knyttet til punkter i form af de udledningspunkter som NST brugte i vandplanerne.

Der er visse problemer med de tilgængelige spildevandsdata. Således mangler data for begyndelsen af 1990'erne for regnvandsbetingede udledninger og udledninger fra saltvandsbaserede fiskeopdræt. For perioden omkring gennemførelsen af kommunalreformen (2005-2007) mangler for nogle typer punktkilder enten data, eller også er de af relativt dårlig kvalitet eller har ikke kunnet frembringes på enkeltudleder niveau. Fagdatacentret for Punktkilder og Fagdatacentret for Ferskvand har i samarbejde drøftet hvilke data det er muligt at tilvejebringe og hvilke metoder der kan bruges til huludfyldning for at opnå en fuld tidsserie med god geografisk distribution.

For at opnå en konsistent tidsserie for spildevandsudledningerne er der foretaget "hul-udfyldning" af de manglende data. I de tilfælde, hvor der mangler oplysninger fra begyndelsen af 1990'erne, er det antaget at udledningerne har været af samme størrelse som den tidligst kendte udledning; tidsserien er så at sige blevet forlænget bagud. Hvis der modsat ikke forefindes tal på udledningen fra et givet anlæg fra et år X og fremefter, antages det at anlægget er nedlagt. Manglende værdier midt i tidsserien er udfyldt ved interpolation.

Udledningerne fra spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger er "bearbejdet" for at opnå en bedre geografisk distribution som kan bruges i det samlede modelkoncept. For spredt bebyggelse er det sket ved at udnytte den geografiske distribution for 2010 på enkeltejendomme kombineret med viden fra tidligere år om den samlede udledning. Der er for hvert 1. ordens kystafsnit beregnet et indeks for hvert år, som er brugt til at estimere udledningen fra hver enkelt ejendom gennem hele tidsserien. Dermed kan udledningerne aggregeres på et vilkårligt geografisk niveau gennem alle årene. For regnvandsbetingede udledninger er det tilsvarende sket ved at udnytte den geografiske distribution for 2010 på udledningspunkterne anvendt i NST's vandplaner kombineret med viden om den samlede aktuelårsudledning gennem hele perioden.

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere og saltvandsbaserede fiskeopdræt. De eksisterende angivelser i den hydrologiske reference af, hvor vidt et anlæg udle-

der direkte til havet, er desværre fejlbehæftede. Derfor er det aftalt mellem fagdatacentrene for punktkilder og ferskvand at definere direkte udledninger således, at koordinaterne for udledningspunktet enten ligger ude i havet eller på land højst 100 meter fra kystlinjen. Metoden er brugt til renseanlæggene og de industrielle udledere. Ferskvandsdambrug og spredt bebyggelse er konsekvent betragtet som udledere til oplandet, mens regnvandsbetingede udledninger med den valgte metode ikke kan fordeles på udledning direkte til havet og udledning til oplandet. Saltvandsbaserede fiskeopdræt betragtes konsekvent som direkte udledere til havet.

De tilgængelige spildevandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Hvor der har været behov for at anvende månedsudledninger, er det antaget, at disse har været ens hele året igennem (om end dette næppe er tilfældet). Endelig skal det bemærkes, at spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse er indregnet under den diffuse kvælstofudledning.

Det har ved kildeopsplitningen af kvælstoftransporten og ved beregningerne af kvælstofudledninger og retention i umålte oplande ikke været muligt til fulde at inddrage effekten af vådområder/søer etableret indenfor de seneste 4-5 år, idet der ikke umiddelbart har været data tilgængelige på området.

6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2012

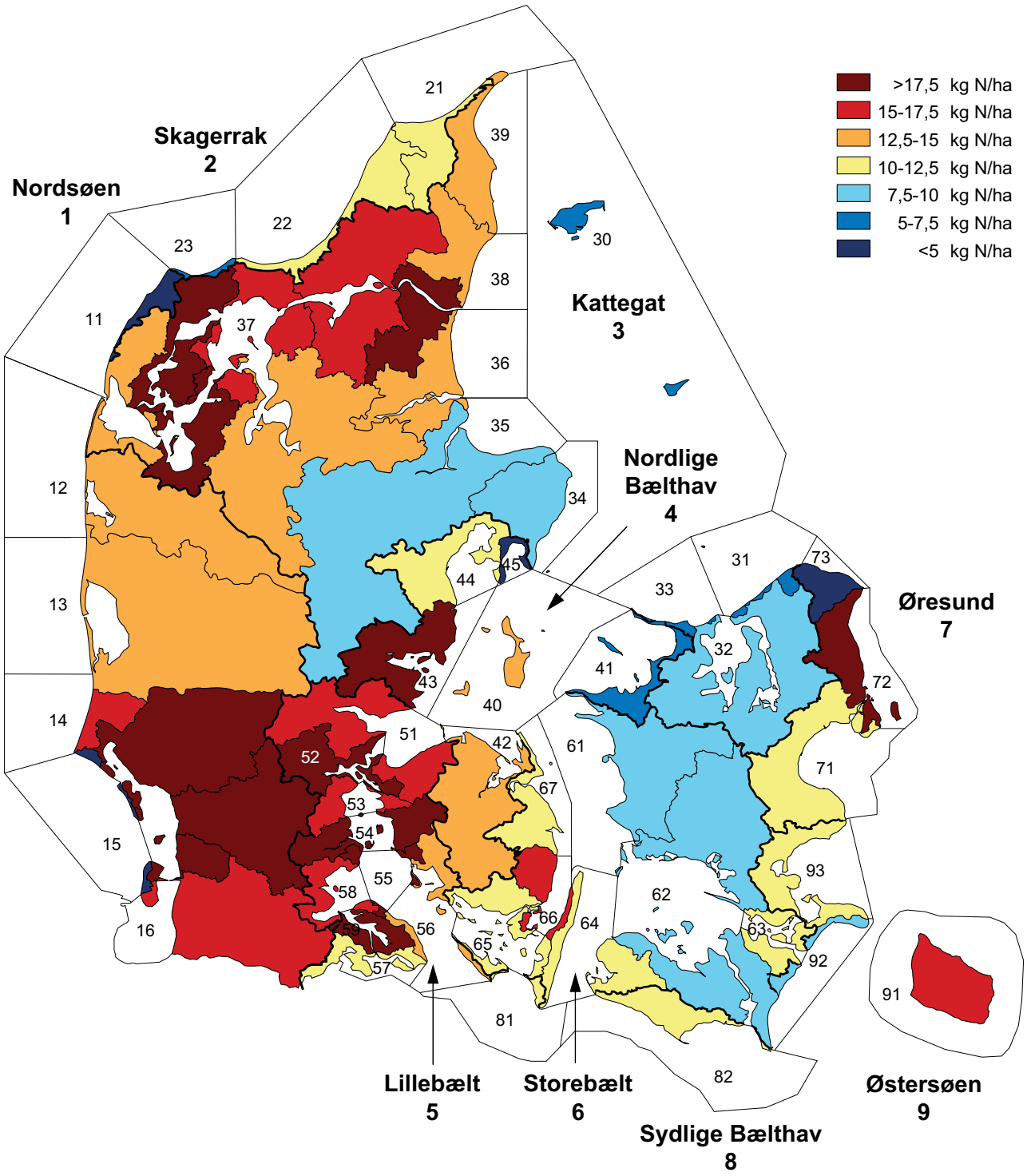
For hele 2012 blev der i alt beregnet en tilførsel på godt 59.400 tons total-kvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Samtidig var vandafstrømningen i 2012 på 352 mm. Dermed afveg året 2012 kun meget lidt fra året før.

Tabet af total-kvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var som gennemsnit i 2012 omkring 14 kg N/ha. Der var dog betydelige afvigelser imellem de forskellige dele af landet (figur 6.1). I nogle oplande var tabet til de kystnære vandområder mindre, fx i Gudenå-systemet. Her sker der via vandsystemets mange søer en væsentlig fjernelse af det udledte kvælstof, inden vandet løber ud i Randers Fjord (figur 6.1). Også i det østlige Danmark var kvælstoftabet generelt mindre end gennemsnittet. Det skyldes her, at overskuddet af kvælstof på markerne er mindre, (Windolf m.fl. 2012b), samt at vandafstrømningen i det østlige Danmark er væsentligt mindre end mod vest.

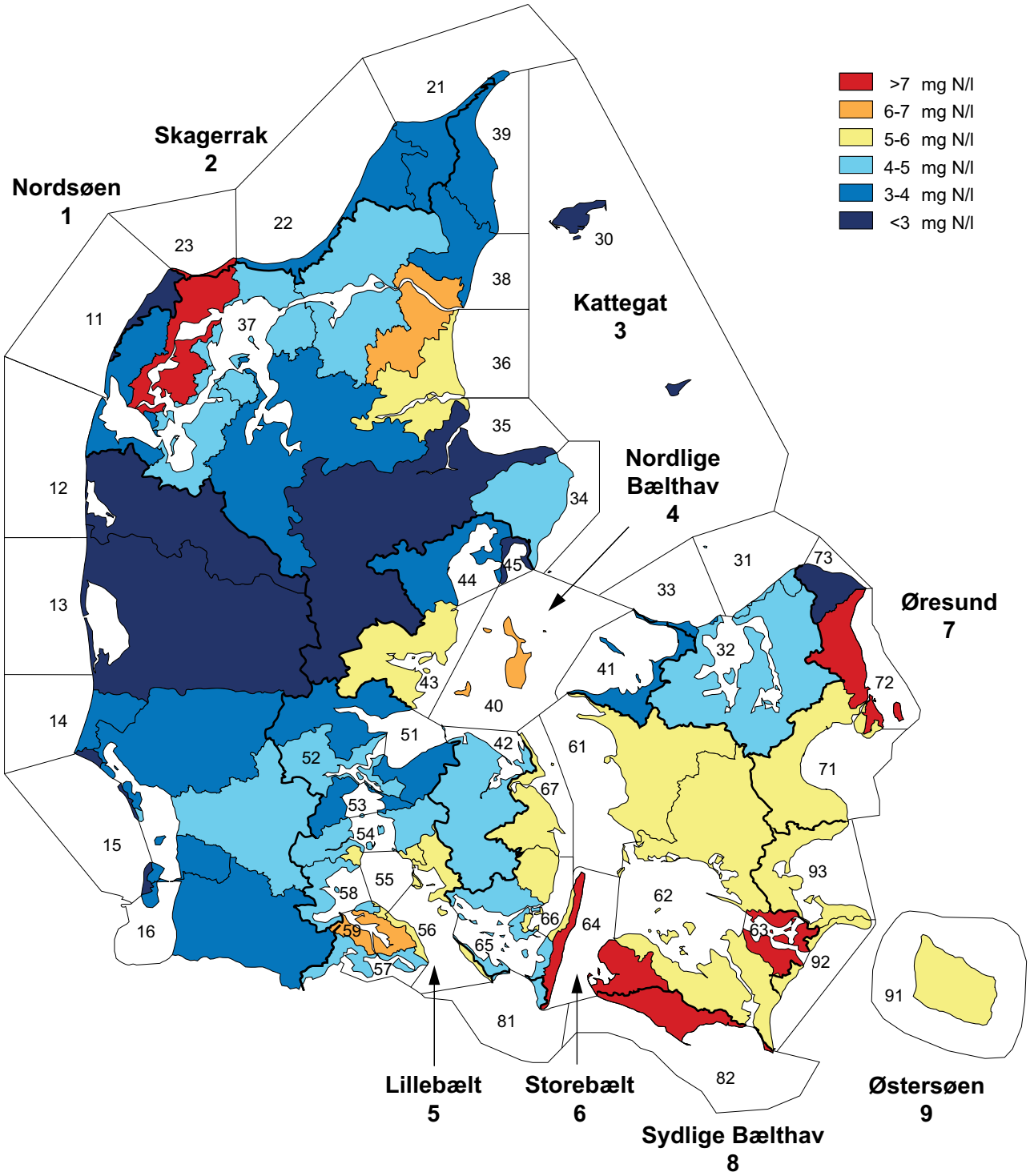
Relativt store oplandstab af kvælstof forekom i 2012 i store dele af oplandet til Limfjorden og fra oplandene i det sydlige Jylland (figur 6.1).

Indholdet af total-kvælstof i det afstrømmende vand til kystvandene var generelt mindre end 5 mg N/l (figur 6.2). Og i oplandene til f.eks. Randers Fjord, Nissum Fjord og Ringkøbing fjord var koncentrationerne endda under 3 mg N/l. De mange søer i Gudenå-systemet medvirker som nævnt ovenfor til – via denitrifikation -at fjerne en betydelig mængde af det kvælstof, der udledes til vandløbene inden vandet med resterende kvælstof når frem til Randers Fjord. For Storåen og Skjernå, der afvander til Nissum og Ringkøbing Fjord, sker der en væsentlig fjernelse af det kvælstof, der udvaskes mod dræn og grundvand. I disse typer af oplande passerer det udvaskede kvælstof reducerende lag i undergrunden, hvorved der sker en fjernelse (denitrifikation) af en væsentlig mængde af det udvaskede kvælstof.

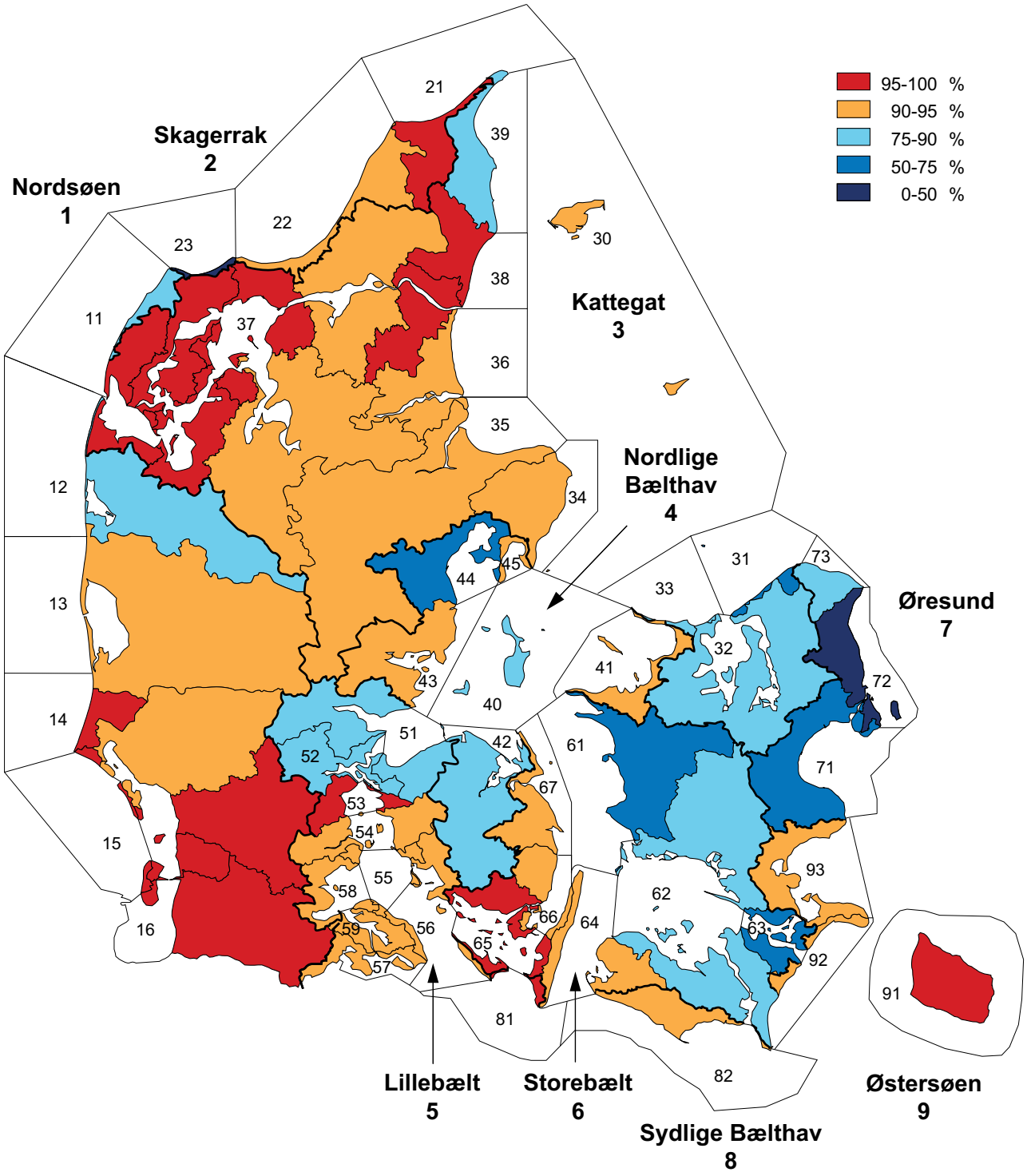
I enkelte oplande – f.eks. omkring Limfjorden, Mariager Fjord, Horsens Fjord og det østlige Danmark - var koncentrationerne generelt større end 5 mg N/l.



Figur 6.1. Tab af total kvælstof fra oplandene til kystområderne i 2012.



Figur 6.2. Kvælstofbelastning af kystområderne i 2012 angivet som vandføringsvægtede koncentrationer.



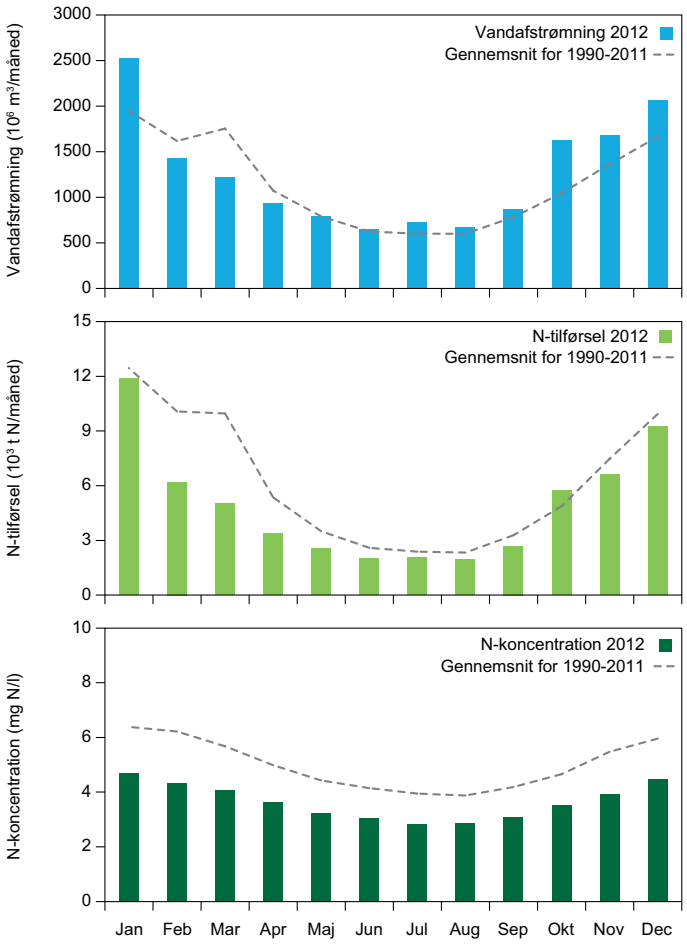
Figur 6.3. Diffus andel af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne i 2012

De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede – som i tidligere år - noget fra landsdel til landsdel. De diffuse kilder omfatter tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorder, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme uden for de offentlige kloaksystemer. De diffuse kilder var derfor mindst betydende omkring de større byer og størst i de åbne landområder (figur 6.3). For landet som helhed var den samlede udledning af total-kvælstof fra punktkilder (dvs. renseanlæg knyttet til bymæssig bebyggelse, dambrug, virksomheder) på 5.700 tons i 2012, mens den diffuse udledning udgjorde

knap 54.000 tons svarende til en fordeling på henholdsvis 10 og 90 % af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne.

