



VANDLØB 2015

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 206

2016



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VANDLØB 2015

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 206

2016

Hans Thodsen
Jørgen Windolf
Jes Rasmussen
Jens Bøgestrand
Søren Erik Larsen
Henrik Tornbjerg
Niels Bering Ovesen
Ane Kjeldgaard
Peter Wiberg-Larsen

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. 206
Titel:	Vandløb 2015
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Hans Thodsen, Jørgen Windolf, Jes Rasmussen, Jens Bøgestrand, Søren Erik Larsen, Henrik Tornbjerg, Niels Bering Ovesen, Ane Kjeldgaard & Peter Wiberg-Larsen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Januar 2017
Redaktion afsluttet:	November 2016
Faglig kommentering:	Styrelsen for Vand- og Naturforvaltnings regionale enheder samt internt i Aarhus Universitet
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Thodsen, H., Windolf, J., Rasmussen, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Wiberg-Larsen, P. 2016. Vandløb 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 206 http://dce2.au.dk/pub/SR206.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 2015.
Emneord:	Vandløb, overvågning, NOVANA, udvikling i økologisk tilstand, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi
Layout:	Grafisk Værksted, AU-Silkeborg
Foto forside:	Ringsted Å ved Vrangstrup kort opstrøms sammenløbet med Susåen. Foto: Hans Thodsen
ISBN:	978-87-7156-236-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
ISSN:	2445-6683
Sideantal:	68
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR206.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
Økologisk tilstand	6
Kvælstof- og fosfortransport	7
Summary	8
Ecological state	8
Nitrogen and phosphorus	9
1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold	10
1.1 Om overvågningsprogrammet	10
1.2 Den økologiske overvågning	10
1.3 Kemisk vandkvalitet og stoftransport	11
2 Klima og afstrømning	14
2.1 Datagrundlag og metoder	14
2.2 Klima og ferskvandsafstrømning	14
3 Økologisk tilstand	18
3.1 Måling af økologisk tilstand i danske vandløb	18
3.2 Dansk Vandløbsplante Indeks	19
3.3 Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI)	20
3.4 Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV)	23
3.5 Dansk Fysisk Indeks (DFI)	27
3.6 Økologisk vandkvalitet	29
3.7 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller	31
4 Kvælstof i vandløb	37
4.1 Tilstanden i 2015	37
4.2 Udvikling siden 1989	38
5 Fosfor i vandløb	40
5.1 Tilstanden i 2015	40
5.2 Udviklingen siden 1989	41
6 Kvælstofbelastning af havet	43
6.1 Datagrundlag og metoder	43
6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2015	45
6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning	49
6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning	50
6.5 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftransporten	52
6.6 Sammenstilling af nationale, regionale og lokale kvælstoftransporter	55
6.7 Sammenfatning af resultaterne	57

7	Fosforbelastning af havet	59
7.1	Datagrundlag og metode	59
7.2	Fosfortilførsel til havet 2015	59
7.3	Udvikling i fosforafstrømning 1990-2015	62
	Referencer	66

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 2015.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser, bl.a. i forhold til en række EU-direktiver inden for natur- og miljøområdet. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luftkvalitet.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljø- og Fødevareministeriet 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 arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), Fagcentret for punktkilder hos Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for ferskvand, og den har været i høring hos Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning. Rapporten er baseret på data indsamlet af Naturstyrelsens naturforvaltningsenheder, de tidligere amter og diverse konsulenter på vegne af de nævnte offentlige institutioner.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter for vandmiljø og natur 2015, som udgives af DCE, GEUS og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Dette års rapport behandler emner som udviklingen i miljøtilstand (økologisk tilstand) i udvalgte vandløb, samt i afstrømningen af vand, kvælstof og fosfor til de kystnære havområder. Samtlige data er indsamlet via det Nationale program for Vandmiljø og Natur (NOVANA).