6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning

I 2012 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark 10 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2011 (figur 6.4, se også kapitel 2). Der var dog i de enkelte måneder betydelige afvigelser i forhold til gennemsnittet. Bortset fra januar måned var afstrømningen i første halvår således mindre end i forudgående år. Omvendt var afstrømningen i sidste kvartal 2012 noget større end normalt, fordi der her og i perioden forud faldt mere nedbør end normalt (figur 2.1). Kvælstofafstrømningen var dog i alle måneder i 2012 – bortset fra de relativt 'våde' måneder januar og oktober - klart mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2011 (figur 6.4 midt). Dette kan forklares ved, at kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand for alle måneder var markant mindre end gennemsnittet for perioden (figur 6.4, nederst). Det reducerede kvælstofindhold i den samlede vandafstrømning er relateret til de markant reducerede tab af kvælstof mod vandmiljøet fra de dyrkede marker samt af de reducerede udledninger af kvælstof med spildevand.

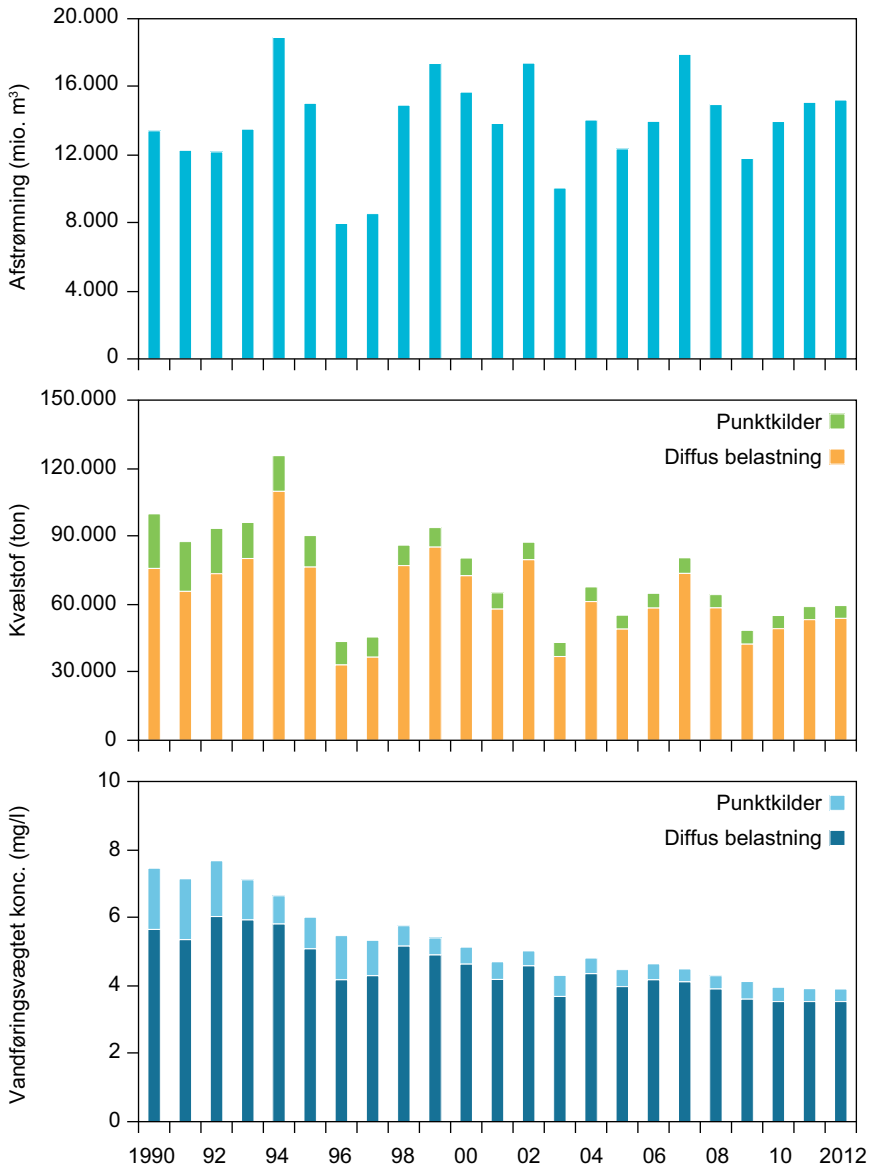


Figur 6.4. Månedsvis vandafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst) i 2012 og som gennemsnit for perioden 1990-2011.

6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning

Variationen i de årlige samlede kvælstoftilførsler til kystvandene følger i udpræget grad variationen i vandafstrømningen (figur 6.5). Det ses dog også klart af figuren, at kvælstoftilførslen generelt har været faldende siden 1990.

Faldet har specielt været tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (figur 6.5, nederst). Koncentrationerne er således faldet fra et niveau på omkring 7-8 mg N/l i starten af 1990'rne til i de seneste 5 år at variere mellem 3,9 og 4,3 mg N/l. Koncentrationerne på 3,9-4,0 mg N/l i 2010, 2011 og 2012 er de lavest målte/beregnede værdier for hele perioden siden 1990. Størstedelen af faldet forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse udledninger af kvælstof (figur 6.5, midt).



Figur 6.5. Udvikling i ferskvandsafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst), 1990-2011. Kvælstoftilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder.

Den gennemførte forbedrede spildevandsrensning har dog også bidraget signifikant til den samlede reduktion i kvælstoftilførslerne. Således er udledningerne af kvælstof med spildevand fra punktkilder gennem perioden reduceret med 15-20.000 tons. I 2012 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder således kun ca. 10 % af de samlede kvælstoftilførsler fra land til havet omkring Danmark mod typisk 20-25 % i starten af 1990'rne.

En nøjere statistisk analyse (Mann-Kendall trend test, tabel 6.1) viser, at der reelt er tale om et signifikant fald i den vandføringsvægtede koncentration af

total-kvælstof i den samlede afstrømning til havet. Faldet er estimeret til 50 % gennem perioden, (95 % konfidensgrænser: -39/-59 %). Netop udviklingen i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration er et godt mål for den reelle udvikling i kvælstofafstrømningen, fordi der delvist tages højde for betydningen af de store naturlige år til år udsving i vandafstrømning. Også for hvert af de 9 farvandsområder kan der konstateres et signifikant fald i kvælstofkoncentrationen (tabel 6.1). For hele landet faldt de vandføringsvægtede koncentrationer i den diffuse tilførsel ligeledes signifikant. Faldet i det diffuse koncentrationsbidrag estimeres på landsplan til 43 % i perioden 1990-2012, (95 % konfidensgrænser: -34/-52 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i det diffuse koncentrationsbidrag mellem 37 og 54 %.

Analyserne af udviklingen i kvælstoftransporten i tabel 6.1 er udført på de samlede transporter fra målte og umålte oplande. Gennemføres en lignende statistisk analyse af udviklingen i den samlede kvælstoftransport fra vandløbsmålestationer, der indgår i beregningerne med måletidsserier for hele perioden 1990-2012, finder man en tilsvarende udvikling i den diffuse kvælstoftransport. For denne kan beregnes et statistisk signifikant fald på 41% (31 - 55), altså i praksis det samme som beregnes for den samlede diffuse kvælstof transport fra landet som helhed (Tabel 6.1).

Tabel 6.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990–2012. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5 %-niveau.

	Kvælstof	
Farvandsområde	**Diffus tilførsel**	**Samlede tilførsel**
	% ændring	**% ændring**
Nordsøen	-37	-46
Skagerrak	-47	-64
Kattegat	-35	-40
Nordlige Bælthav	-54	-57
Lillebælt	-50	-54
Storebælt	-50	-51
Øresund	-47	-75
Sydlige Bælthav	-45	-41
Østersøen	-45	-53
Danmark	-43 (-52;-34)	-50 (-59;-39)

6.5 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftransporten

Som bl.a. vist i dette kapitel er der en væsentlig kobling mellem størrelsen af ferskvandsafstrømningen og den tilknyttede kvælstoftransport. I 'våde' år med megen nedbør og stor ferskvandsafstrømning i vandløbene vil der typisk også være en større kvælstoftransport i vandløbene end i 'tørre' år med ringe nedbør. Variationer i ferskvandsafstrømningen fra år til år medfører således en betydelig år-til-år variation i kvælstofafstrømningen. Denne variation vanskeliggør i nogen grad en vurdering af, hvorledes de forureningsbegrænsende tiltag generelt er slået igennem.

Betydningen af variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftransport er i figur 6.6 (øverst) søgt elimineret. Figuren viser dels den – stærkt varierende – aktuelle samlede kvælstoftransport i vandløb fra diffuse kilder de enkelte år i perioden siden 1990 og dels den normaliserede kvælstoftransport. Den anvendte metode til denne normalisering er gengivet i Windolf m.fl. (2012a, 2012c). Den normaliserede transport illustrerer den kvælstoftransport, der ville have været det enkelte år, såfremt vandafstrømningen havde været konstant gennem hele perioden (322 mm/år).

Det ses tydeligt, at der gennem perioden er sket et fald i den normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (Figur 6.6, øverst). Faldet kan beregnes til omkring 41 % eller ganske tæt på det fald, der er beregnet med den alternative metode (se tabel 6.1).

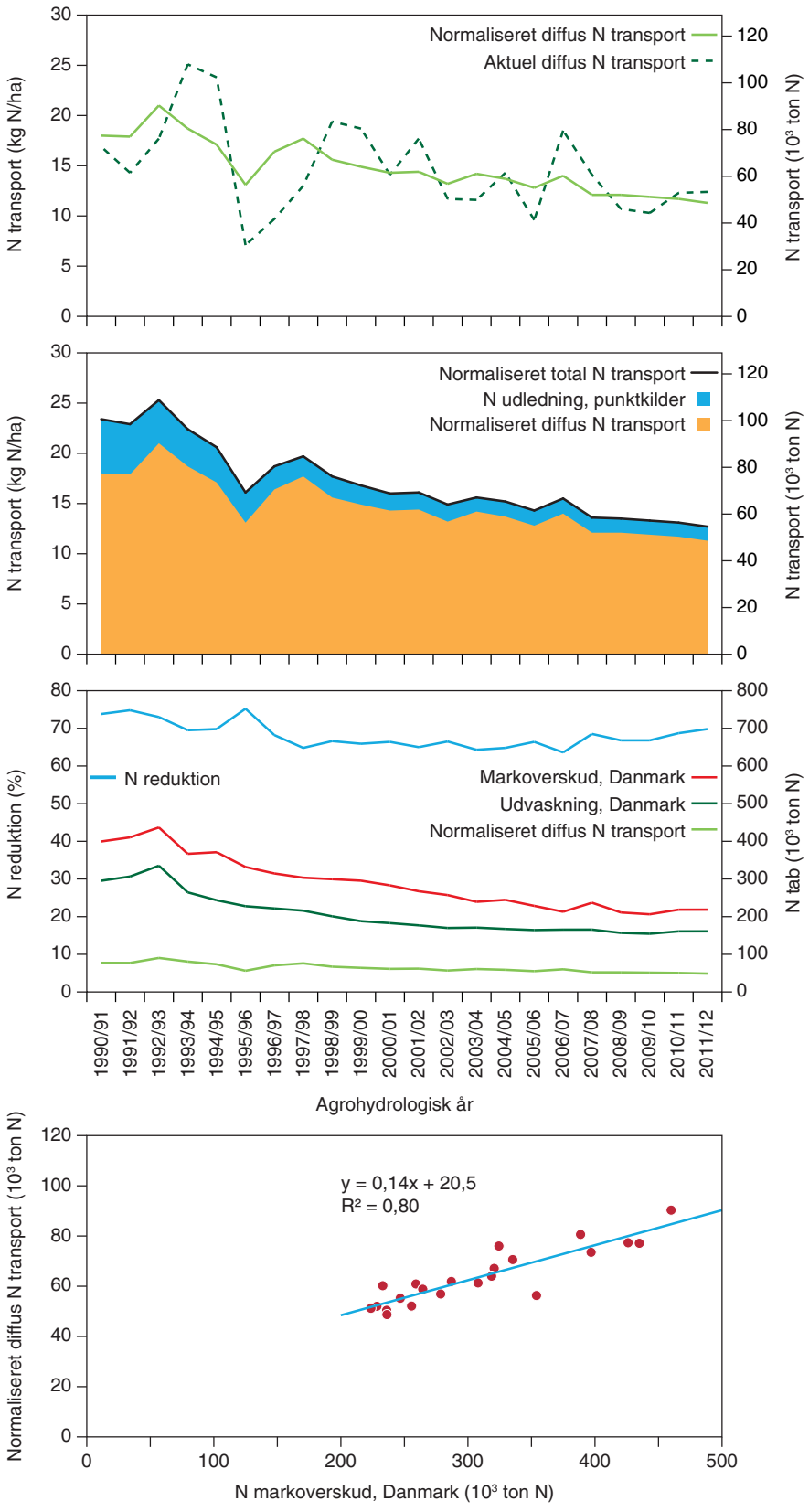
Selv om det totale fald i kvælstofafstrømningen tydeligt ses at være størst i den første del af perioden, (figur 6.6, to øverste delfigurer), er der dog også sket et fald i den afstrømningsnormaliserede totale kvælstofafstrømning siden 2005.

Udover de diffuse kilder til kvælstoftransporten udledes der også kvælstof med spildevand til vandmiljøet. Disse spildevandsudledninger er ikke i samme grad som udledningerne fra de diffuse kilder påvirket af variationer i nedbøren. Tillægges de aktuelle spildevandsudledninger fra punktkilder (ekskl. spildevand fra spredt bebyggelse som medregnes under den diffuse afstrømning) fås således et estimat for, hvordan udviklingen i den samlede 'normaliserede' kvælstoftilførsel til de kystnære områder har udviklet sig siden 1990.

Den samlede normaliserede kvælstoftilførsel fra såvel diffuse kilder som fra punktkilder er illustreret i figur 6.6 (næst øverst). Her er regnet i agrohydrologiske år idet dette er mest korrekt ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus N tilførsel til havet. Det fremgår, at der med den anvendte metode beregnes en N-tilførsel på over 100.000 tons N i starten af perioden. For de seneste 5 år har de beregnede normaliserede N-tilførsler været mellem (55.000-60.000 tons N). Heraf omkring 5-6.000 tons fra spildevandsudledninger.

Den altovervejende kilde til den diffuse kvælstoftransport i vandløbene er tabet af kvælstof fra de dyrkede arealer. Den markante reduktion i den diffuse, normaliserede kvælstoftilførsel er vist sammen med udviklingen i overskuddet af kvælstof, altså det kvælstof som potentielt kan udvaskes fra markerne (figur 6.6 næst nederst). Markoverskuddet er beregnet som beskrevet i (Blicher-Mathiesen m.fl. 2013) og omfatter det samlede markoverskud for hele landets areal, dvs. fra såvel dyrkede som udyrkede arealer. Det ses tydeligt af figuren, at såvel markoverskud som den diffuse normaliserede kvælstoftransport falder i takt med hinanden. Der er således en meget stærk, signifikant lineær relation mellem det nationale markoverskud og den samlede, normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (Figur 6.6, nederst).

Figur 6.6. Udvikling i indikatorer for kvælstoftransporter beregnet for agrohydrologiske år. Markoverskud efter Blicher-Mahiesen m.fl. (2013).



I figur 6.6 (næst nederst) er også vist udviklingen i den samlede kvælstofudvaskning fra rodzonen under dyrkede og udyrkede arealer. For år, hvor der ikke har foreligget anden information om kvælstofudvaskningen, er der indledningsvist udledt en generel relation mellem N-markoverskud og N-udvaskning ud fra tilgængelige nationale data. Denne relation er så efterføl-

gende anvendt til at beregne udvaskningen af nitrat-kvælstof i år, hvor alene information om N overskuddet har foreligget.

På kvælstoffets vej fra mark til rodzone og ud i vandløb mod fjorde og øvrige kystvande sker der en reduktion i den transporterede kvælstof-mængde. Denne reduktion har de seneste 5 år varieret mellem 65 og 70 % (figur 6.6 næst nederst).

Tilsvarende sammenhænge er tidligere vist - ikke alene for landet som helhed - men også for en række deloplande til danske fjorde (Windolf m.fl. 2012b; 2012c). Dog er det også vist, at der ikke for alle fjordoplande er forekommet hurtigt indtrædende reduktioner i den diffuse kvælstoftransport (Windolf m.fl. 2012b,c). Det gælder f.eks. oplandet til Mariager Fjord og visse deloplande til Limfjorden (Hjarbæk Fjord m.m.). I disse oplande er den diffuse kvælstoftilførsel til fjordene reduceret mindre end man umiddelbart kunne forvente ud fra den generelle relation vist i figur 6.6. En væsentlig medvirkende forklaring herpå er forekomst af ikke reduceret dybere grundvand med stadigt høje indhold af kvælstof, som bidrager væsentligt til kvælstoftransporten i vandløbene (Mariager Fjord's opland).

6.6 Sammenfatning af resultaterne

- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene i 2012 er beregnet til 59.400 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 5.700 tons N/år.

- Kvælstoftilførslerne fra land til fjorde og øvrige kystnære områder er siden 1990 reduceret med omkring 51 %, (vurderet ud fra udviklingen i vandføringsvægtede koncentrationer)

- De diffuse kilders andel af den samlede kvælstofafstrømning til kystvandene var i 2012 omkring 90 %.

- Kvælstoftilførslerne fra diffuse kilder er reduceret med omkring 43 % siden 1990.

- Reduktionen i tilførslerne fra diffuse kilder forklares af et fald i kvælstofoverskuddet og kvælstofudvaskningen på de dyrkede marker.

- Kvælstofretentionen på vandets vej fra 'jord-til-fjord' har de seneste 5 år varieret mellem 65-70 % af det nitrat-kvælstof, der udvaskes fra rodzonen.

- Den afstrømnings-normaliserede kvælstoftilførsel til havet fra diffuse kilder er for de hydrologiske år 2008/09-2011/12 estimeret til mellem 49.000-53.000 tons. Hertil skal lægges et bidrag fra punktkilder på omkring 6.000 tons, således at det nuværende niveau for den samlede normaliserede kvælstoftilførsel til havet omkring Danmark - med en vis usikkerhed - er 55.000-60.000 tons N.

7 Fosforbelastning af havet

Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand, Søren Erik Larsen og Niels Bering Ovesen

7.1 Datagrundlag og metode

Fosforbelastningen er, som kvælstofbelastningen, opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 7.3 – 7.5. For måledatagrundlaget og den metodiske tilgang for opgørelserne henvises til kapitel 6. I forhold til tidligere år er måledatagrundlaget for opgørelser af fosforbelastningen – ligesom for kvælstof – udvidet til at omfatte i alt 169 målestationer. For 54 af disse har der ikke været komplette måletidsserier for perioden siden 1990 og der har derfor været foretaget en 'huldudfyldning' for fosfortransporten på disse stationer (Windolf m.fl. under udarbejdelse). For den øvrige del af landet (helt umålte oplande) er belastningen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse tilførsel, og resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra renseanlæg, dambrug, industriudledninger) og derefter fratrukket retentionen i søer inden for de respektive oplande. Den diffuse tilførsel omfatter dels tab af fosfor fra dyrkede og udyrkede jorder, dels udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme i det åbne land (dvs. uden for kloakerede områder). Modellen for den diffuse udledning anvender data for jordtype, dyrkningsgrad, andel af vådområder, nedbør og baseflow som forklarende variable. Opgørelsesmetoder og modelberegninger er beskrevet i Ovesen m.fl. (2009).

Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse belastning angivet som differensen mellem totalbelastningen og spildevandsudledningerne. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne (inkl. dambrug) er tilvejebragt som beskrevet i kapitel 6.1.

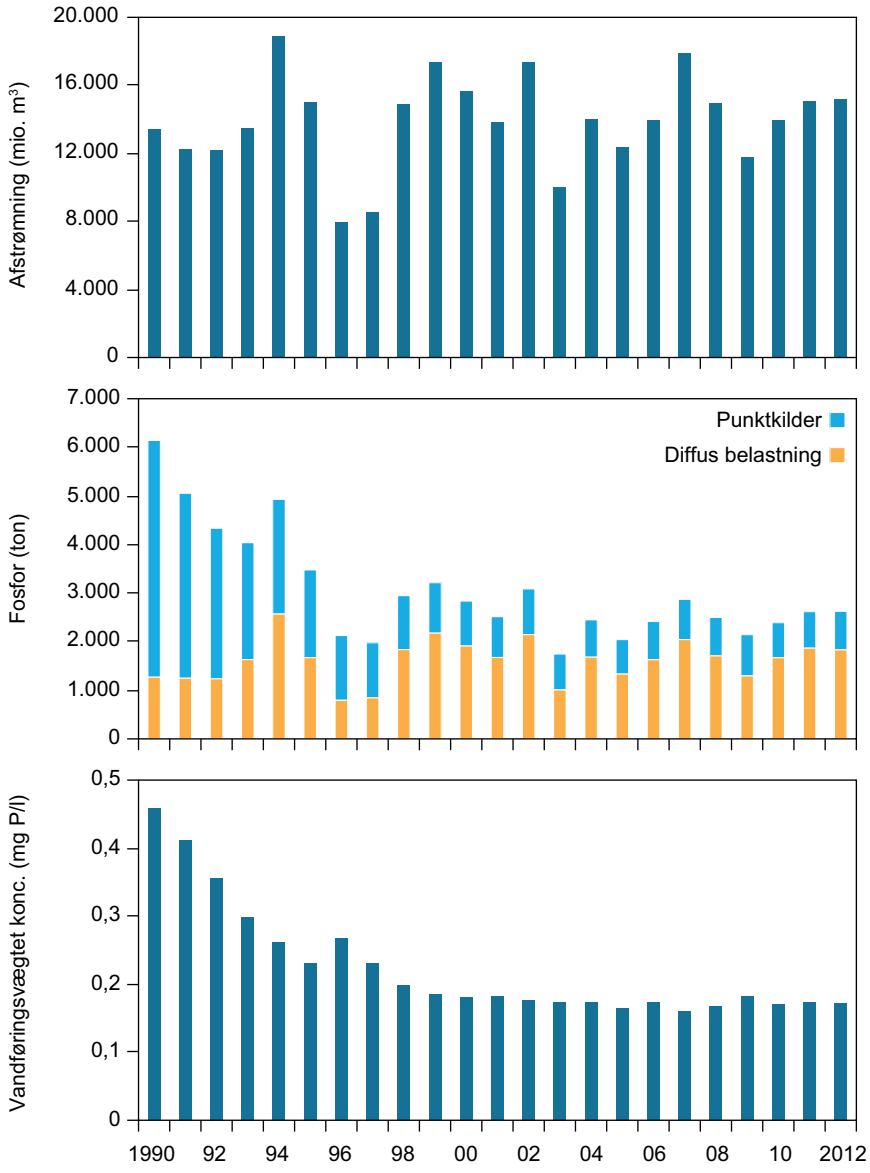
Det bemærkes, at modellen for de diffuse udledninger af fosfor er udviklet på baggrund af data fra målestationer i små vandløbsoplande, hvor der har været intensiv, kontinuert prøvetagning og dermed måling af fosforkoncentrationerne. Derimod er vandprøver fra de målte vandløbsoplande på de stationer,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

7.2 Fosfortilførsel til havet 2012

I 2012 blev der i alt beregnet en tilførsel af godt 2600 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (figur 7.1, midt). Det er helt den samme årsudledning, som blev beregnet for året før. Siden 1990 er der dog sket et markant fald i de samlede fosfortilførsler til kystvandene. Faldet forklares af den store reduktion i fosforudledningerne med spildevand gennem perioden (figur 7.1, midt), hvilket er en direkte effekt af den forbedrede rensning, som i forbindelse med de daværende amters skærpede krav og kravene i den første vandmiljøplan blev iværksat omkring og umiddelbart efter 1990. De samlede udledninger af fosfor med spildevand fra punktkilder (eks. spildevand

fra spredt bebyggelse, der indregnes som diffus kilde) er således faldet fra omkring 4900 tons fosfor i 1990 til 700-800 tons fosfor de seneste år. Det bemærkes, at også i 1980'rne blev der - på foranledning af krav fra de daværende amter – reduceret kraftigt på udledningerne med fosforholdigt spildevand til visse vandområder. Spildevandstilledningerne med fosfor til f.eks. Limfjorden og Randers fjord blev således halveret i perioden forud for 1990, (jf. upublicerede oplysninger fra Naturstyrelsen).

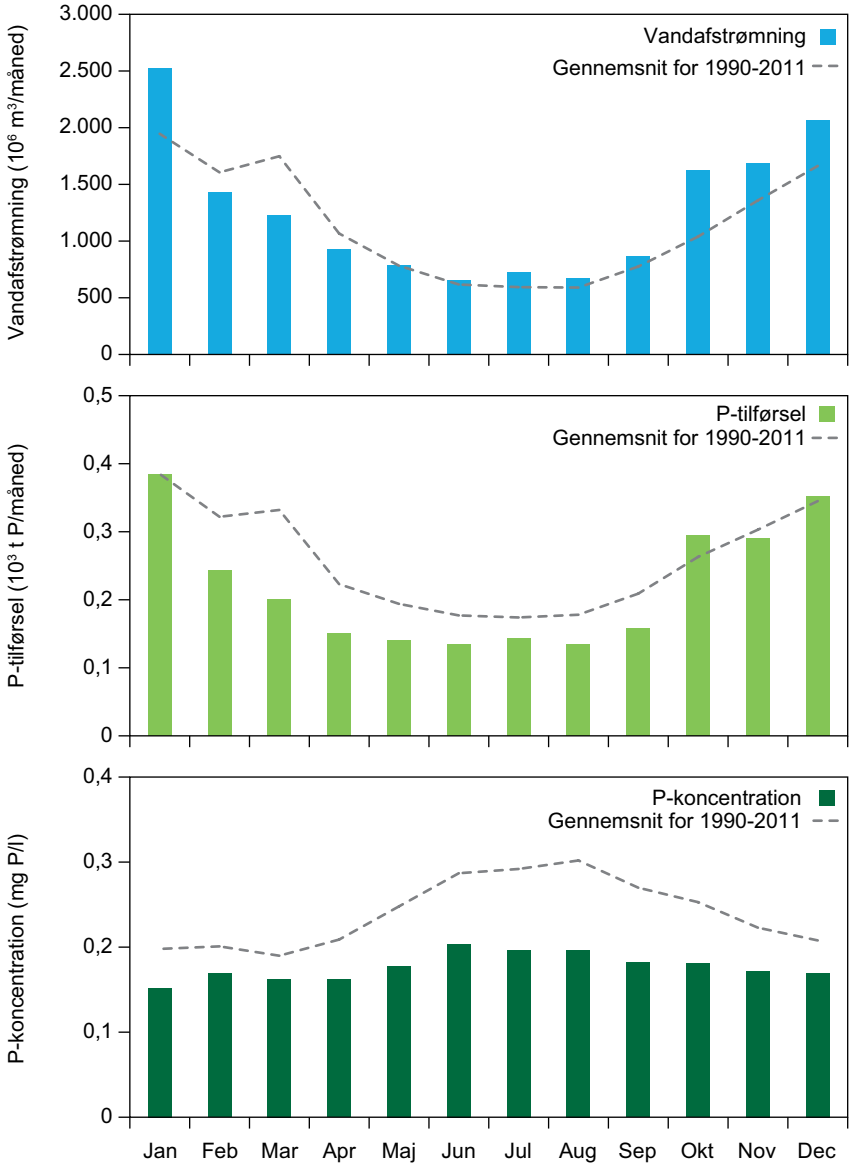
Fosfortilførslerne fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer, samt spildevand fra spredt bebyggelse) har derved fået relativt større betydning. De varierer – ligesom kvælstof - fra år til år med variationerne i den årlige vandafstrømning (figur 7.1, øverst).



Figur 7.1. Ferskvandsafstrømning, samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit og vandføringsvægtet fosfor koncentration for 1990 til 2012.

Den markante reduktion i fosfortilførslerne ses specielt tydeligt i udviklingen i de vandføringsvægtede fosforkoncentrationer i den samlede vandmængde, der strømmer fra land til kystvandene omkring Danmark (figur 7.1, nederst). Koncentration blev i 2012 målt og beregnet til 0,172 mg P/l. De vandføringsvægtede fosforkoncentrationer har kun varieret lidt de seneste 10 år med et gennemsnit på netop 0,172 mg P/l (S.D.: 0,006 mg P/l). Heraf bidrog det udledte spildevand i 2012 med 0,052 mg P/l. Udledninger fra diffuse kilder bidrog således med resten, nemlig 0,120 mg P/l. Det beregnede diffuse koncentrationsbidrag har – på landsplan – de seneste 10 år været ret konstant og svinget omkring et gennemsnit på 0,118 mg P/l (S.D.: 0,007 mg P/l). Det bemærkes, at der heri også indgår et bidrag for spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse, dvs. spildevand fra ejendomme i det åbne land, der ikke afleder spildevand til centrale renseanlæg.

Hen over året 2012 var fosfortilførslerne i næsten alle måneder betydeligt mindre end gennemsnittet for perioden siden 1990 (figur 7.2, midt). Dog betød den relativt store vandafstrømning i januar, oktober-december (figur 7.2, øverst), at fosfortilførslerne her blev lidt større end gennemsnittet for hele perioden. Det skyldes naturligvis, at den større vandafstrømning i disse måneder medførte en øget fosfortilførsel fra diffuse kilder.



Figur 7.2. Månedsvis vandafstrømning, fosfortilførsel og vandføringsvægtet fosforkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2012 og som gennemsnit for 1990-2011

Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2012, men var – på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder markant mindre end gennemsnittet for hele perioden siden 1990 (figur 7.2, nederst). Generelt er fosforkoncentrationerne noget større i sommermånederne, fordi ferskvandsafstrømningen er mindre (figur 7.2, øverst), hvorved det udledte spildevand ikke 'fortyndes' så meget som i øvrige måneder. Dette fænomen er dog meget mindre tydeligt nu end tidligere, hvor spildevandstilførslen bidrog relativt mere til den samlede koncentration.

Den regionale belastning af kystområderne varierede betragteligt i 2012 (figur 7.3). Størst var oplandstabet (kg P/ha) i Sønderjylland, til Lillebælt og til Øresund, hvor oplandstabet generelt var større end 0,7 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total fosfor var i langt størstedelen af Jylland og det meste af Fyn på mellem 0,1 og 0,2 mg P/l (figur 7.4). I det østlige Danmark og specielt omkring Hovedstadsområdet var fosforkoncentrationerne i den samlede vandafstrømning dog betydeligt større. De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i Jylland og mindst i det østlige Danmark (figur 7.5).

7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990 – 2012

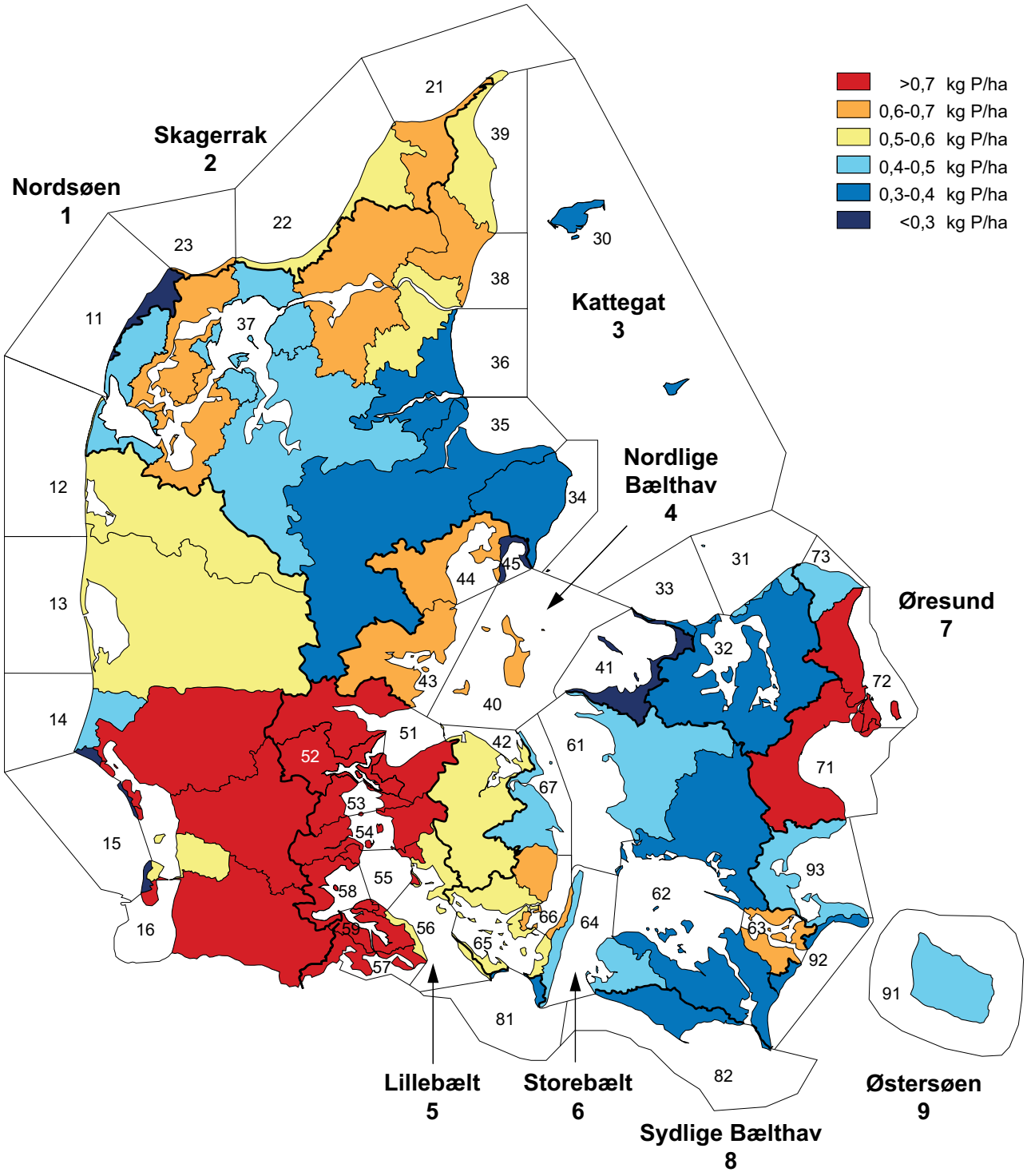
Der har i perioden 1990-2012 været et statistisk signifikant (Mann-Kendall trend test) fald i den samlede tilførsel af total fosfor fra land til havet omkring Danmark (figur 7.4). Faldet er estimeret til 56 % (95 % C.L.: 30-95 %), se tabel 7.1. Ligeledes er der for alle overordnede farvandsområder (1. orden) påvist et statistisk sikkert fald gennem perioden. Faldene estimeres til 33-82 %.

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

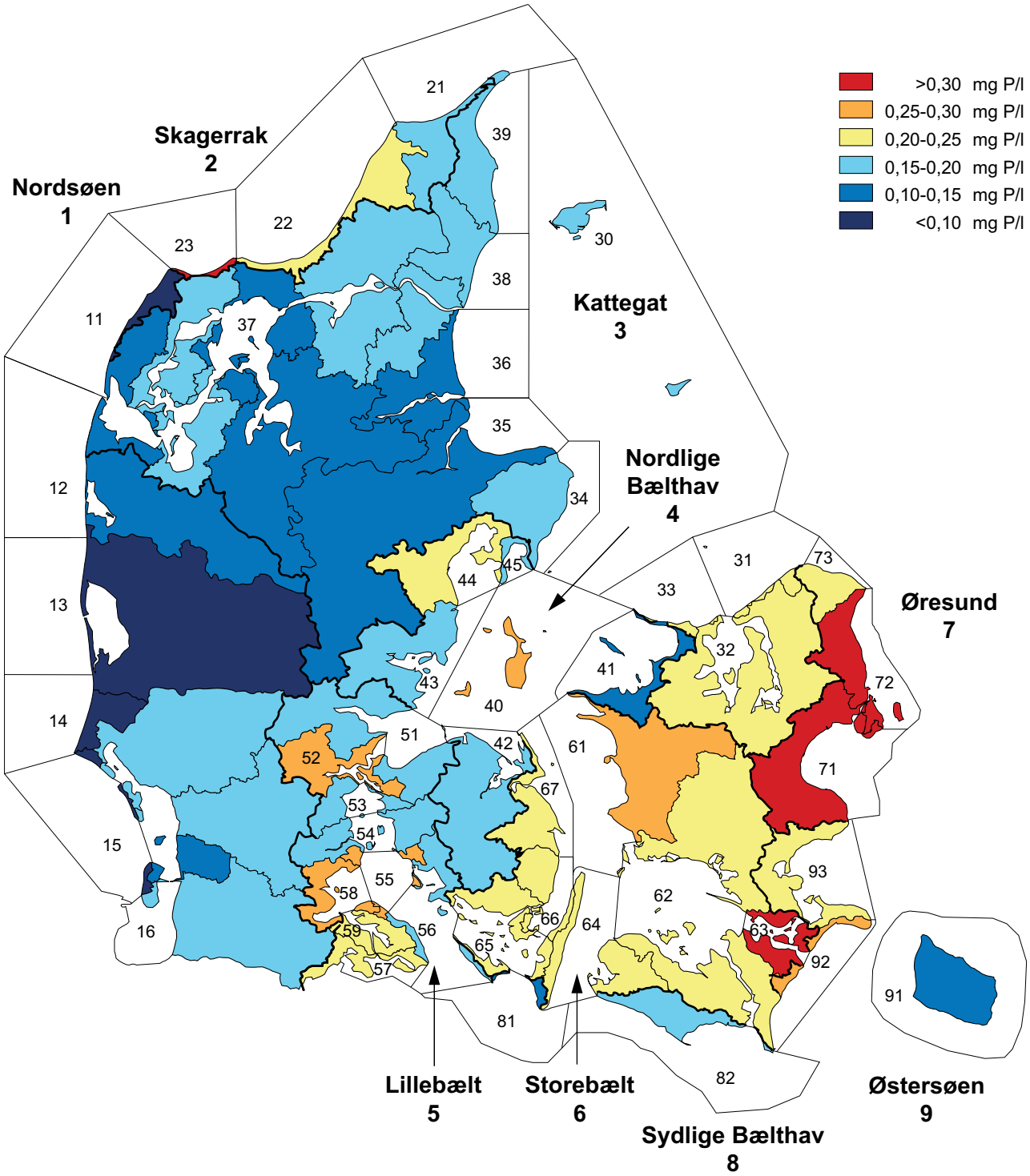
Tabel 7.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990–2010. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval.