Økologisk tilstand

Den økologiske tilstand i vandløb beskrives på baggrund af forskellige, såkaldte biologiske kvalitetselementer: smådyr, fisk og planter. For smådyrene anvendes Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI), der har været benyttet i mere end 20 år, mens indices for fisk (DFFVa og DFFVø) og planter (DVPI) kun har været i brug i få år. Kun med DVFI er det muligt at "måle" udviklingen i økologisk tilstand over en længere periode og på et relativt begrænset antal stationer (250). Her er tilstanden blevet væsentlig forbedret siden 1994. Således er andelen af faunaklasserne 1-3 ("dårlig" til "ringe" tilstand) reduceret fra 22-26 % i perioden 1994-1998 til 5-11 % i perioden 2010-2015. Andelen med faunaklasse 4 ("moderat" tilstand) er reduceret fra 45-58 % til 27-37 %. Tilsvarende er andelen med faunaklasse 5-7 ("god" til "høj" tilstand) øget fra 19 % i 1994 til 56-65 % i 2011-2015. Specielt er andelen med faunaklasse 6 eller 7 øget markant. Baseret på de to fiskeindices var andelen af stationer med mindst "god" økologisk tilstand på 15-38 % gennem perioden 2004-2015, mens 59-71 % af stationerne havde mindst "god" økologisk tilstand baseret på DVPI.

Overordnet var den økologiske kvalitet dårligst i de mindste vandløb og stigende med stigende vandløbsstørrelse, set ud fra DVFI og DFFV. Tilsvarende var vandkemiske parametre (især kvælstof- og fosforforbindelser, pesticider og enkelte metaller, fx zink) forekommende med de højeste koncentrationer i de mindste vandløb og aftagende med stigende vandløbsstørrelse. Den fysiske tilstand i vandløbene, vurderet med Dansk Fysisk Indeks (DFI), var derimod ikke signifikant forskellig imellem vandløbenes størrelseskategorier. Overordnet var DFI stabil hen over perioden 2004-2015, hvor 40-41 % af stationerne havde mindst "god" fysisk tilstand og 24-25 % højst "dårlig" fysisk tilstand. Der var ingen signifikant udvikling i DVPI eller DFFV i perioden 2004-2015.

Årsagen til den markante fremgang i DVFI er entydigt forbedret spildevandsrensning, primært ved de kommunale renseanlæg, ligesom belastningen fra dambrug er reduceret. Man kan imidlertid ikke rense sig til en forbedring af den økologiske tilstand, hvis ikke også de fysiske forhold i vandløbene er "i orden". Der er god dokumentation for, at dårlige fysiske forhold nu er det væsentligste miljøproblem i danske vandløb, og at forholdene ikke er signifikant forbedret inden for de seneste ca. 10 år. 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 nye, egnede levesteder, men at arternes evne til spredning varierer betydeligt. Den fysiske tilstand samt forurening med næringsstoffer, miljøfremmede stoffer og metaller forventes at være bagvedliggende årsager til den manglende udvikling i fiske- og plantesamfund.

Kvælstof- og fosfortransport

Indholdet af kvælstof og fosfor i vandløbene er faldet markant siden 1989. Reduceret udvaskning fra dyrkede arealer har hovedansvaret for, at kvælstofindholdet i gennemsnit er reduceret med ca. 43 %, mens reduktionen for fosfors vedkommende på ca. 40 % skyldes forbedret spildevandsrensning i byområder og for virksomheder. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i vandløbene er dog stadig henholdsvis ca. fire og ca. to gange så høje som dem, 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 1990-2015. Reduktionen i kvælstof- og især fosforudledningen er dog endnu større, henholdsvis 44 og 61 % 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 tilkøbet offentlige renseanlæg) tale om en reduktion på ca. 36 %.