	Fosfor	
Farvandsområde	**Diffus tilførsel % ændring**	**Samlede tilførsel % ændring**
Nordsøen		-33
Skagerrak		-71
Kattegat		-43
Nordlige Bælthav		-52
Lillebælt		-40
Storebælt		-46
Øresund		-82
Sydlige Bælthav		-44
Østersøen		-69
Danmark	9 (-7;24)*	-56 (-95;-30)

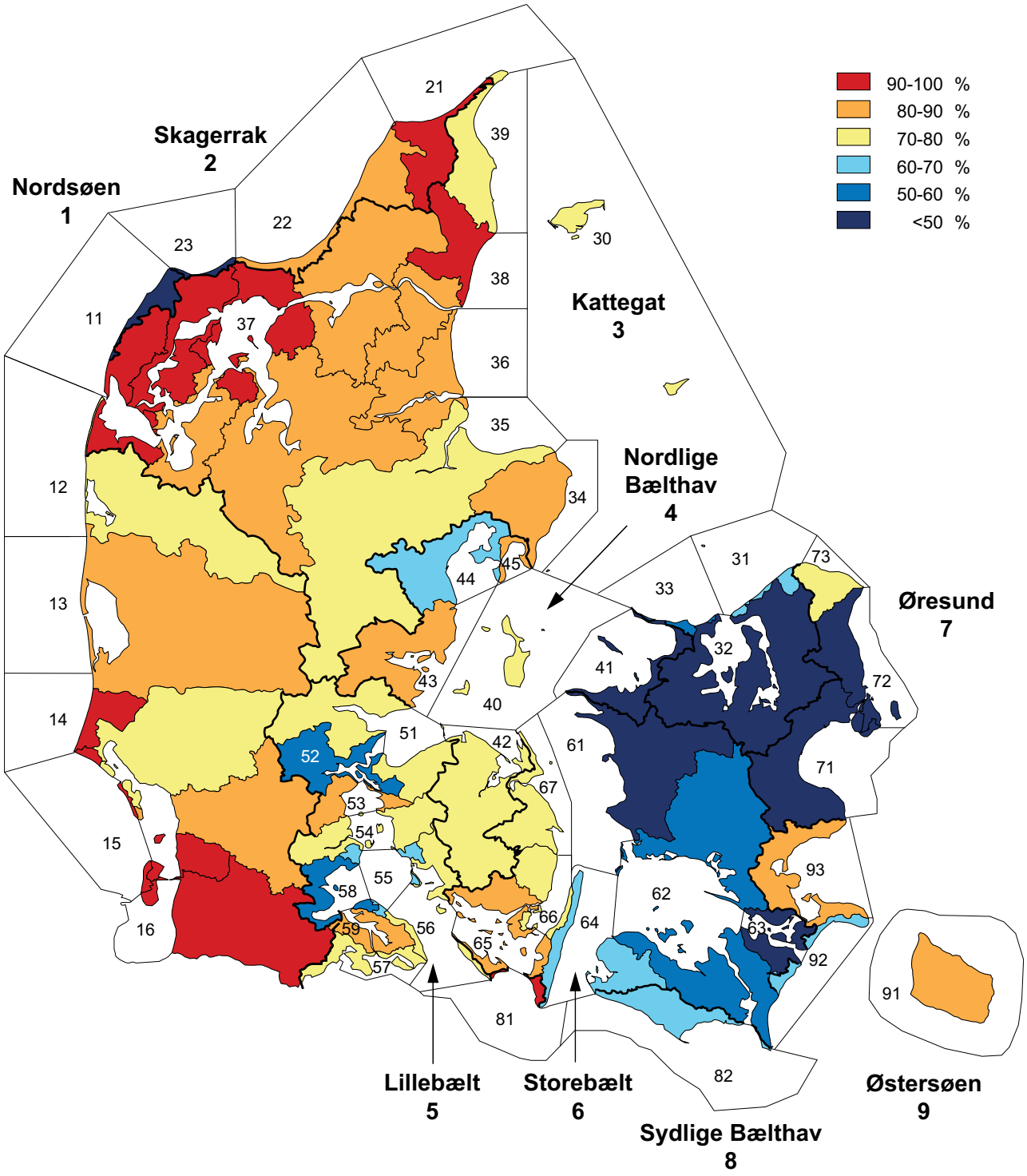
*Testen viser ikke en signifikant udvikling på 5 %-niveau.



Figur 7.3. Oplandstab af total fosfor fra oplandene til kystområderne i 2012.



Figur 7.4. Fosforbelastning af kystområder angivet som vandføringsvægtet koncentration i 2012.



Figur 7.5. Diffus andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2012.

8 Referencer

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

Andersen, M.M., Riget, F.F. & Sparholt, H. (1984) A modification of the Trent index for use in Denmark. *Water Research* **18**: 145-151.

Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Moeslund, B., Sode, A., Pedersen, T., Thomsen, A.G., Riis, T., Buchwald, E., Pedersen, M., Bøgestrand, J. & Larsen, L.M.K. (2011) Planteindeks på vej i vandløb. *Vand & Jord* **3**: 101-103.

Baattrup-Pedersen. A. & Larsen, S.E. (2013). Udvikling af planteindeks i danske vandløb. Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - *Videnskabelig rapport fra DCE* - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. **60**.
http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pdf

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

Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, G. & Thorling, L.(2012) Landovervågningsoplande 2011. NOVANA. Aarhus Universitet – Nationalt Center for Miljø og Energi. *Videnskabelig rapport fra DCE* - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. **31**.

Blicher-Mathisen, G., m.fl. 2013. Landovervågningsoplande 2012. NOVANA. Aarhus Universitet – Nationalt Center for Miljø og Energi. *Videnskabelig rapport fra DCE* - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. **74**.

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

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

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

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

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

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

Moeslund, B. & Schlünsen. K. (2011) Konsekvensanalyser af ændret grødeskæring i vandløb. 3. Konsekvensanalyser af ændret grødeskæring i 3 udvalgte vandløb. Orbicon/Leif Hansen A/S, rapport til Landbrug & Fødevarer, 62 pp.

Nijboer, R.C., Wetzel, M.J. & Verdonschot, 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.

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

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

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

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

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A, Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - *Videnskabelig rapport fra DCE* - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. **59**.
http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf

Wiberg-Larsen, P. & Larsen, S.E. (2007) Chironomiders og andre smådyrs betydning som "miljøindikatorer". I: 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

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

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baattrup-Pedersen, A., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. (2010) Vandløb 2009. NOVANA. *Faglig rapport fra DMU* nr. **804**. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 100 pp.
(http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf)

Wiberg-Larsen, P. (2011) Teknisk anvisning for makroinvertebrater (smådyr) i vandløb. TA nr. V07, vers. 1.0. FDC for Ferskvand, DMU. AU. (http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/fagdatacentre/fdcfersk/programgrundlag_og_vejledninger/novana-2011-2015/)

Wiberg-Larsen, P., Friberg, N., Baattrup-Pedersen, A. & Kristensen, E.A. (2012) Er miljøkvaliteten i vore vandløb forbedret? *Vand & Jord* **19**: 62-65.

Windolf, J., Henriksen, H. J. & Troldborg, L. (2009) Ferskvandsafstrømning.Temakapitel i: Bøgestrand, J. (red): Vandløb 2007. NOVANA, 2009. *Fagligrapport fra DMU* nr. **711**. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 108 pp.

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

Windolf, J., Thodsen, H., Troldborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen,.B. & Kronvang, B. (2011) A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. *Journal of Environmental Monitoring* **13**: 2645-2658.

Windolf, J., Bøgestrand J. & Kjeldgaard, A. (2012a) Beregning af kvælstoftilførsel til en række udpegede danske fjorde. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen
(http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat_kvaelstoftilfoersel_til_fjorde.pdf)

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G. & Larsen, S. (2012b) Markbalancer og den diffuse kvælstofafstrømning. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen, 47 pp. http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat_Markbalancer_01.pdf

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J. and Kronvang, B. (2012c) Changes in nitrogen loads to estuaries following implementation of Governmental Action Plans in Denmark: A paired catchment and estuary approach for analysing regional responses. *Environmental Science and Policy* **24**: 24-33.

Windolf, J., Timmermann, A., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A. (under udarbejdelse): Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990-2011 (arbejdstitel). Fagligt notat under udarbejdelse fra DCE til Naturstyrelsen.

Fokus: Økologisk tilstand – betydningen af at anvende flere biologiske kvalitetselementer end bare ét

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

Vandrammedirektivet sætter på flere måder nye standarder for forbedringer af vandmiljøet. Til forskel fra det tidligere Fiskevandsdirektivs fysisk-kemiske krav stiler VRD mod at opnå mindst god økologisk tilstand bedømt ud fra forskellige biologiske kvalitetselementer. Sidst nævnte omfatter fytoplankton, planter (inkl. bundlevende alger), smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Af disse er kun de tre sidste relevante i danske vandløb, fordi de er relativt små og opholdstiden i dem derfor for kort til at understøtte egentlige samfund af fytoplankton (som de kendes fra søer og marine områder). Formålet med at anvende flere biologiske kvalitetselementer er, at vandløb (og andre vandområder som søer, fjorde og havet) skal vurderes i forhold til deres samlede økologiske tilstand, som ikke nødvendigvis beskrives tilfredsstillende ud én "tilfældig" indikator, men kræver at flere elementer i den biologiske struktur inddrages. Vandområderne påvirkes af mennesket på flere forskellige måder og de forskellige organismegrupper reagerer ofte ikke ens på påvirkningerne, og må derfor alle tages i betragtning i beskrivelsen af den samlede økologiske tilstand.

Hidtil har der i Vandrammedirektivets vandplanlægning (1. generations vandplaner gældende frem til 2015) nationalt alene været anvendt smådyr og Dansk Vandløbsfauna Indeks. Dette følger traditionen fra den tidligere recipientkvalitetsplanlægning, hvor der siden 1970'erne udelukkende er anvendt smådyr til vurdering af miljøkvalitet i vandløb. Nu er der imidlertid udviklet og interkalibreret et indeks for planter, Dansk Vandløbsplante Indeks (Baattrup-Pedersen & Larsen 2013a; Søndergaard m.fl. 2013). I løbet af 2013-2014 forventes der desuden at foreligge indices for hhv. bundlevende alger (kiselalger) og fisk (Søndergaard m.fl. 2013, Kristensen m.fl., under forberedelse). Disse indikatorer vil således – i det omfang der foreligger egnede data - kunne bringes i anvendelse ved den fortsatte vandplanlægning. For fiskenes vedkommende vil der blive tale om to forskellige indices, ét til små vandløb og ét til større vandløb (Kristensen m.fl., under forberedelse). Sidstnævnte vil tage udgangspunkt i et litauisk fiskeindeks (LZI), som allerede er forsøgsvist afprøvet under danske forhold (Søndergaard m.fl. 2013).

Med anvendelsen af flere kvalitetselementer end blot ét er det nærliggende at spørge, hvilke konsekvenser det måtte få for målopfyldelsen?

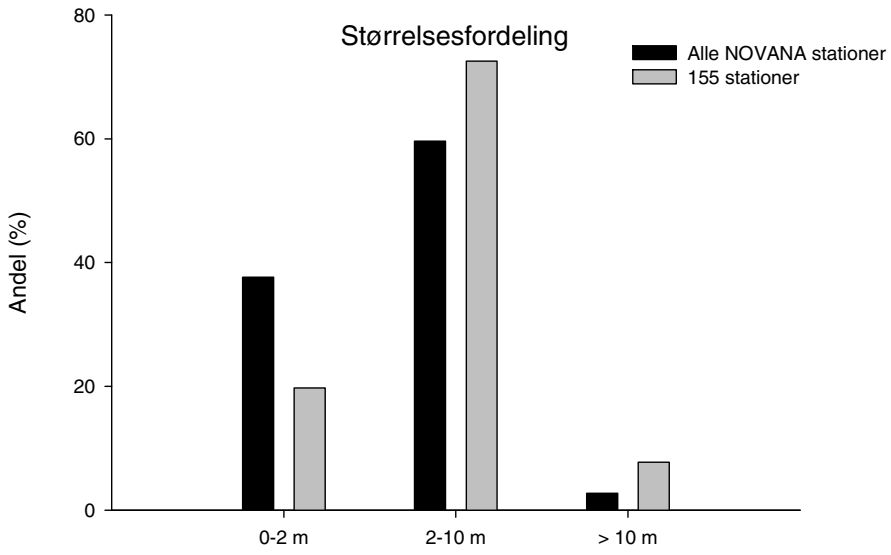
Det ligger i sagens natur, at ligeså snart der suppleres med et nyt kvalitetselement, vil en samlet vurdering aldrig blive bedre, end hvis der kun anvendes ét element. Spørgsmålet er derfor snarere, hvor meget dårligere tilstanden bedømmes, når flere kvalitetselementer kommer i spil. Denne problemstilling er søgt belyst i et afsluttet projekt bestilt af Naturstyrelsen, og som har inddraget tre kvalitetselementer: planter, smådyr og fisk. Der foreligger ikke data for bundlevende alger, hvorfor det ikke var muligt også at inkludere disse i projektet. Projektet har desuden sigtet mod at klarlægge årsagerne til manglende målopfyldelse for hvert af kvalitetselementerne, samt

hvilke virkemidler der vurderes egnede til at forbedre tilstanden for de enkelte elementer.

Datagrundlag for analyserne

Til analyserne blev alene anvendt data fra NOVANA. Som udgangspunkt skulle der være data fra 850 stationer til rådighed, primært for perioden 2004-2009. Disse stationer er jævnt fordelt geografisk, dækker alle størrelser af vandløb, og forskellige såkaldte påvirkningstyper (reference vandløb, stærkt fysisk påvirkede vandløb, vandløb påvirkede af forskellige grader af landbrugsdrift, samt vandløb påvirket af spildevandstilførsler). Der viste sig imidlertid at være begrænsninger i de data, som reelt var til rådighed. Fx skulle det være muligt at udregne det Litauiske fiskeindeks (LZI), hvilket imidlertid forudsætter at der findes mere end 2 arter på en given lokalitet. Dette er typisk ikke tilfældet i de mindste vandløb (med en bundbredde på under ca. 2 m). Der viste sig samlet set kun at være 155 stationer til rådighed for beregning af indeksværdier for alle tre organismegrupper: planter, smådyr og fisk.

For at vurdere om de 155 stationer var en repræsentativ delmængde af samtlige NOVANA stationer, blev der indledningsvis foretaget analyser af, om først nævnte havde samme fysisk/kemiske karakteristiske som hele NOVANA stationsnettet. Analysen viste heldigvis, at dette overordnet var tilfældet (ANOSIM, P = 0,807), men at fordelingen i størrelse (vandløbsbredde) var signifikant forskellig (Chi^2-test, P < 0,001, Figur 1). Der var således en lavere andel af små og en højere andel af større vandløb blandt de 155 stationer end i det fulde stationsnet. Det skyldes, som allerede nævnt, at adskillige små vandløb blev frasorteret, fordi de havde så få fiskearter, at det ikke var muligt at udregne en værdi for LZI.



Figur 1. Størrelsesfordeling af vandløb i det analyserede datasæt (155 stationer) og sættet af samtlige NOVANA stationer. Fordelingerne i størrelser er signifikant forskellig mellem de 2 grupper (Chi^2-test, P < 0,001).

Analysetilgang

Der blev derefter ud fra data fra de oven nævnte 155 NOVANA stationer foretaget en række beregninger, analyser og vurderinger.

Beregning af indeks-værdier

Først og fremmest blev der beregnet indeksværdier for alle tre biologiske kvalitetselementer.

For planter blev beregnet Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) ud fra dækningsgrader for de enkelte forekommende arter og anvendelse af en udviklet model, der klassificerer artssammensætningen i Vandrammedirektivets 5 tilstandsklasser (Baattrup-Pedersen & Larsen 2013; Søndergaard m.fl. 2013).

For smådyr blev der beregnet faunaklasser efter Dansk vandløbsfauna Indeks (DVFI) ud fra et beregningsmodul under databasen "ODA".

Det litauiske fiskeindeks (LZI) blev beregnet af T. Vibrickas (Institute of Ecology, Vilnius, Litauen) ud fra et specielt beregningsmodul. LZI er et såkaldt multimetrisk indeks baseret på biologiske egenskaber ved fiskearterne. Disse egenskaber er fastlagt på forhånd. I en given fangst (fra en undersøgt strækning/station) kategoriseres arterne i forhold til disse egenskaber, fx andelen af "intolerante arter", se tabel 1. For hvert egenskab udregnes en relativ score på baggrund den målte værdi og en forudbestemt referenceværdi. De beregnede scorer for de i alt 8 egenskaber eller indikatorer sammenvejes derefter og bruges derefter til at udregne en samlet indeksværdi. Der skelnes i indekset mellem forskellige vandløbstyper, baseret på disses oplandsareal (dvs. størrelse) og hældning. Beregningen af LZI resulterede ligesom DVPI i en klassificering i de 5 tilstandsklasser.

Tabel 1. Oversigt over de biologiske egenskaber eller indikatorer, som indgår i beregningen af det Litauiske Fiskeindeks (LZI)

Andel af individer af intolerante[1] arter (%)
Antal intolerante arter
Andel af individer af lithofile[2] arter (%)
Antal arter af lithofile[2] arter i forhold til alle arter (%)
Andel af individer af tolerante arter[1] (%)
Andel af individer af tolerante[1] arter ift. individer af alle arter
Antal strømkrævende arter
Andel af individer af omnivore[3] arter (%)

[1]Tolerancen gælder menneskeskabte påvirkninger generelt (tolerante arter er fx hundestejle-arter, skalle, aborre, brasen; intolerante er fx lampretter, ørred, elritse); [2] Arter knyttet til sten- og groft grus (fx ørred, laks, elritse); [3]Arter der udnytter både vegetabilsk og dyrisk føde.

Opgørelse af målopfyldelse

På baggrund af disse beregnede indeksværdier blev andelen af stationer med og uden målopfyldelse opgjort, idet stationer med "høj" eller "god" tilstand per definition havde målopfyldelse, mens der ikke var målopfyldelse for tilstandsklasserne "moderat", "ringe" og "dårlig". For DVFI blev faunaklasse 7 regnet som "høj" økologisk tilstand, faunaklasse 5-6 som "god" tilstand, ganske som i den igangværende vandplanlægning. Der blev for denne indikator IKKE anvendt aktuelle vurderinger af målopfyldelsen under den igangværende vandplanlægning. Udover målopfyldelsen for hvert af de tre kvalitetselementer blev denne opgjort for alle mulige kombinationer af disse. Herved blev der anvendt "one out – all out" princippet fra Vandrammedirektivet: hvis blot én indikator viser manglende målopfyldelse er der ikke målopfyldelse for samtlige indikatorer, også selv om de resterende af disse hver især skulle vise målopfyldelse.

Beregning af EQR-værdier

For samtlige 155 stationer blev der for hvert af de 3 indices (kvalitetselementer) udregnet en såkaldt EQR-værdi (EQR = Ecology Quality Ratio), som udtrykker den aktuelle tilstand i forhold til den højst opnåelige tilstand på en skala fra 0 til 1 (hvor 1 svarer til er den højest opnåelige tilstand).

For DVPI og LZI foregik udregningen af EQR helt automatisk som en del af indeksberegningen. For DVFI blev beregningen foretaget anderledes, fordi dette indeks kun opererer med 7 kategoriske værdier (og altså ikke har en kontinuerlig skala af værdier). Her blev der beregnet ny faunaklasseværdier på en "kontinuerlig" skala ud fra artslisterne fra de anvendte stationer. Beregningerne blev udført på baggrund af projekt udarbejdet af AU Bioscience for Naturstyrelsen (Larsen m. fl. 2010).

Disse beregnede værdier blev anvendt til at undersøge, hvor langt de enkelte stationer var fra at opfylde målet for de enkelte kvalitetselementer, og om der var forskel på hvor meget forskellige menneskeskabte påvirkninger bidrog hertil. I praksis blev for hvert indeks og vandløbsstation beregnet en afstand – dvs. forskel - mellem den aktuelle EQR og EQR-grænsen til "god tilstand" fastsat for de enkelte indices.

På EQR-skalaen var grænsen for målopfyldelse 0,50 for både DVFI og DVFI, mens grænsen for fisk (fastlagt for litauiske vandløb) var 0,72. Grænsen for både DVFI, LZI og DVPI er interkalibreret i forhold til et egnet fælleseuropæisk indeks (ICM) beregnet til type 2 og 3 vandløb. Der således ikke foretaget en interkalibrering af EQR-grænserne for type 1 vandløbene. Dette er dog uden større betydning for de gennemførte analyser, fordi type 1 vandløb kun i mindre omfang indgår heri (se under "Datagrundlag for analyserne").

Fysiske og kemiske forhold

For hvert af de tre kvalitetselementer (og indices) blev det derefter undersøgt, om der for en række fysiske og kemiske variable var forskel mellem stationer hhv. med og uden målopfyldelse. Tilsvarende blev det undersøgt, om der var forskel i de fysiske og kemiske variable mellem kombinationer af kvalitetselementer hhv. med og uden målopfyldelse. Formålet var naturligvis at belyse, hvad der måtte være årsag til manglende målopfyldelse.

De fysiske variabler blev valgt, så de bedst muligt afspejlede den generelle fysiske tilstand af vandløbene: Fysisk Indeks (som samleparameter for fysisk tilstand), tværsnitsprofil (med 4 klasser: naturligt, overhængende brinker, flad kanal, dyb kanal), variation i bredde og dybden (CV bredde, CV dybde; CV = coefficient of variance), andel af sten og grus på bunden, vandspejlsfald, samt passageforhold for vandrefisk mellem stationen og havet (i 3 klasser: ingen, delvis, fuld). Til sammenligning af vandkvaliteten blev valgt middelkoncentrationerne af 3 kemiske variable: Organisk stof (målt som BI_5), PO_4-P og NH_4-N. Endelig blev 2 oplandsvariable også inkluderet (hhv. andel af landbrugsarealer i omdrift, og andel af skov i oplandet), da disse tidligere har vist sig at være gode beskrivende variable for menneskeskabte påvirkninger. Det var desværre ikke muligt at inddrage oplysninger om forstyrrelser i vandløbene, primært i form af grødeskæring, fordi der ikke findes tilstrækkeligt præcise kvantificeringer af denne påvirkning.

Forskelle mellem stationer med og uden målopfyldelse blev testet ved hjælp af 1-vejs variansanalyse (ANOVA, ved normalfordelte data) eller 1- vejs Kruskal-Wallis variansanalyse (ved ikke-normalfordelte data).

Yderligere analyser af fysiske og kemiske forhold

Årsagerne til den manglende målopfyldelse blev analyseret yderligere og samlet for hvert af de 3 indices. Analyserne kunne desværre kun udføres på en delmængde (99) af de 155 stationer, fordi der kun for disse var komplette data af fysiske og kemiske variable til rådighed. Vi anvendte en Principal Component Analysis (PCA), hvorved der opnås en samlet fysisk/kemisk karakteristik af stationerne (ved linear ordination af disse i et rum med ligeså mange dimensioner som der er variable i analysen), således at de mest sandsynlige årsager til manglende opfyldelse kan identificeres. Analysen identificerer de dimensioner, akser, som bedst beskriver den fysisk-kemiske variation i datasættet. Baseret på målopfyldelse og ikke-målopfyldelse for de 3 indices blev de 99 stationer inddelt i 8 grupper (se tabel 2). To af grupperne blev ikke medtaget i analysen, da de kun indeholdt hhv. 3 og 4 stationer (grupperne "Målopfyldelse kun DVPI og LZI men ikke DVFI" og " Målopfyldelse kun LZI men ikke DVFI og DVPI").

Til brug i analyserne blev der udvalgt 7 fysiske og kemiske variable: Fysisk indeks, vandspejlsfald, % dækning af sten og grus, CV bredde, CV dybde, BI_5, NH_4-N, og PO_4-P. De nævnte variable blev valgt, fordi de vurderedes som de bedste til at beskrive i hvor stor grad et vandløb er fysisk og kemisk påvirket. Desværre var det ikke muligt også at inkludere variable, der beskriver den fysiske forstyrrelse i vandløbene (f.eks. grødeskæring), se ovenfor.

Virkemidler til målopfyldelse

Afslutningsvis, blev det vurderet, hvilke virkemidler der med fordel kan anvendes for at forbedre tilstanden bedømt ud fra de enkelte kvalitetselementer og kombinationer af disse.

Hvad viste analyserne?

Andel af stationer med og uden målopfyldelse

Når kun smådyr og DVFI blev anvendt, var der målopfyldelse for 60 % af de undersøgte 155 stationer (tabel 2). Dette svarer stort set til niveauet for samtlige NOVANA stationer (Wiberg-Larsen m.fl. 2010). Niveauet er dog væsentlig højere, end hvad der er tilfældet for de ca. 27 000 km vandløb, som indgår i den igangværende vandplanlægning (ca. 37 %) (Wiberg-Larsen m.fl. 2010). Forskellen beror primært på, at små vandløb er underrepræsenterede og mellemstore vandløb overrepræsenterede i NOVANA datasættet, og at tilstanden generelt er bedre i de mellemstore end i de små vandløb, fordi først nævnte er mere robuste over for menneskeskabte påvirkninger.

Når der blev tilføjet planter som kvalitetselement, faldt målopfyldelsen (dvs. for DVFI+DVPI) markant til 32,9 % (tabel 2). Det skyldes ikke mindst, at målopfyldelsen for planterne alene (DVPI) var væsentlig mindre end for smådyrene med en andel på kun 46,4 %.

Blev der til sidst også koblet fisk (LZI) til de to andre kvalitetselementer faldt målopfyldelsen yderligere til kun 23,9 % (tabel 2). Målopfyldelsen for fiskene alene var 38,1 %, noget mindre end for planterne, og markant mindre end for smådyrene.

Tabel 2. Antal og andel af stationer med og uden målopfyldelse opgjort ud fra et datasæt, hvor der for hver station fandtes oplysninger om smådyr (DVFI), planter (DVPI) og fisk (LZI) (i alt 155 stationer).

DVFI		
	Antal stationer	**Andel (%)**
Målopfyldelse	93	60,0
Ikke målopfyldelse	62	40,0
I alt	155	100
DVFI og DVPI		
	Antal stationer	**Andel (%)**
Målopfyldelse både DVFI og DVPI	51	32,9
Ikke målopfyldelse ("one out all out")	104	67,1
I alt	155	100
Målopfyldelse for både DVFI og DVPI	51	32,9
Målopfyldelse DVFI - men ikke DVPI	42	27,1
Målopfyldelse DVPI - men ikke DVFI	21	13,5
Ikke målopfyldelse hverken for DVFI eller DVPI	41	26,5
I alt	155	100,0
DVFI, DVPI og LZI		
	Antal stationer	**Andel (%)**
Målopfyldelse med DVFI, DVPI og LZI	37	23,9
Ikke målopfyldelse ("one out all out")	118	76,1
I alt	155	100
Målopfyldelse med DVFI, DVPI og LZI	37	23,9
Målopfyldelse med DVFI, men ikke DVPI og LZI	27	17,4
Målopfyldelse med DVFI og DVPI, men ikke LZI	14	9,0
Målopfyldelse med DVFI og LZI, men ikke DVPI	15	9,7
Målopfyldelse med DVPI, men ikke LZI og DVFI	18	11,6
Målopfyldelse med DVPI og LZI, men ikke DVFI	3	1,9
Målopfyldelse med LZI, men ikke DVFI og DVPI	4	2,6
Ikke målopfyldelse med DVFI, DVPI eller LZI	37	23,9
I alt	155	100

Betydning af fysiske og kemiske forhold for målopfyldelsen

Smådyr/DVFI: Vandløb med målopfyldelse havde et signifikant højere fysisk indeks ($P < 0,001$), et mere naturligt tværsnitsprofil ($P < 0,001$), mere variation i bredde og dybde ($P < 0,001$), en højere andel af sten og grus på bunden ($P = 0,05$), et større vandspejlsfald ($P < 0,001$), bedre passageforhold ($P = 0,018$), et lavere indhold af let-omsætteligt organisk stof (BI_5, $P < 0,001$), et lavere indhold af PO_4-P ($P < 0,001$), samt et lavere indhold af NH_4-N ($P = 0,005$), end vandløb uden målopfyldelse (Figur 2). Disse resultater er stort set i overensstemmelse med forventningerne, fordi smådyr generelt vides at være følsomme over for vandets indhold af organisk stof (fx Friberg et al. 2010). Ligeledes er de afhængige af de fysiske forhold, hvor mange arter fx responderer særlig positivt på andelen af groft materiale (sten og grus) på vandløbsbunden (se fx Wiberg-Larsen & Larsen 2009) – en andel der typisk stiger med et forøget vandspejlsfald. Til gengæld er den positive relation til gode "passageforhold for fisk" overraskende. Én mulig forklaring kunne være, at der primært er etableret passage i vandløb, hvor de fysiske forhold

grundlæggende er gode pga. stort fald, og hvor der derfor især er etableret opstemninger til drift af vandmøller.

Planter/DVPI: Vandløb med målopfyldelse havde et signifikant større vandspejlsfald (P = 0,003), lavere indhold af organisk stof (P < 0,001), samt et lavere indhold af PO_4-P (P < 0,001) end vandløb, der ikke havde målopfyldelse (Figur 3). Disse resultater er delvist i overensstemmelse med forventningerne. Således viser en ny detaljeret analyse af forskellige miljøfaktorers betydning for de danske vandløbsplantesamfund, at fosfor-indholdet KAN spille en rolle for visse arter og i visse vandløb, idet dog andre faktorer som vandløbsstørrelse, alkalinitet og forstyrrelser generelt har en større betydning (Baattrup-Pedersen & Larsen 2013b). Sammenhængen med BI_5 er dog næppe kausal, men skyldes at PO_4-P og BI_5 er tæt koblet, fordi de begge afspejler spildevandsbelastning (Wiberg-Larsen et al. 2012). Relationen til vandspejlsfaldet skyldes formodentlig, at vandløb med et højere fald generelt vedligeholdes relativt mindre – og dermed forstyrres mindre - end mere "flade" vandløb. Derimod kan det synes umiddelbart overraskende, at planterne ikke direkte er påvirket af forekomsten af groft substrat eller er afhængige af vandløbets form og hvor naturlig denne form er. Således ville et naturligt vandløbsprofil ofte være ensbetydende med en intakt overgangszone mellem land og vand, en zone som er et vigtigt voksested for mange plantearter (Pedersen et al. 2006).

Fisk/LZI: Vandløb med målopfyldelse havde et signifikant højere fysisk indeks (P < 0,001), et mere naturligt tværsnitsprofil (P = 0,004), en større breddevariation (P < 0,001), en højere andel af sten og grus på bunden (P = 0,02), et større vandspejlsfald (P = 0,002), bedre passageforhold (P < 0,001), samt et lavere indhold af organisk stof (BI_5) (P < 0,001) og PO_4-P (P < 0,001) end vandløb, der ikke havde målopfyldelse (Figur 4). Disse resultater er i overensstemmelse med forventningerne, da fisk i vandløb generelt er særlig følsomme over for de fysiske forhold og passageforhold (Søndergaard et al. 2013). Dette gælder særligt de intolerante arter (f.eks. ørred), hvis andel i fangsten udgør en vigtig del af den beregnede indeksværdi. Sammenhængen med BI_5 og PO_4-P stemmer ligeledes overens med tidligere resultater, der har vist at tolerante arter (f.eks. hundestejler) ofte dominerer i vandløb med forringet vandkvalitet pga. spildevand fra husholdninger og offentlige renseanlæg (Kristensen et al., 2012).

Yderligere analyser af årsagerne til manglende målopfyldelse

PCA analysen viste helt overordnet, at det var muligt at adskille visse kombinationer af målopfyldelse, dvs. hvor ét til flere biologiske kvalitetselementer blev anvendt, signifikant fra hinanden (Figur 5). De 2 første akser i PCA'en forklarede samlet hele 54,3 % af variationen i data, hvilket viser den statistiske styrke i den aktuelle analyse. Den første (og vigtigste) akse, PCA 1, repræsenterede fysiske påvirkninger, hvor vandløb placeret til højre i figuren havde relativt høje værdier af Fysisk Indeks, vandspejlsfald, samt bredde- og dybdevariation, mens vandløb placeret til venstre havde dårlige fysiske forhold med lave værdier af de pågældende variable. Den anden akse, PCA 2, repræsenterede vandkvaliteten, hvor vandløb placeret nederst i figuren havde relativt høje værdier af BI_5 og PO_4-P og vandløb placeret øverst i figuren modsat lave værdier af disse.

Analysen viste primært, at gruppen indeholdende stationer med målopfyldelse for samtlige 3 kvalitetselementer (indices for smådyr, fisk og planter) var signifikant forskellig fra gruppen af vandløb, der ikke havde målopfyl-

delse for nogen af kvalitetselementerne (ANOSIM, P = 0,002). Det fremgik også tydeligt, at vandløb *uden* målopfyldelse for samtlige 3 kvalitetselementer særligt var karakteriseret ved både dårlig vandkvalitet (relativt høje koncentrationer af BI_5 og PO_4-P) og dårlige fysiske forhold (relativt lave scorer for det fysiske indeks, et relativt lille vandspejlsfald og en relativ lille variation i bredde og dybde). Analysen viste dog også, at vandløbene *med* målopfyldelse for alle 3 indices var placeret relativt spredt i forhold til akse 1 (PCA 1), hvilket viser en forholdsvis stor variation i disse forhold, mens stationerne *uden* målopfyldelse især var placeret spredt i forhold til PCA 2. Dette tyder på, at god kemisk tilstand er en afgørende forudsætning for målopfyldelse, mens dårlig fysisk tilstand er særlig styrende for manglende målopfyldelse. Men det er generelt vanskeligt at adskille betydningen af de to grupper af faktorer, fordi de ofte optræder samtidig i en del vandløb.

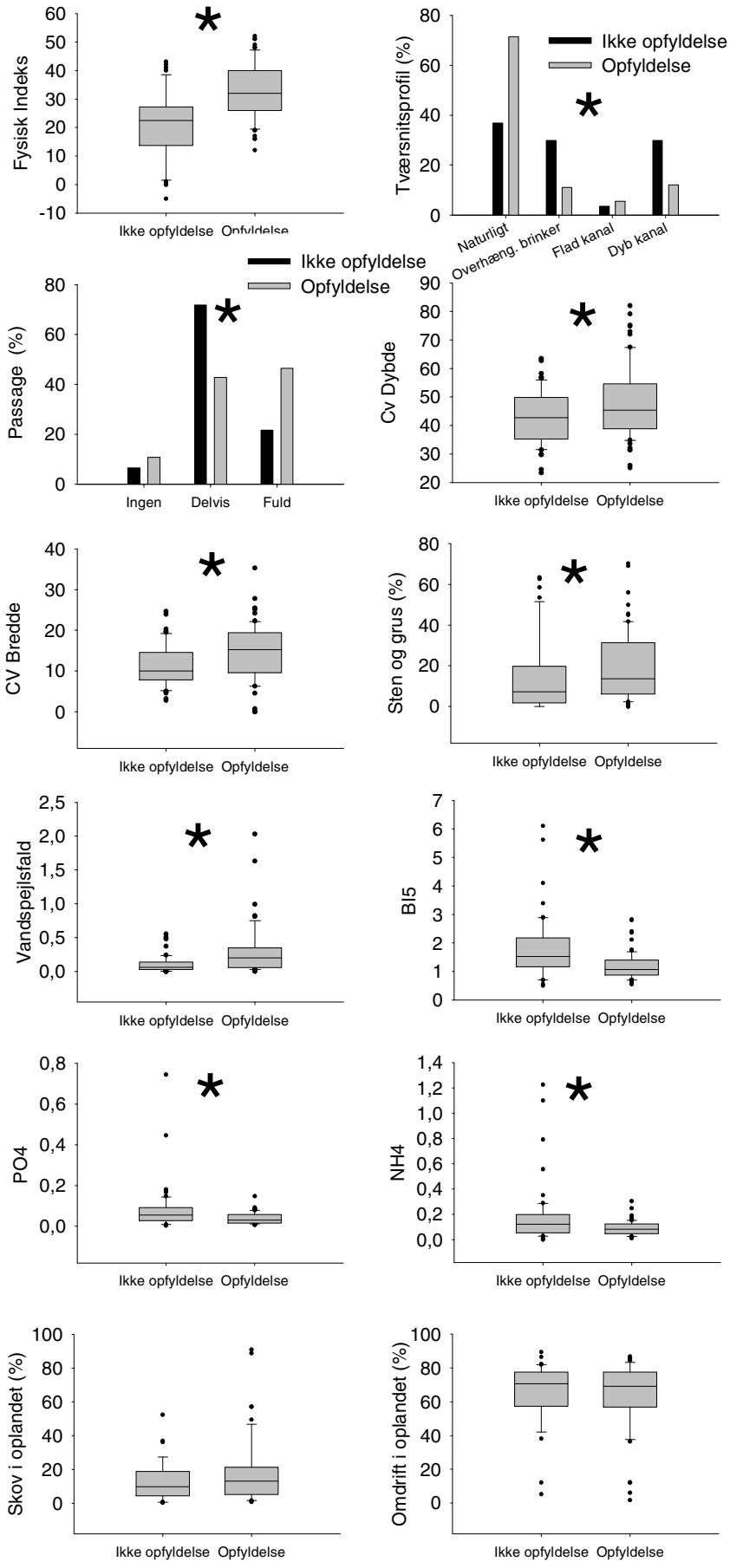
Grupperne af vandløb, der havde målopfyldelse for 2 ud af de 3 kvalitetselementer, og derfor var relativt tæt på en samlet målopfyldelse, var ikke signifikant forskellige fra de vandløb, der havde målopfyldelse for samtlige 3 kvalitetselementer (Figur 6, ANOSIM, P = 0,835 og 0,432). Det var derfor ikke muligt at pege på, hvilke fysisk-kemiske faktorer der bevirker, at det ene af de 3 kvalitetselementer ikke opnåede målopfyldelse. Dette skyldes muligvis, at de tre organismegrupper er udsat for mange forskellige typer af stress, formodentlig også nogen som det ikke var muligt at inddrage direkte i analyserne (formodentlig først og fremmest grødeskæring og lignende fysiske forstyrrelser). Det betyder også, som allerede vist, at smådyr, fisk og planter ikke reagerer ens på forskellige menneskeskabte påvirkninger.

De grupper af vandløb, der kun havde opfyldelse for ét ud af de 3 kvalitetselementer var heller ikke signifikant forskellige fra gruppen af vandløb, der havde målopfyldelse for alle kvalitetselementer (Figur 7, ANOSIM, P = 0,375 og 0,510). Forklaringen er formodentlig den samme som nævnt ovenfor.

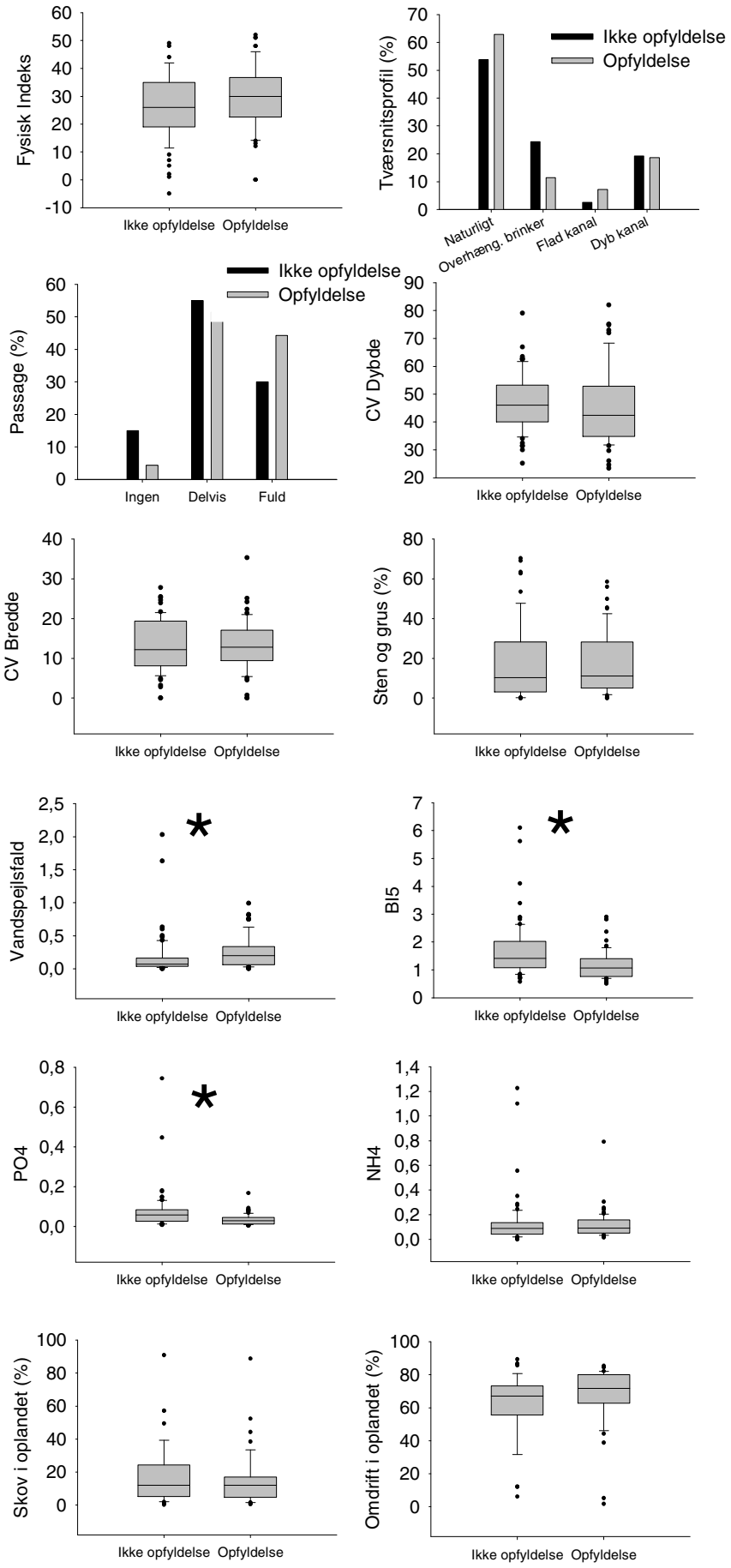
Endelig var det ikke muligt at adskille grupper af vandløb med målopfyldelse med enten 1 eller 2 indices (ANOSIM, P > 0,05, figur ikke vist).