Udledningen fra land er for 2015 beregnet til hhv. ca. 78.000 tons kvælstof og ca. 3.100 tons fosfor. Disse udledninger er for de fleste af årets måneder mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2014, dog har månederne januar, november og december en højere udledning. Samtidig var vandafstrømningen i 2015 ca. 31 % større end gennemsnittet for 1990-2014. For vandafstrømningen ses også markant høje værdier for månederne januar, november og december, hvilket er hovedforklaringer på de høje udledninger i disse måneder. 2015 er det næstvådeste år siden 1874, hvor nedbørsregistreringen begyndte.

Eftersom det ikke er muligt at måle på alt vand (hverken rumligt eller temporalt), som transporteres til havet, er der en vis usikkerhed på de beregnede tal.

Summary

This year's report treats the two topics "ecological state of selected streams" and "nitrogen and phosphorus runoff to Danish coastal waters". All data presented are collected within the framework of the National Monitoring Program for the Aquatic Environment and Nature (NOVANA).

Ecological state

The ecological state in streams is described using different biological quality elements: macroinvertebrates, fish and macrophytes. The Danish Stream Fauna Index (DVFI) – a biotic macroinvertebrate index – has been in use for more than two decades, whereas the indices for fish (DFFVa and DFFV \emptyset) and macrophytes (DVPI) have only been employed for a few years. Thus, assessment of the ecological state for a longer period is only permitted using DVFI, which covers, however, only a limited network of 250 stream sampling sites. At these sites, ecological state has significantly improved since 1994. Thus, the percentage of sites with faunal classes (the categorical index values of DVFI, seven in all) 1, 2 and 3 (representing "bad" to "poor" ecological state) decreased from 22-26% in the period 1994-1998 to 5-11% in 2010-2015. The percentage of sites with faunal class 4 ("moderate" status) declined from 45-58% to 27-37%. Accordingly, the number of sites with faunal classes 5, 6 or 7 (i.e. "good" to "high" ecological status) has increased from 19% in 1994 to 56-65% in 2011-2015. Especially the percentages of faunal classes 6 and 7 have increased markedly. Based on the two fish indices, the proportion of sites with at least "good" ecological status was 15-38% during the period 2004-2015, and 59-71% of these exhibited at least "good" ecological status according to the DVPI as well during the same period.

Generally, the ecological state was poorer in the small watercourses than in the large watercourses. Based on DVFI and DFFV, ecological quality increases with increasing watercourse size. Also water chemical parameters (nitrogen and phosphorous compounds, pesticides and a few metals such as zinc) occur in the highest concentrations in small watercourses. The physical state of watercourses as determined from the Danish Physical Index (DFI) did not differ significantly between stream size categories, however. DFI has been stable during the period 2004-2015 in which 40-41% of the sites had minimum "good" physical status and 24-25% "bad" or "poor" status. There was no significant change in the calculated values of DVPI or DFFV during the period 2004-2015.

The primary reason for the significant improvement in DVFI is more efficient urban wastewater treatment and reduced pollution with organic matter from fish farms. There is evidence that poor physical conditions, due to canalisation and intensive management (weed cutting and dredging), are the main environmental problem in Danish watercourses today. This report documents that physical conditions have not improved at the study sites during the last ten years. However, improvements in water quality (or physical conditions) are not always immediately reflected in increased faunal class values and thus improved ecological state. Species indicative of "good" or "high" status often need considerable time to colonise the stream reaches where the habitats have been improved, especially if they have to disperse over land between stream

networks. The physical state, elevated nutrient levels and pollution with xenobiotic substances and metals are expectedly among the reasons for the lack of improvement of fish and plant indices.

Nitrogen and phosphorus

The concentrations of nitrogen and phosphorus in streams have markedly declined since 1989. The main reason is reduced leaching from cropped areas, resulting in an average reduction of approximately 43% for nitrogen due to several general regulations of farming practices (e.g. fertilization norms, seasonal regulation of manure application, catch crops), whereas an approximate 40 % reduction of phosphorus is due to improved treatment of domestic and industrial wastewater. However, the concentrations of nitrogen and phosphorus in the streams are still, respectively, approximately four and two times higher than in unimpacted (reference) streams.

Similar reductions of total nitrogen and phosphorus loading from land to Danish coastal waters have been calculated for the period 1990-2015. The reductions are, in fact, even higher, i.e. 44 and 61% percent for nitrogen and phosphorus, respectively, if calculated as discharge-weighted mean concentrations to take interannual climatic differences into account. Considering the diffuse runoff of nitrogen alone, including leaching from cropped as well as uncropped areas and the contribution of wastewater from scattered dwellings, the reduction is approximately 36%.

In 2015, total nutrient loading from land was estimated to about 78,000 tons nitrogen and 3,100 tons phosphorus. In most months, these amounts were significantly lower than the average for the period 1990-2014. However, loading was high in January, November and December. This should be seen in the context that the total water runoff was 31% higher in 2015 than the yearly average for the period 1990-2014 and that 2015 is the second wettest year since recording started 1874.

As it is impossible to measure all water transported to the sea, there is some statistical uncertainty regarding the estimated transport values as these must be based on measurements of discharge and nutrient concentrations combined with model estimates for ungauged catchments.

1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold

Peter Wiberg-Larsen & Jens Bøgestrand

1.1 Om overvågningsprogrammet

Denne rapport indeholder alene data, som er indsamlet i forbindelse med den overvågning, som er tilknyttet EU's Vandrammedirektiv. Således behandler rapporten ikke data indsamlet i forbindelse med EU's Habitatdirektiv, og som omfatter til vandløb knyttede arter (habitatdirektivets bilag II) og naturtyper (habitatdirektivets bilag I). Rapportering af disse arter (grøn kølleguldsmed, flodperlemusling, tykskallet malermusling, hav-, flod- og bæklampret, pigsmørling, stav- og majsild, stalling, snæbel og laks) og naturtyper (3260 - Vandløb med vandplanter, 3270 - Vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter, 6430 - Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn) foregår i forbindelse med den samlede nationale rapportering for samtlige arter og naturtyper.

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/tilvebragt af medarbejdere i de tidligere amter (frem til og med 2006), de nuværende statslige regionale enheder under Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, 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 Biosciences hjemmeside (Aarhus Universitet):

<http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesse-rede/fagdatacentre/fdcfersk/>.

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 (vandløbsplanter), makroinvertebrater (smådyr) og fisk, suppleret med undersøgelser af vandløbenes fysiske og vandkemiske forhold, ligesom der er foretaget planteundersøgelser på brinker og ånære arealer. Sidstnævnte opførte 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 der foretaget en lignende men mere detaljeret økologisk overvågning med årlige undersøgelser af de fleste parametre. Formålet er bedre at belyse betydningen af forskellige miljøfaktorer, tidlig udvikling og mulige interaktioner mellem de øvre og nedre dele af vandløbene.

Med revisionen af NOVANA for 2011-2015 er undersøgelserne ved de ovenfor nævnte ca. 800 stationer videreført – dog med udskiftning af et mindre antal stationer. Enkelte stationer er udtaget af programmet fra og med 2014, fordi de ikke indgår i vandplanerne. De ca. 800 stationer tilhører den såkaldte kontrolovervågning (landsnet af stationer). Ligeledes er en del af de 50 intensive stationer videreført under kontrolovervågningsprogram 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 resultater fra de ca. 250 stationer med årlige undersøgelser af den økologiske tilstand (se kap. 3). Derudover er der foretaget rapportering af kvalitetselementerne smådyr, fisk og vandplanter samt for den fysiske og kemiske vandløbskvalitet på kontrolovervågningsstationerne. Disse sammenlignes derudover mellem overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015 for at tydeliggøre en evt. udvikling inden for de enkelte parametre og kvalitetselementer.