Ved kun at anvende smådyr (her i form af døgnfluen *Heptagenia suphurea*) som indikatorer for miljøtilstanden, overvurderes denne i forhold til miljøtilstanden for hele det biologiske samfund. (Foto: Biopix©).

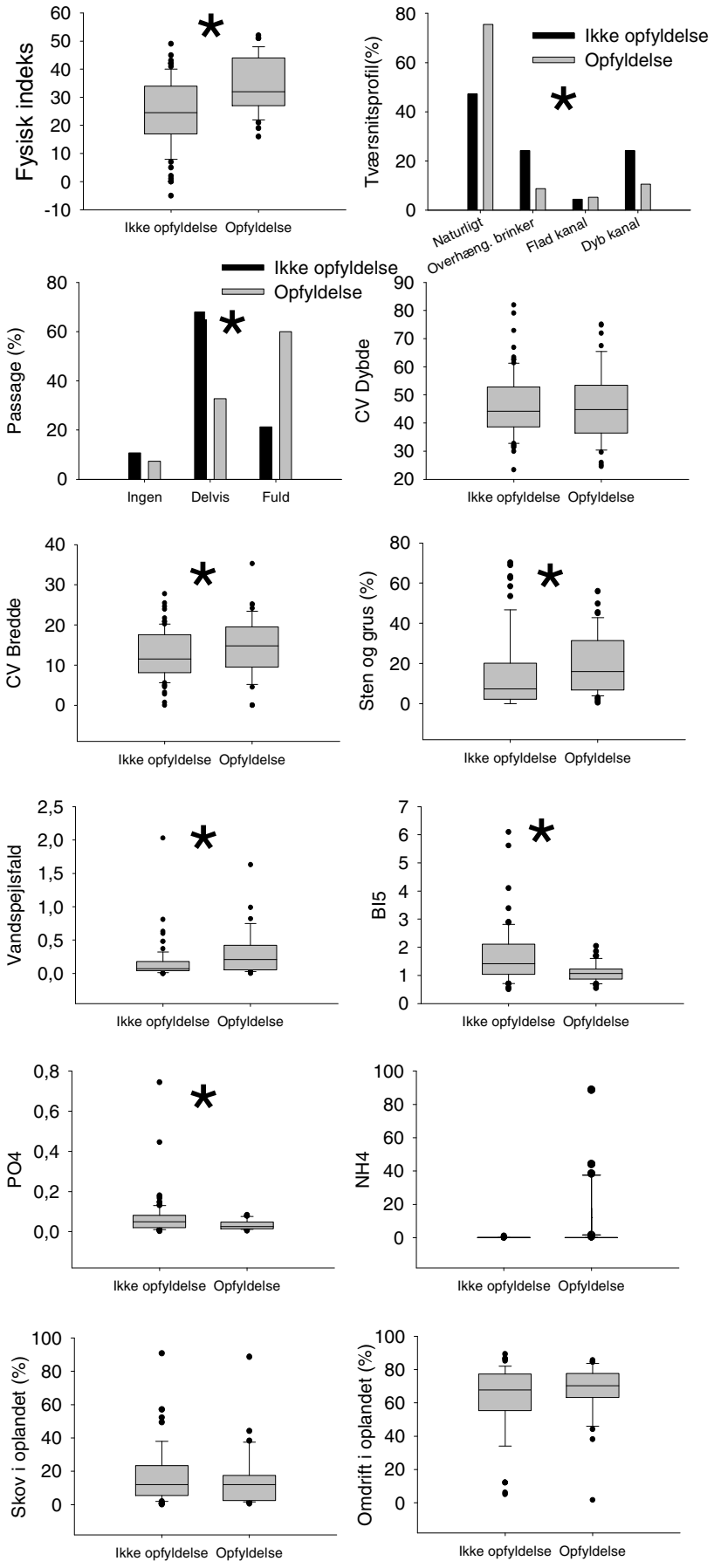
Figur 2. Smådyr og DVFI: Betydningen af fysiske og kemiske variable for stationer med henholdsvis målopfyldelse og ikke-målopfyldelse. * Viser signifikante forskelle mellem de 2 grupper af vandløb.



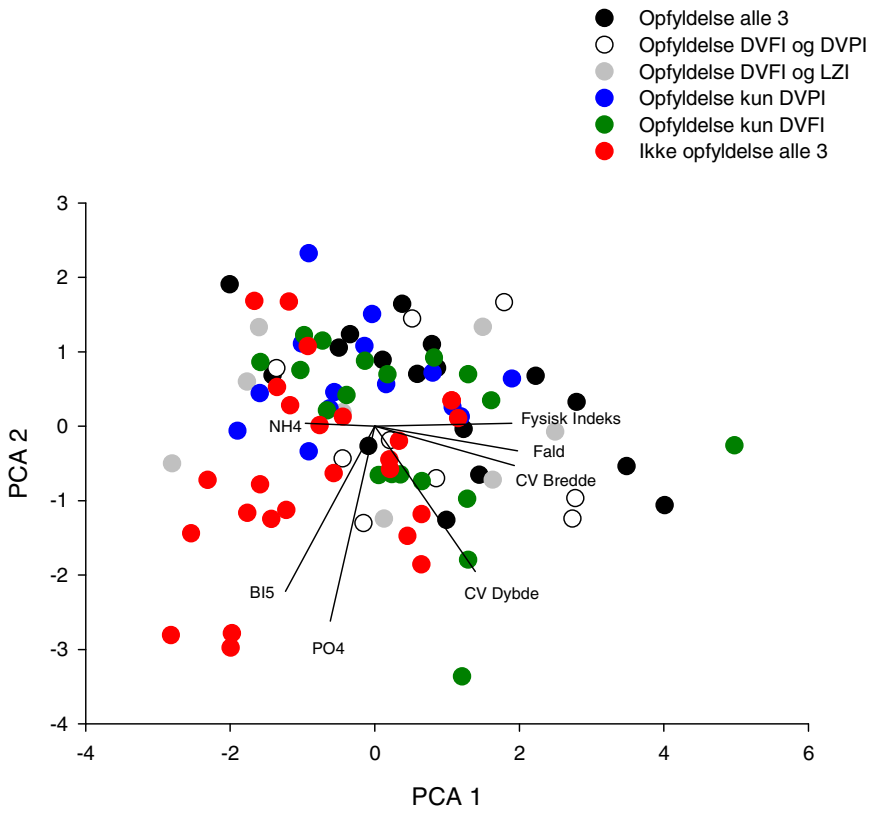
Figur 3. Planter og DVPI: Sammenligning af fysiske og kemiske variabler for stationer med henholdsvis målopfyldelse og ikke-målopfyldelse. * Viser signifikante forskelle mellem de 2 grupper af vandløb.



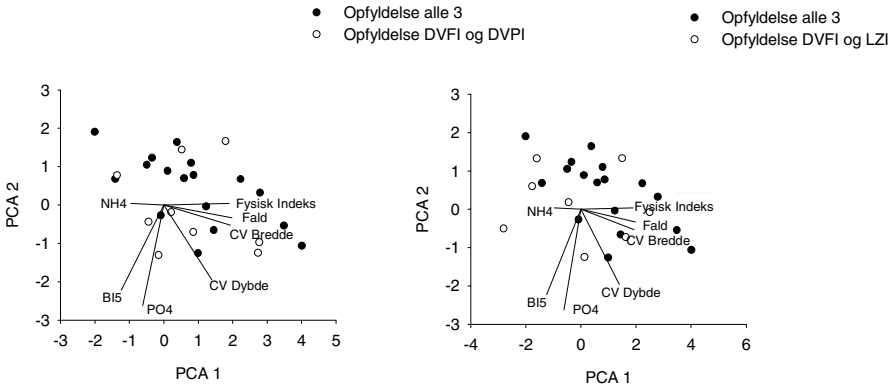
Figur 4. Fisk og LZI: Sammenligning af fysiske og kemiske variabler for stationer med henholdsvis målopfyldelse og ikke-målopfyldelse. * Viser signifikante forskelle mellem de 2 grupper af vandløb.



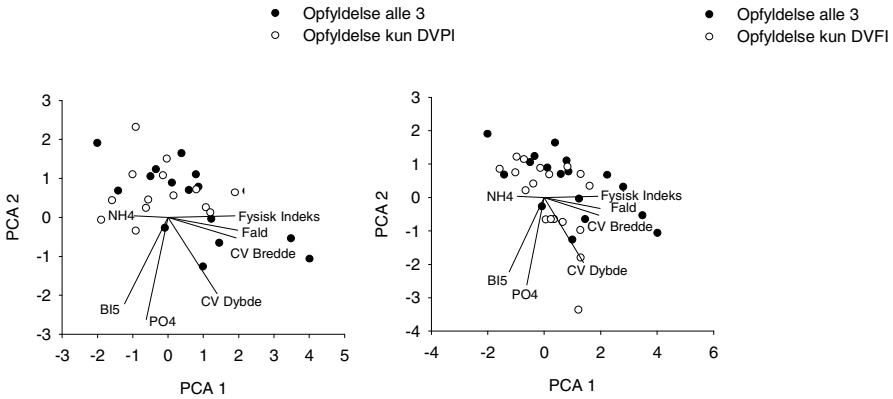
Figur 5. PCA biplot illustrerende forskellen mellem grupper af vandløb med forskellig grad af målopfyldelse i forhold til de tre biologiske kvalitetselementer (smådyr, fisk og planter), baseret på vandkvalitet (BI_5, PO_4-P og NH_4-N) og fysiske forhold (Fysisk Indeks, fald, CV bredde og CV dybde). Hvert punkt i figuren angiver en station. Retningen og længden af de enkelte vektorer illustrerer deres relative betydning. Vektorer der ligger parallelt med en af akserne er stærkt korreleret med denne.



Figur 6. PCA biplot illustrerende forskellen mellem grupper af vandløb med målopfyldelse for hhv. alle 3 biologiske kvalitetselementer og kun 2 af disse baseret på vandkvalitet (BI_5, PO_4-P og NH_4-N) og fysiske forhold (Fysisk Indeks, fald, CV bredde og CV dybde). Se i øvrigt teksten til figur 5 for yderligere forklaringer.

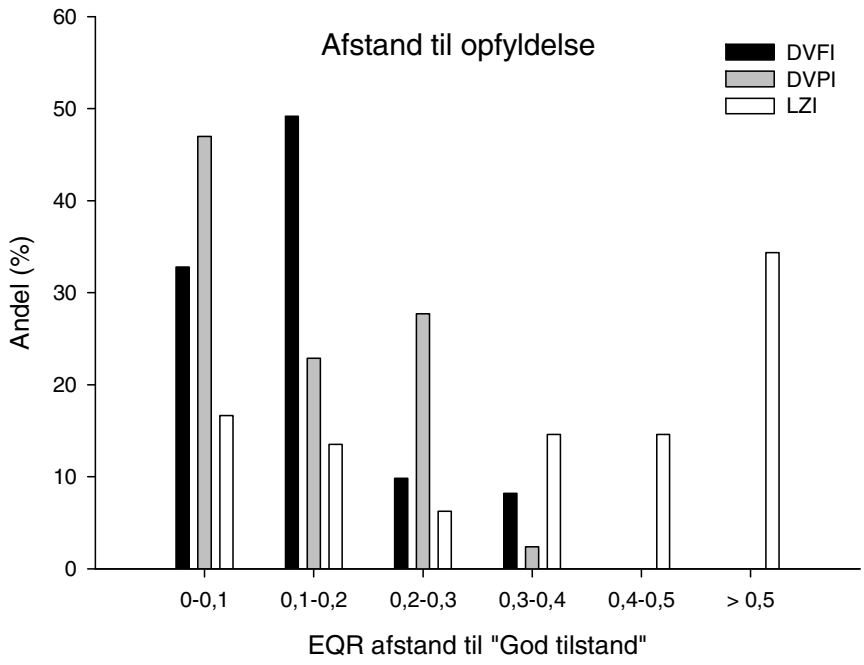


Figur 7. PCA biplot illustrerende forskellen mellem vandløb med målopfyldelse for ét kvalitetselement og vandløb hvor målet var opfyldt for samtlige kvalitetselementer, baseret på vandkvalitet (BI_5, PO_4-P og NH_4-N) og fysiske forhold (Fysisk Indeks, fald, CV bredde og CV dybde). Gruppen med vandløb der kun havde opfyldelse i forhold til LZI ikke medtaget, fordi den kun indeholdt 3 vandløb.



Afstand til målopfyldelse

Vi fandt tydelige og signifikante forskelle i hvor langt der fordelingsmæssigt var til målopfyldelse for de tre biologiske kvalitetselementer (indices). Således var der en signifikant forskel mellem fordelingerne af forskellige afstandsklasser for de 3 indices (Chi Square, $P < 0,05$, figur 8). For smådyr (DVFI) og planter (DVPI) var relativt mange af stationerne tæt på målopfyldelse. For fiskene (LZI) gjorde det modsatte sig gældende, idet relativt mange stationer var meget langt fra målopfyldelse. Dette er i nær overensstemmelse med, at der også for fiskene var den absolut dårligste målopfyldelse (38%) sammenlignet med smådyr (60%) og planter (46%). Der kan være flere forklaringer herpå. Det er muligt at fiskene stiller større krav til miljøforholdene, dvs. påvirkes af flere faktorer, end de to andre organismegrupper, hvilket synes at fremgå af analyserne af betydningen af de fysisk-kemiske forhold (se tidligere). En anden og meget nærliggende forklaring er dog, at grænsen mellem moderat og god tilstand ikke er placeret ens for de tre kvalitetselementer; for både DVFI og DVPI ligger denne grænse ved en EQR værdi på 0,5, mens den for LZI ligger på 0,72.



Figur 8. Afstanden mellem den aktuelle EQR-værdi og EQR-værdien for "god tilstand" for DVFI, DVPI og LZI.

Konklusioner og udpegning af virkemidler

Hvor stor bliver en samlet fremtidig målopfyldelse?

Det kan vi ikke give noget sikkert svar på. Men vore analyser viser helt entydigt, at i det øjeblik, der implementeres ny biologiske kvalitetselementer (planter og fisk), vil disse sammen med smådyrene (DVFI) resultere i et markant fald i den samlede vurdering af den økologiske tilstand.

I det analyserede NOVANA datasæt faldt antallet af vandløbsstationer med målopfyldelse fra 60 %, hvis kun DVFI blev anvendt til vurdering af målopfyldelsen, til 24 %, hvis samtlige tre indikatorer blev anvendt sammen med princippet om "one out all out". Resultatet er naturligvis ikke overraskende, fordi det må forventes at brug af flere biologiske kvalitetselementer (som forudsat i Vandrammedirektivet) med forskellige krav til miljøforholdene i vandløbene, og med forskellig reaktion på menneskeskabte miljøpåvirknin-

ger, tilsammen vil give et mere komplet og retvisende billede af den økologiske tilstand.

Vi havde kun mulighed for at analysere en mindre del af det samlede NOVANA datasæt, som i øvrigt ikke er repræsentativt for de vandløb, som indgår i den igangværende vandplanlægning. Især var små vandløb underrepræsenteret i testdatasættet (ligesom de også var klart underrepræsenteret i det samlede NOVANA datasæt). Alene af den grund er det ikke muligt at give en sikker prognose for, hvor meget målopfyldelsen vil være, hvis og når planter og fisk implementeres som kvalitetselementer i vandplanlægningen. En sådan prognose vanskeliggøres også af flere andre grunde.

En af disse er manglen på egnede overvågningsdata. For planterne findes indtil videre alene brugbare data fra ca. 850 NOVANA stationer, og det kommer man næppe langt med i vandplanlægningen, som omfatter mere end 25 gange så mange vandløbsstationer. Dertil kommer, at en række eksisterende data vil være for gamle. For fisk findes der ud over data fra NOVANA stationerne også data fra befiskninger udført af DTU Aqua i forbindelse med udsætningsplaner for ørred. Imidlertid vil sidst nævnte data, fordi data til brug i vandplanerne ikke må være for gamle, være begrænset til bestemte geografiske områder, fordi udsætningsplanerne revideres med en cyklus på ca. 10 år.

Vi anvendte i analyserne alene LZI som et bud på et "dansk" fiskeindeks. Dette indeks vil forventeligt, evt. lettere modificeret, alene blive anvendt i mellemstore og store vandløb, hvor der forekommer mere end 2 fiskearter (Kristensen m.fl., under forberedelse). I små vandløb forventes i stedet anvendt et indeks alene baseret på tætheder af ørredyngel. Hvad brugen af et sådant indeks vil betyde for en samlet målopfyldelse har vi af gode grunde ikke kunnet undersøge.

Vi undersøgte alene konsekvensen af inddragelse af kvalitetselementerne planter og fisk. Imidlertid forudsættes også anvendt bundlevende alger som kvalitetselement. Som nævnt vil et kiselalgebaseret indeks blive udviklet i løbet af 2023/2014. Anvendelse af endnu et nyt kvalitetselement vil – stadig hvis "one out – all out" princippet anvendes – betyde en yderligere reduktion i den samlede målopfyldelse. Denne reduktion kan meget vel blive betydelig, fordi et kommende kiselalgeindeks - i modsætning til de andre kvalitetselementer - specifikt må forventes at afspejle påvirkningen med næringsstoffer, primært fosfor (hvilket kun ét af de øvrige kvalitetselementer, planterne, i et vist omfang reagerer på).

Endelig kompliceres vurderingen af den fremtidige målopfyldelse af, at en stor del af vandløbene i første generations vandplanlægningen (som gælder frem til 2015) er "frikendt" for indsats, fordi de efter DVFI opfylder målet om god økologisk tilstand. Spørgsmålet er derfor, om denne klassificering vil blive revurderet på baggrund af de ny kvalitetselementer? Vi vil finde logisk om det var tilfældet.

Påvirkninger og virkemidler

Ud fra analyserne kan vi konkludere, at målopfyldelsen for smådyr (DVFI), fisk (LZI) og planter (DVPI) helt overordnet er afhængig af størrelsen af flere af de samme menneskeskabte påvirkninger. Således var vandløbsstationer, ved hvilke der ikke var målopfyldelse for nogen af de tre kvalitetselementer, både væsentlig fysisk og kemisk påvirkede.

Ændringer i vandløbenes naturlige fysiske forhold i form af kanalisering, uddybning, opstemning og vedligeholdelse har således i et eller andet omfang væsentlig betydning. For smådyrene havde især forekomsten af groft substrat betydning, mens der for fiskene var tale om et bredere spektrum af fysiske variable, som vandløbets form, bundforhold, og passagemulighederne mellem opvækst- og yngleplads er. Det antyder, at fiskene sammenlignet med smådyrene er afhængige af egnede fysiske forhold på en væsentlig større rumlig skala. Planterne var til gengæld ikke i samme grad som smådyr og fisk afhængige af de undersøgte fysiske variable. Dermed ikke sagt, at de fysiske forhold er uden betydning for planterne, tværtimod. Disse påvirkes blot snarere af fysiske forstyrrelser, primært i form af grødeskæring. Denne faktor indgik imidlertid ikke direkte, men indirekte i analyserne (hvor den indvirker på flere af de anvendte fysiske variable). Grødeskæringen påvirker plantearterne forskelligt, afhængigt af disses biologiske karakteristika (fx vækstmønster og formeringsevne), hvilket fører til ændrede konkurrenceforhold og artssammensætning (Cavalli m.fl., under forberedelse).

Vandkvaliteten har ligeledes betydning for målopfyldelsen for de tre kvalitetselementer. Smådyr og fisk påvirkes negativt af forhøjede indhold af letomsætteligt organisk stof (BI_5), som primært stammer fra byernes spildevand, spredt liggende ejendomme i landområderne, samt dambrug. For planterne havde vandets næringsstofindhold, primært fosfor, negativ indflydelse på målopfyldelsen. Dette støttes af nye danske undersøgelser (på et stort datasæt), som viser at fosforindhold kan påvirke plantesamfundene i visse vandløb (Baattrup-Pedersen & Larsen 2013b).