1.3 Kemisk vandkvalitet og stoftransport

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

Ved godt 80 % af stoftransportstationerne målt i perioden 2011-2015 med en frekvens på 18 prøver pr. år. For et mindretal (ca. 10 %) af stationer (naturolande) var frekvensen mindre (12 prøver/år) og for søtilløb/-afløb (ca. 10 %) lidt højere (19 prøver/år).

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

Hvis intet andet er nævnt, er der anvendt tidsvægtede gennemsnit for at tage højde for, at målingerne ikke er jævnt fordelt over året. I relation til stoftransport er der dog ofte anvendt vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer, som tager højde for svingninger i vandføring, både over året og fra år til

år. De er beregnet ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

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

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 er antal stationer fordelt på oplandstyper, der er anvendt i tidsserie-analyse (1989-2015) og aktuelt i 2015. Oplandstyper for tidsserie-analyser er opgjort efter situationen i 1991.

Oplandstype	Type nr.	1989-2015 tidsserie- analyser	2015 aktuel status
Naturoplande *	1	6	19
Vandløb i dyrkede oplande (P):			
Dyrkningsgrad > 15 %			
Bebyggelse < 50 %	2	32	#
Punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha			
Vandløb i dyrkede oplande (N):			
Dyrkningsgrad > 15 %			
Bebyggelse < 50 %		54	#
Punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha			
Vandløb med punktkilder:			
Punktkildebidrag > 0,5 kg N/ha	4	70	#
Vandløb med dambrugsudledninger:			
P fra dambrug:			
> 30 % af total transport	5	14	#
> 40 % af punktkildebidrag			
Vandløb i bebyggede områder			
> 50 % bebyggelse	6	2	#
Ikke-naturoplande, i alt		140	214

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

ikke opgjort separat for typerne 2-6

Cirka 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 omkring 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.

Beregninger af udviklingstendenser i transporter af kvælstof og fosfor følger Larsen m.fl. (2014a). Derudover følger rapporteringen af stoftransporterne til havet samme principper og har samme omfang, som i de foregående års NO-VANA-rapporter.

2 Klima og afstrømning

Jørgen Windolf & 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 for 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 er derefter beregnet for arealet inden for 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). Måneddata for temperatur og nedbør anvendes i de modeller for næringsstoftransport (N og P), der bruges ved beregninger af den diffuse næringsstoftransport fra 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. (2010) og Windolf m.fl. (2011). I beregningerne (1990-2015) indgår måledata fra i alt 179 vandføring-smålestationer, der samlet dækker 57 % af landets areal. Der er dog ikke måledata fra alle stationer i alle år. I 2015 blev der målt på 127 af de 179 stationer. Det samlede oplandsareal til disse 127 stationer er 22.400 km², svarende til ca. 52 % af landets areal. Den relative usikkerhed på opgørelsen er størst i de små oplande, hvor der ofte kun er en meget lille andel eller slet intet, der er dækket af målestationer.

2.2 Klima og ferskvandsafstrømning

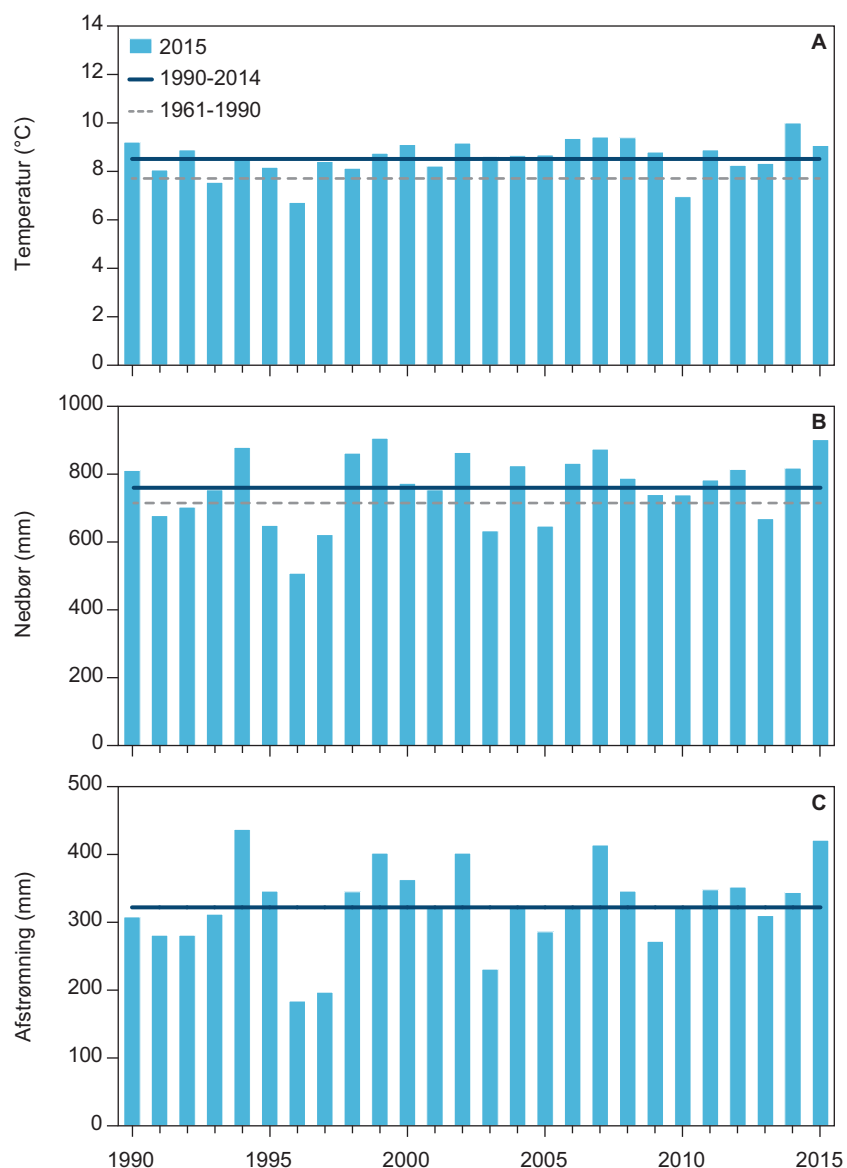
Vejret i 2015 var som helhed noget varmere end normalen for perioden 1961-1990 (figur 2.1 & 2.3). Middelttemperaturen for landet blev 9,1 °C, hvilket er 1,4 °C over normalgennemsnittet (7,7 °C) jf. Cappelen (2016). I forhold til gennemsnittet for 1990-2014 blev 2015 0,5 °C varmere. Det var især månederne januar, februar, marts og november, december, der var væsentligt varmere

end normalt (figur 2.3A). Til gengæld var både maj, juni og juli betydeligt (omkring 1,5 grader) koldere end normalen for 1990 til 2014.

Nedbørsmængden i 2015 var for hele landet 902 mm, hvilket er den næststørste mængde, der er registreret, siden de systematiske målinger startede i 1874. Det er hele 19 % mere end gennemsnittet for 1990-2014 (757 mm). Til sammenligning var den gennemsnitlige årsnedbør 714 mm i perioden 1961-1990 (figur 2.1).

Generelt var nedbøren i 2015 stærkt varierende (figur 2.3B). Især januar, marts, maj, november og december fik væsentligt mere nedbør end normalt, hvorimod april og oktober var meget tørre. Sommeren og efteråret var præget af en række skybrud forskellige steder i landet.