Spørgsmålet er så, hvor meget der samlet skal til for at sikre målopfyldelse for alle tre kvalitetselementer? Analyserne antyder, at forholdene for fiskene generelt er dårligst og at der derfor skal en større indsats til for at sikre målopfyldelse for disse.

Vores analyser giver ikke grundlag for at pege på andre og ny virkemidler i forhold til de, som allerede er i spil i forbindelse med den igangværende vandplanlægning. Der skal samlet set ske forbedringer af både vandkvalitet (primært forbedret spildevandsrensning for ejendomme i det åbne land) og fysiske forhold, men ikke nødvendigvis de samme steder. Der kan dog ud over en indsats over for spildevand også være behov for at reducere tilførslen af fosfor fra dyrkede marker (her vil det være nødvendigt at inddrage forholdet mellem opløst og partikelbundet fosfor). Desuden kan der vise sig behov for at nuancere virkemidler som ændret vedligeholdelse og egentlige restaureringer. Det kan således i visse vandløb vise sig vanskeligt at opnå målopfyldelse for planterne, hvis der stadig anvendes vedligeholdelse, om end i ændret form. Endelig er det tænkeligt at restaureringer, der skal opfylde de krav som smådyr og fisk samlet stiller, skal være mere omfattende end blot ændret vedligeholdelse. Det afhænger naturligvis af de aktuelle forhold og forudsætninger.

Referencer

Baattrup-Pedersen. A. & Larsen, S.E. (2013a) Udvikling af planteindeks i danske vandløb. Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* nr. **60.**
(http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pd)

Baattrup-Pedersen, A. & Larsen, S.E. (2013b) Fokus: Spiller næringsstoffer en rolle for plantesammensætningen i danske vandløb? I: Wiberg-Larsen, P. (red.) Vandløb 2012. NOVANA. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* (nærværende rapport).

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

Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A. & Andersen, H.E. (2012) Prediction of stream fish assemblages from land use characteristics: implications for design of cost-effective monitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment* **184**: 1654-1660.

Larsen, S.E., Skriver, J., Wiberg-Larsen, P. & Friberg, N (2010) Konvertering af DVFI faunaklasser til EQR-værdier. Notat til By- og Landskabsstyrelsen, pp. 22 (Kontrakt BLS-404-00011)

Pedersen, T.C.M., Baattrup-Pedersen, A. & Madsen, T.V. (2006) Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* **51**: 161-179.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A, Baattrup-Pedersen, Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. (2013) Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* nr. **59**.
(http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf)

Wiberg-Larsen, P. & Larsen, S.E. (2007) Chironomiders og andre smådyrs betydning som "miljøindikatorer". Pp. 35-48 i Bøgestrand, J. (red.): Vandløb 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 96 s. *Faglig rapport fra DMU* nr. **642**. http://www.dmu.dk/Pub/FR642.pdf

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baattrup-Pedersen, A.., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E. & Kjeldgaard, A. (2010) Vandløb 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 98 s. – *Faglig rapport fra DMU* nr. **804**.
(http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf)

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H., Bjerring, R., Ovesen, N.B. & Kjeldgaard, A. (2012) Vandløb 2011. NOVANA. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. 70 s. – *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* nr. 32.
(http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf)

Fokus: Spiller næringsstoffer en rolle for plantesammensætningen i danske vandløb?

Annette Baattrup-Pedersen & Søren E. Larsen

Danske vandløb er fortrinlige levesteder for rodfæstede planter, fordi de gennemgående er små med lav vandhastighed og blød bund, samtidig med at masser af lys når vandløbsbunden. Næringsstof-koncentrationerne er også forholdsvis høje og anses for at være tilstrækkelige til at dække planternes behov. Imidlertid er betydningen af næringsstoffer for fotosyntese og vækst hos vandløbsplanter kun undersøgt i begrænset omfang i Danmark, og der er ikke før nu gennemført undersøgelser af, i hvor høj grad næringsstoffer faktisk spiller en rolle for, hvordan planterne fordeler sig i danske vandløb. Det er overraskende set i lyset af, at der er i høj grad af fokus på betydningen af næringsstoffer i andre europæiske lande, og at hovedparten af de europæiske planteindices til vurdering af økologisk tilstand er målrettet en vurdering af eutrofiering.

Vi vil i dette kapitel se nærmere på, hvilken rolle fosfor spiller for plantesammensætningen i danske vandløb, og undersøge, om fosfor indholdet overhovedet spiller en rolle for artssammensætningen og dermed også for, om fosfor kan spille en rolle for den økologiske tilstand, eller om det udelukkende er andre forhold, der er afgørende. Vi undersøger også, om der eksempelvis er arter, der bliver hyppigere i vandløb med høje fosforindhold, samtidig med at andre arter forsvinder.

Datagrundlag for analyserne

Der blev anvendt plante-, dybde- og breddedata fra i alt 1.213 vandløbsstrækninger, men kun vandkemiske data fra mellem 375 og 856 strækninger (se Tabel 1). Der blev anvendt 5- årige gennemsnit for de vandkemiske data. Plante-, dybde- og breddedata stammer fra tidligere og nuværende overvågningsprogrammer (NOVA samt NOVANA) samt forskningsprojekter og er alle indsamlet som beskrevet i Pedersen m.fl. (2007). En nærmere beskrivelse af data kan findes i Baattrup-Pedersen & Larsen (2013). Data fra de i alt 1.213 vandløbsstrækninger blev anvendt til at beskrive plantesamfundene i vandløbene samt til at belyse, om de plantesamfund, der var på den delmængde af strækninger, hvor der også eksisterede vandkemiske data, var repræsentative for danske vandløb. Det viste vores analyser, at de var, hvilket betyder, at de resultater, vi måtte finde, kan anvendes til at generalisere for hele Danmark.

Vandløbenes fysik og kemi

Vandløbsstrækningerne var meget forskellige, både hvad angår størrelse og vandkemiske forhold (Tabel 1). Det mindste vandløb var kun ca. 10 cm bredt, mens det største var 47 m. Der var også store forskelle i indholdet af opløst fosfor i vandløbsvandet fra helt ned til 0,0036 mg L-1 op til 1,79 mg L-1. Disse forskelle i mængden af opløst fosfor skyldes dels naturgivne forskelle, dels i hvor høj grad vandløbene er påvirkede af spildevand og landbrugsdrift i oplandet. De store forskelle i fosforindhold er sammenlignelige med, hvad der ses i andre europæiske lande.

Tabel 1. Fysiske og kemiske vandløbskarakteristika for en undergruppe af vandløb baseret på samtidige data for fysiske og kemiske karakteristika. Næringsstofværdier er baseret på minimum fem årlige målinger.

	Median	Minimum	Maksimum	N
Bredde (m)	3,4	0,1	47,0	1213
Dybde (cm)	34,1	0,1	125,5	1213
Alkalinitet (mEq L^{-1})	2,60	0,08	8,43	856
PO_4^{3-} (µg P L^{-1})	45,4	3,6	179,0	375
Total fosfor (µg P L^{-1})	106,3	16,9	396,6	252
$NH_4^+ + NO_3^-$ (mg N L^{-1})	3,89	0,03	15,55	294
Total kvælstof (mg N L^{-1})	4,38	0,26	15,78	255

Vandløbsvandets alkalinitet, som er et mål for vandets indhold af basiske ioner, der kan neutraliseres af brintioner, varierede også mellem vandløbene. I Danmark afspejler vandets alkalinitet overvejende mængden af opløst kalk i form af bikarbonat samt karbonat. Ligevægten mellem bikarbonat, karbonat og kuldioxid er pH afhængig, hvor indholdet af kuldioxid er højest ved lav pH, mens indholdet af bikarbonat og karbonat stiger, når pH stiger. Ved meget høje pH værdier falder mængden af bikarbonat dog også. Alle arter anvender kuldioxid i fotosyntesen, mens kun nogle arter kan anvende bikarbonat (og ingen karbonat). Eftersom kulstof kan være begrænsende for fotosyntesen og dermed muligvis planternes vækst, anses alkaliniteten for at være et vigtigt mål for kulstoftilgængeligheden. Samtidig er alkaliniteten ofte tæt koblet til mængden af opløst fosfor, hvilket vi også finder her (Figur 1). Det kan gøre det vanskeligt at adskille betydningen af fosfor og kulstof fra hinanden for planternes vækst og udbredelse.

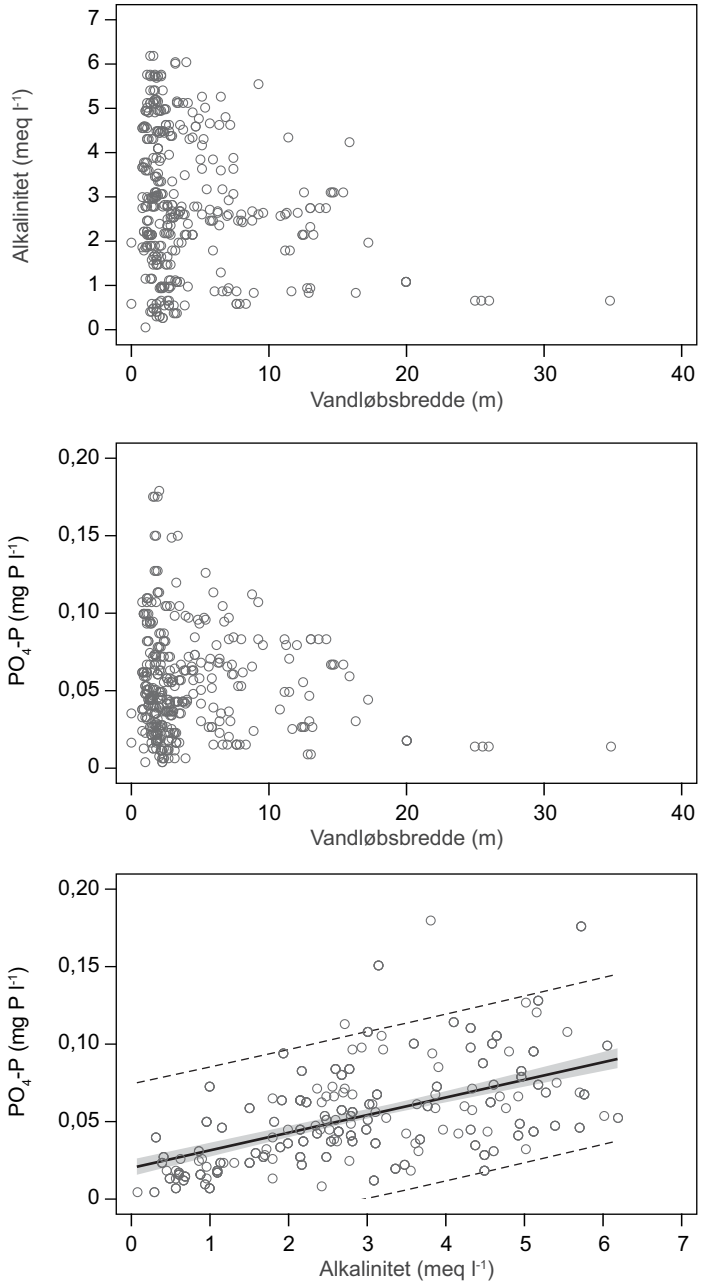
Vandløbenes planter

Generelt var dækningsgraden af vandplanter høj i vandløbene med en median værdi på 50 %, men der indgik også strækninger med meget lave dækninger helt ned til 3 % og strækninger med væsentlig højere dækninger på over 100 % (Tabel 2). Så høje dækningsgrader opnås kun på strækninger, hvor planterne står i flere lag ligesom i en skov med urte-, busk- og trælag. Artsrigdommen og diversiteten varierede også mellem vandløbene, ligesom de vægtede værdier af Ellenberg N og mICM varierede (Tabel 2). Både Ellenberg N, som udtrykker planteproduktivitet, og mICM (Macrophyte Intercalibration Common Metric), et fælles europæisk planteindeks (Birk & Wilby 2010) blev anvendt som mål for næringsstofpåvirkningen.

Tabel 2. Karakteristika for plantesamfundene på 1.213 tilfældigt placerede danske vandløbsstrækninger.

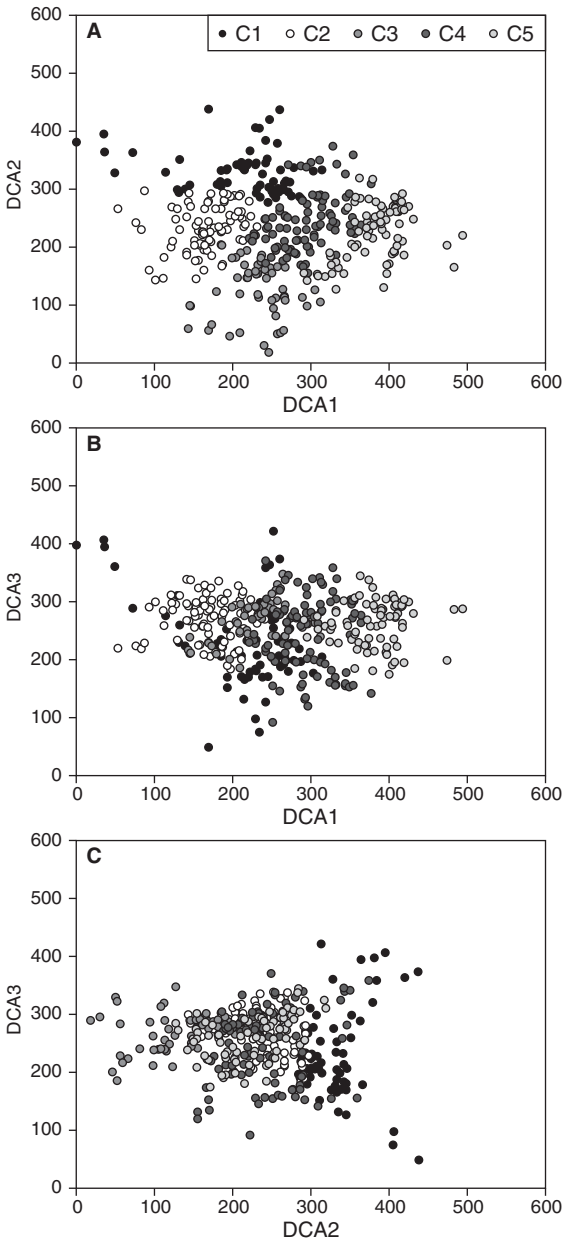
	Median (%)	Minimum (%)	Maksimum (%)
Total dækning (%)	50,5	3,3	101,1
Artsrigdom	9	1	31
Shannon diversitet	1,47	0	2,61
Ellenberg N	6,42	2,41	7,89
mICM (macrophyte Intercalibration Common Metric)	0,17	-0,36	0,50

Figur 1. Relationer mellem vandløbsbredde og alkalinitet og uorganisk fosfor i danske vandløb (n=337). Relationen mellem alkalinitet og PO_4P er signifikant (Adj. R^2=0,29; F=151,1; P<0,0001). Regressionslinje og 95 % konfidensgrænser (grå) er vist i figuren.



Vi fandt også væsentlige forskelle i plantesammensætningen i vandløbene, hvilket kan ses i figur 2, hvor indbyrdes relationer mellem de første tre akser i en multivariat analyse af plantedata (Detrended Correspondence Analysis = DCA) er afbildet. Disse forskelle afspejler både forskelle i vandløbenes størrelse og vandløbsvandets alkalinitet (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013). Således er den første akse relateret til vandløbenes størrelse med store vandløb hovedsageligt beliggende til venstre i figuren og mindre vandløb til højre, mens anden akse er relateret til vandløbsvandets alkalinitet med lav-alkaline vandløb beliggende nederst i figuren og høj-alkaline vandløb beliggende øverst i figuren. Dette resultat er ikke overraskende set i lyset af, at flere andre undersøgelser også viser, at netop størrelse og alkalinitet er væsentlige plantefordelende faktorer i vandløb.

Vi kan ved at anvende de tre første DCA akseværdier i en cluster-analyse identificere fem forskellige grupper af vandløb, som er karakteriseret ved forskellige plantesamfund. Disse grupper fremgår af figur 2, hvoraf det også tydeligt fremgår, at grupperne fordeler sig forskelligt langs de tre DCA akser. Vi finder også, at det er forskellige arter, der karakteriserer de fem grupper, og forskellige arter, som kan identificeres som signifikante indikatorarter for grupperne (Tabel 3). Indikatorarterne er alle arter, som ikke har en bred udbredelse i alle vandløb, men som er særlig karakteristiske for de enkelte grupper. Det betyder så også, at arter, som alle er almindelige i danske vandløb (smalbladet mærke, arter af vandstjerne – ofte slået sammen på slægtsniveau -, vandpest, lådden dueurt, manna- og høj-sødgræs, liden andemad, rørgræs, tagrør, svømmende vandaks og storblomstret vandranunkel samt enkelt- og grenet pindsvineknop) og derfor forekommer hyppigt i datasættet, ikke kunne identificeres som signifikante indikatorarter for nogen af de fem grupper.



Figur 2. DCA diagrammer med DCA1 og DCA2 (A), DCA1 og DCA3 (B) og DCA2 og DCA3 (C). I alt 1.213 lokaliteter og 194 arter var inkluderet i analysen. De identificerede vandløbsgrupper fra DCA 1-3 akse værdierne er markeret med forskellige farvekoder.

Tabel 3. Indikatorarter identificeret for fem forskellige grupper af vandløb. Observerede indikatorværdier (IV), gennemsnitlige indikatorværdier og standardafvigelser er givet. Indikatorværdiernes statistiske betydning (P) blev testet ved hjælp af Monte Carlo simulering. Kun signifikante indikatorarter er medtaget i tabellen. S, A og T betyder hhv. submerse, amfibiske og terrestriske arter (Riis m.fl. 2000).

	Art	Obs IV	Gennemsnitlig værdi IV	Standard-afvigelse	P	Livsform
C1	Kruset Vandaks	17,7	5,1	0,87	0,0002	S
	Brudelys	17,2	3,1	0,68	0,0002	A
	Børstebladet Vandaks	15,6	2,9	0,7	0,0002	S
	Bittersød Natskygge	12,8	6,5	0,91	0,0002	T
	Rød Hestehov	10,8	1,7	0,6	0,0002	T
	Sø-Kogleaks	9,9	2,7	0,71	0,0002	A
	Gul Åkande	9,1	2,2	0,62	0,0002	S
	Stor Andemad	5,1	1,5	0,54	0,0004	T
	Bredbladet Dunhammer	5	1,8	0,62	0,001	T
	Gærde-Snerle	4,8	1,3	0,49	0,0004	T
	Almindelig Kvik	4,8	2,6	0,79	0,019	T
	Skov-Kogleaks	4,4	2,4	0,57	0,0066	T
	Aks-Tusindblad	3,9	1,1	0,51	0,0008	S
	Kær-Galtetand	3,8	1,6	0,52	0,005	T
	Kalmus	2,8	0,9	0,42	0,0034	A
	Tykakset Star	2,8	0,6	0,31	0,0004	T
	Frøbid	2,6	0,8	0,37	0,0026	A
	Tornfrøet Hornblad	1,8	0,6	0,31	0,0036	T
	Ager-Snerle	1,3	0,6	0,3	0,022	T
C2	Hjertebladet Vandaks	10,2	2,7	0,68	0,0002	S
	Langbladet Vandaks	5,2	1,7	0,64	0,0008	S
	Strand-Vandranunkel	4,8	1,3	0,48	0,0004	S
	Kredsbladet Vandranunkel	3,7	1,4	0,51	0,0024	S
	Pilblad	3,2	1,2	0,49	0,0048	A
	Rust-Vandaks	2,4	1,2	0,5	0,0322	S
	Tigger-Ranunkel	2,2	1,1	0,43	0,0228	T
C3	Lyse-Siv	18,8	4,7	0,85	0,0002	T
	Hår-Tusindblad	12,4	1,7	0,58	0,0002	S
	Næb-Star	8,7	2,1	0,63	0,0002	T
	Eng-Kabbeleje	8,5	3,1	0,75	0,0002	T
	Stor Vandarve	7,3	1,4	0,51	0,0002	A
	Vand-Pileurt	7	3,5	1,01	0,0068	A
	Dunet Dueurt	6,4	1,7	0,56	0,0002	T
	Sump-Kællingetand	5,9	2,3	0,57	0,0006	T
	Kragefod	5	0,9	0,41	0,0002	T
	Almindelig Hvene	3,8	0,9	0,4	0,0002	T
	Sump-Fladstjerne	3,4	1,5	0,48	0,005	T
	Almindelig Star	3,2	0,7	0,39	0,0002	T
	Kær-Fladstjerne	3	0,8	0,35	0,001	T
	Glanskapslet Siv	2,9	1,5	0,52	0,0236	T
	Vandnavle	2,6	0,6	0,36	0,001	A
	Liden Vandaks	2,5	1	0,46	0,011	S
	Liden Siv	1,9	0,8	0,42	0,0244	A
	Eng-Viol	1,5	0,5	0,28	0,0164	T

C4	Kryb-Hvene	17,1	7,2	1,06	0,0002	T
	Vand-Mynte	11,1	7,6	1,06	0,0082	A
	Ager-Padderok	5,6	2,5	0,65	0,0012	T
	Kær-Snerre	2,9	1,6	0,48	0,0178	T
	Vand-Ærenpris	2,5	0,7	0,36	0,0022	A
	Nyse-Røllike	2	1,1	0,41	0,0338	T
	Kruset Skræppe	2	0,7	0,35	0,0096	T
	Fliget Brøndsel	1,5	0,7	0,35	0,0402	T
	Muse-Vikke	1,4	0,7	0,34	0,039	T
C5	Tykbladet Ærenpris	18,4	5,1	0,98	0,0002	A
	Almindelig Rapgræs	17,4	6,8	1,15	0,0002	T
	Almindelig Mjødurt	16,8	4,4	0,85	0,0002	T
	Lancetbladet Ærenpris	16,2	6,7	1,15	0,0002	A
	Lav Ranunkel	15,4	8,1	1,19	0,0002	T
	Almindelig Vandranunkel	13,7	2,9	0,69	0,0002	S
	Vandkarse	12,4	4	0,77	0,0002	T
	Eng-Forglemmigej	11,6	8,4	0,99	0,0076	A
	Småbladet Milturt	7,8	1	0,47	0,0002	T
	Fløjlsgræs	7,5	2,6	0,63	0,0004	T
	Ager-Padderok	7	2,6	0,72	0,0002	T
	Mose-Bunke	6,8	3,5	0,75	0,0018	T
	Dynd-Padderok	6,7	3,7	0,99	0,0124	A
	Eng-Nellikerod	6,6	1	0,42	0,0002	T
	Tykskulpet Brøndkarse	6,4	1,9	0,63	0,0004	A
	Stinkende Storkenæb	5,3	0,8	0,36	0,0002	T
	Dunet Steffensurt	4,6	0,6	0,32	0,0002	T
	Kær-Star	4,1	2,5	0,74	0,0352	T
	Eng-Rapgræs	4,1	1,6	0,61	0,003	T
	Top-Star	4	0,8	0,37	0,0002	T
	Kær-Dueurt	3,9	1,3	0,46	0,0006	T
	Almindelig Milturt	3,4	0,8	0,41	0,0002	T
	Feber-Nellikerod	3,4	0,6	0,3	0,0002	T
	Krybende Hestegræs	3,4	1,5	0,52	0,006	T
	Almindelig Guldnælde	3,4	0,6	0,32	0,0002	T
	Skovmærke	3,3	0,6	0,32	0,0002	T
	Kær-Tidsel	3,2	1	0,39	0,0008	T
	Kål-Tidsel	3	1,2	0,44	0,0056	T
	Almindelig Fjerbregne	2,9	0,5	0,31	0,0002	T
	Åben Abeblomst	2,5	0,9	0,46	0,0056	T
	Akselblomstret Star	2,3	0,6	0,32	0,0012	T
	Stor Fladstjerne	2,3	0,5	0,28	0,0008	T
	Lund-Fladstjerne	2,2	0,6	0,32	0,0014	T
	Hindbær	2	0,6	0,34	0,0032	T
	Almindelig Fuglegræs	2	0,6	0,33	0,005	T
	Almindelig Mangeløv	1,7	0,5	0,26	0,0042	T
	Ris-Dueurt	1,7	0,6	0,33	0,0078	T
	Mælkebøtte	1,7	0,6	0,31	0,0108	T
	Spring-Balsamin	1,5	0,5	0,29	0,011	T
	Stortoppet Hvene	1,2	0,5	0,29	0,0364	T
	Bjerg-Ærenpris	1,1	0,4	0,22	0,043	T

Det var muligt at identificere en række indikatorarter for gruppe 1 vandløbene, fx børstebladet og kruset vandaks, brudelys og aks-tusindblad, samt en række sumpplanter som sø- og skov-kogleaks og dunhammer. Ligeledes var kantplanter som bittersød natskygge, rød hestehov og en række flydebladsplanter indikatorarter for gruppe 1. Der kunne også identificeres signifikante indikatorarter for gruppe 2 vandløbene, bl.a. hjertebladet-, langbladet- og rust-vandaks, samt tre ranunkler herunder kredsbladet- og strandvandranunkel. Indikatorarter for gruppe 3 vandløbene var ud over hårtusindblad og liden vandaks en række mindre terrestriske og amfibiske arter som bl.a. vand-pileurt, eng-kabbeleje, næb-star, lyse-siv, kragefod og sumpkællingetand. Indikatorarterne for gruppe 4 vandløbene, var alle enten amfibiske eller terrestriske arter som kryb-hvene, vand-mynte, ager-padderok, kær-snerre og vand-ærenpris. Gruppe 5 vandløbene var også karakteriseret af arter, som er enten amfibiske eller terrestriske såsom tykbladet- og lancetbladet ærenpris, alm. mjødurt, lav ranunkel, rapgræs samt en række andre arter.

Analysetilgang

Vi har anvendt de 5 identificerede grupper af vandløb som udgangspunkt for at undersøge, hvilken rolle fosfor spiller for vandplantesamfundene i danske vandløb. Det har vi gjort, fordi DCA-analysen overordnet set afspejler de faktorer, som er afgørende for plantefordelingen i vandløbene, samtidig med at de første tre DCA akser forklarer en meget stor del af den samlede variation i arternes fordeling. Vi antager, at såfremt fosfor spiller en væsentlig rolle for plantefordelingen, vil vi kunne identificere dette ved at beregne hyppigheden af de identificere indikatorarter for de 5 grupper i alle vandløbene for herefter at analysere artsgruppernes hyppighed i relation til fosforindholdet i vandløbsvandet. For hvert enkelt vandløb har vi derfor beregnet den totale dækning af de arter, der er identificeret som indikatorarter for hver af de 5 vandløbsgrupper.

Vi har derefter analyseret data ved anvendelse af to analytiske tilgange. Dels har vi gennemført en række kvantil regressions analyser (øvre 75 % og 90 % af data), hvor de naturgivne forhold i form af vandløbenes størrelse og alkalinitet (typologi) samt fosfor som mål for graden af eutrofiering indgår som regressionsvariable, dels en generaliseret lineær modellering (GLM). Til det sidste har vi kategoriseret vandløbene i tre størrelseskategorier 0-3 m, >3-10 m og >10 m samt i henholdsvis lav-alkaline (0-1 mEqv L-1), mellem-alkaline (1-3 mEqv L-1) og høj-alkaline (>3 mEqv L-1) vandløb i de statistiske analyser. Vi har analyseret, om dækningsgraden af arter inden for de fem artsgrupper var signifikant relateret til størrelse og vandløbsvandets alkalinitet, samt om forhøjede koncentrationer af fosfor spiller en rolle for arternes dækning inden for de fem artsgrupper. Vi har ligeledes analyseret, om der er signifikante interaktioner mellem vandløbens størrelse, vandets alkalinitet og fosforindhold.

Planter og fosforindhold i vandløbene

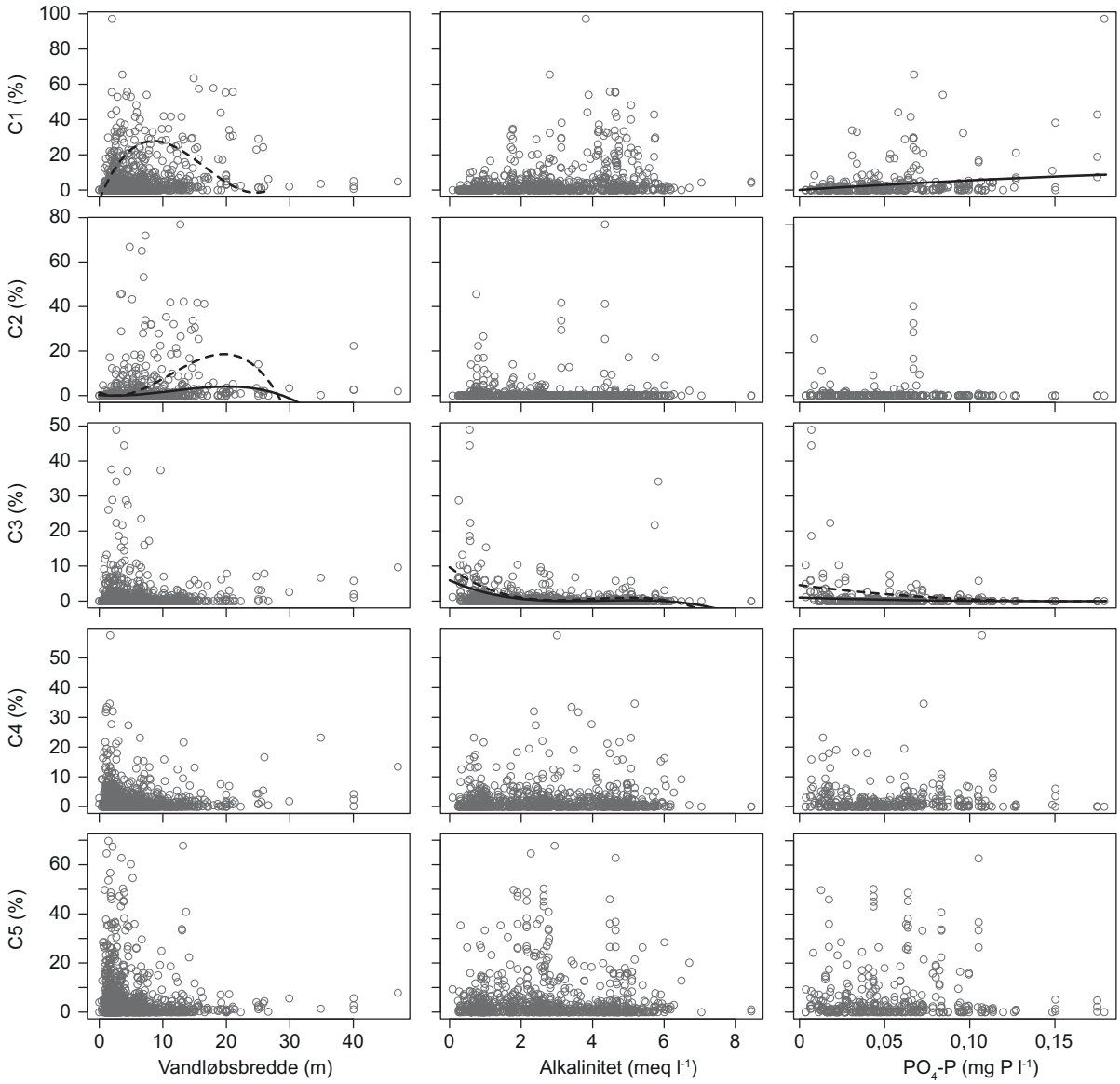
Resultatet af analyserne var, at både vandløbenes størrelse, vandløbsvandets alkalinitet samt fosforindholdet spiller en rolle for plantesamfundene i vandløbene (Tabel 4 og Figur 3). Som nævnt før er det ikke overraskende, at størrelse og alkalinitet spiller en rolle. Det er fundet tidligere. Det er imidlertid nyt, at vi er i stand til at adskille betydningen af disse forhold fra fosforindholdet i vandløbsvandet. Vi fandt, at der for gruppe 1 vandløbene er væsent-

lige indikationer på, at forhøjede fosforkoncentrationer spiller en rolle for artssammensætningen. Således steg, ved anvendelse af begge analysetilgange, hyppigheden af indikatorarter for gruppe 1 vandløbene med forøget fosforkoncentration. Det vil sige, at stiger dækningsgraden af de identificere indikatorarter for gruppe 1 vandløbene, for eksempel kruset- og børstebladet vandaks, på en vandløbsstrækning, er der stor sandsynlighed for, at det skyldes en øget fosforbelastning af vandløbet. Flere af de arter, der er identificeret som indikatorarter for gruppe 1 vandløbene, er også tidligere identificeret som hyppige i eutrofierede vandløb (Birk og Wilby, 2010), men det er overraskende at finde brudelys i denne gruppe. Brudelys er således ikke tidligere identificeret som værende hyppig i eutrofierede vandløb. Det kan skyldes, at brudelys findes i bredzonen i middelstore og store mellem- til høj-alkaline vandløb – vandløb, som måske også ofte har forhøjede koncentrationer af fosfor. Forekomst af brudelys behøver derfor ikke betyde, at arten favoriseres af høje fosforindhold, men kan lige så godt afspejle andre forhold. Forekomsten af brudelys i denne gruppe illustrerer derfor de problemer, der er knyttet til at tolke om årsager og virkninger fra overvågningsdata uden samtidig at gennemføre kontrollerede forsøg.

Tabel 4. Opsummering af resultater af generaliseret lineær modellering (GLM) omkring betydningen af vandløbstypologi (bredde og alkalinitet; klassevariable) og uorganisk fosfor(PO_4-P; regressionsvariabel) for hyppigheden af arter, der karakteriserer de 5 forskellige grupper af vandløb. Kun signifikante variable og signifikante interaktioner er medtaget.

Afhængig variabel hyppighed	Uafhængig variabel	Df	F-værdi	P-værdi
C1 arter	Bredde	2	5,04	0,0073
	PO_4-P	1	29,14	<0,0001
C2 arter	Bredde	2	5,68	0,0060
	Alkalinitet	2	8,15	0,0009
	Bredde x alkalinitet	2	7,61	0,0013
C3 arter	Alkalinitet	2	8,03	0,0005
C4 arter	Alkalinitet	2	4,05	0,0187
	PO_4-P x alkalinitet	2	4,11	0,0176
C5 arter	Bredde	2	7,12	0,0010
	Alkalinitet	2	3,16	0,0441
	PO_4-P	1	10,51	0,0013
	Bredde x alkalinitet	4	3,28	0,0119
	PO_4-P x bredde	2	11,35	<0,0001

Ser vi på de andre grupper, er billedet mere broget. Indikatorarterne inden for gruppe 4 og 5 kan således afspejle fosforindholdet i vandløbsvandet, men også at vandløbsvandets alkalinitet spiller en rolle. Det betyder, at det ikke er umiddelbart muligt at tolke, om en høj dækning af indikatorarter fra disse to grupper skyldes, at vandløbene er udsat for eutrofiering, eller om en høj dækning af disse arter blot afspejler vandløbsvandets alkalinitet. Når det gælder gruppe 2, viser resultaterne fra begge analyser samstemmende, at fosfor ingen rolle spiller for dækningen af de identificerede indikatorarter. Det betyder, at artssammensætningen i vandløb med høj forekomst af arter identificeret som indikatorarter for gruppe 2 ikke er bestemt af fosforindholdet, men i stedet vandløbets størrelse samt vandets alkalinitet.



Figur 3. Respons-funktioner for hyppigheden af indikatorarter tilhørende de fem grupper i forhold til vandløbsbredde, alkalinitet og uorganisk fosfor bestemt ved 75 % (stiplet linje) og 90 % kvantil regression analyse (ubrudt linje).

Analyseresultaterne for arter identificeret som indikatorarter for gruppe 3 er ikke entydige. Således viser den ene analyse, at det kun er vandløbsvandets alkalinitet, der spiller en rolle (Tabel 4), mens kvantil regressionsanalysen viser, at dækningen af disse arter aftager med stigende fosforkoncentrationer i vandløbsvandet. Denne forskel mellem resultaterne afspejler formentligt, at denne artsgruppe forekommer sjældent i vandløbene. Således har vi også analyseret data ved hjælp af logistiske regressionsanalyser, hvor vi ikke kigger på dækningsgraden, men blot på arternes tilstedeværelse og ikke tilstedeværelse. Her finder vi, at er arterne primært er til stede i lav-alkaline vandløb, men også at fosfor kan spille en negativ rolle for arternes forekomst.

Konklusion

Høje dækningsgrader af arter som børstebladet og kruset vandaks, akstusindblad samt en række sumpplanter som sø- og skov-kogleaks og dunhammer kan indikere, at vandløbet er påvirket af forhøjede koncentrationer

af fosfor. Der er således en positiv sammenhæng mellem dækningen af disse arter og fosforindholdet i vandløbsvandet. Det betyder også, at nedbringes fosforindholdet i vandløbsvandet, kan det medføre ændringer i plantesammensætningen, og såfremt der ikke er målopfyldelse vurderet ud fra plantesamfundene (se Baattrup-Pedersen og Larsen, 2013), kan en nedbringelse af fosforindholdet i vandløbsvandet være vejen frem mod målopfyldelse.

Modsat indikerer høje dækninger af arter som hår-tusindblad og liden vandaks samt af en række mindre terrestriske og amfibiske arter som bl.a. vandpileurt, eng-kabbeleje, næb-star, lyse-siv, kragefod og sump-kællingetand, at de pågældende vandløb IKKE er påvirket af forhøjede fosforniveauer. Det betyder også, at hvis en vandløbsstrækning med stor dækning af disse arter ikke har målopfyldelse, igen vurderet ud fra plantesamfundene, er årsagen formentlig en anden end et for stort fosforindhold.

Det videre arbejde

Resultaterne præsenteret i dette fokuskapitel viser, at vandplantesamfundene i vandløb er reguleret af både naturgivne forhold som størrelse og alkalinitet, samt at fosfor med stor sandsynlighed spiller en rolle på nogle vandløbsstrækninger. Resultaterne viser imidlertid også, at det er nødvendigt at udvikle værktøjer, der kan bruges i en vurdering af hvilke virkemidler, der skal sættes i værk for at opnå målopfyldelse i vandløb, der ikke har målopfyldelse vurderet fra plantesamfundene. Således vil et virkemiddel målrettet fosforreduktion kunne virke i vandløb med stor forekomst af indikatorarter for gruppe 1, men ikke i vandløb med stor forekomst af arter inden for eksempelvis gruppe 3. Tilsvarende vil det være usikkert at anvende et virkemiddel målrettet fosforreduktion i vandløb med dominans af arter identificeret som indikatorarter for gruppe 4 og 5 vandløbene, da andre forhold end fosfor spiller en rolle for disse artsgruppers forekomst.

På baggrund af det, vi finder her, mener vi, at det er nødvendigt at adskille tilstandsvurderingen fra en vurdering af hvilket virkemiddel, der skal tages i anvendelse i vandløb, der ikke har målopfyldelse. I denne undersøgelse har vi identificeret en artsgruppe, der kan indikere påvirkninger fra forhøjede koncentrationer af fosfor, og tilsvarende kunne det være muligt at identificere artsgrupper eller artskarakteristika, der kan indikere eksempelvis hydrologiske og morfologiske påvirkninger, herunder opgravninger og grødeskæring i vandløbene.

Referencer

Baattrup-Pedersen. A. & Larsen, S.E. (2013) Udvikling af planteindeks i danske vandløb. Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* nr. **60**.
(http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pd)

Birk, S. & Wilby, N. (2010) Towards harmonization of ecological quality classification: establishing common grouds in European macrophyte assessment for rivers. *Hydrobiologia* **652**: 149-163.

Pedersen, M.L., Baattrup-Pedersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (2007) Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009. *Teknisk Rapport fra DMU* **21**.

VANDLØB 2012

NOVANA

Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene, samt økologisk tilstand for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2012. Der er udført ny analyser af økologisk tilstand og biodiversitet, ligesom der er undersøgt mulig sammenhæng mellem vandløbsvegetation og næringsstoffer. Desuden er betydningen af brug af mere end et biologisk kvalitetselement til vurdering af økologisk kvalitet evalueret.

ISBN: 978-87-7156-033-6
ISSN: 2244-9981