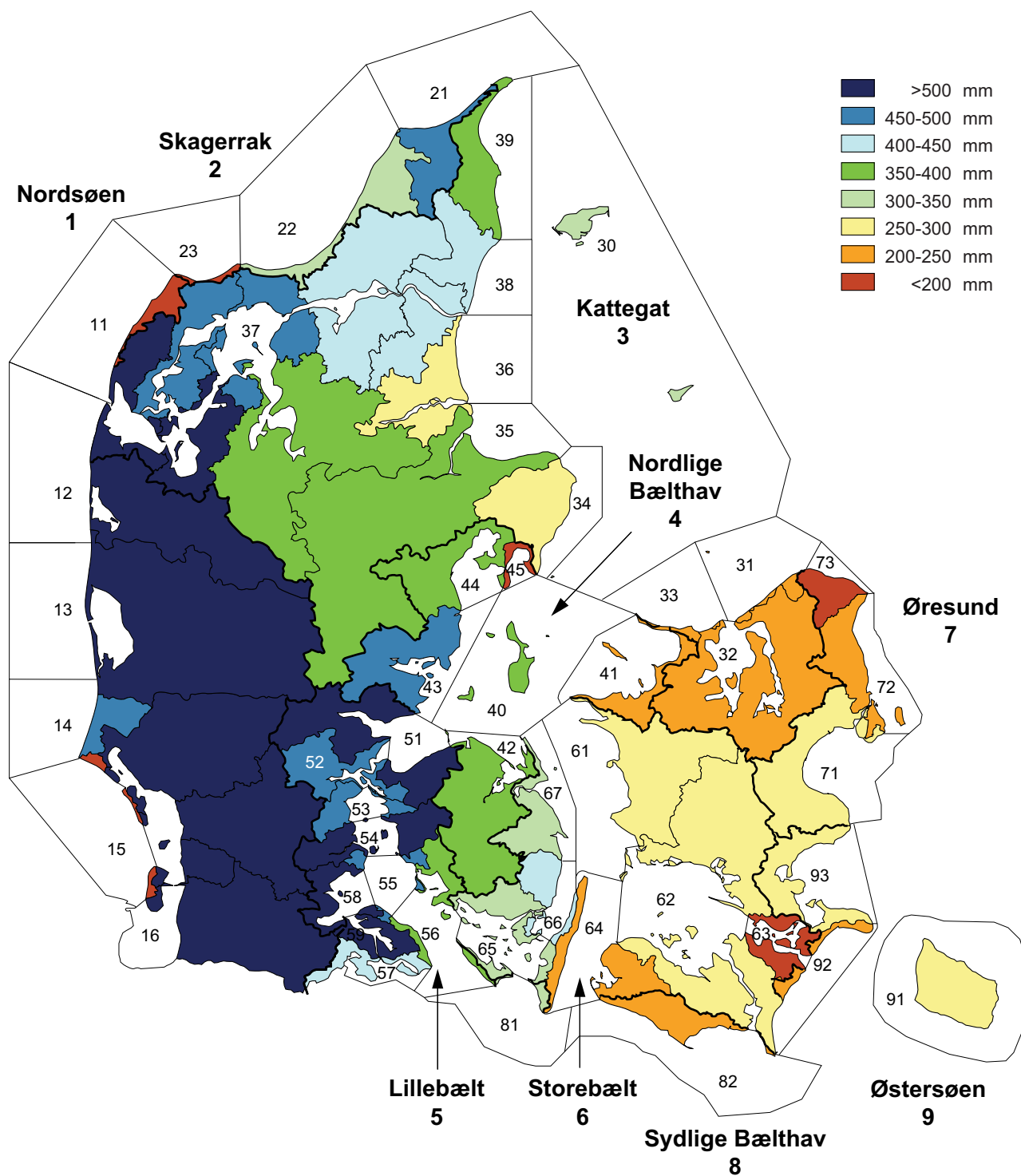
Figur 2.1. Årsmiddelværdier for temperatur, nedbør (ukorrigeret) og ferskvandsafstrømning i 2015, samt gennemsnit for perioden 1961-1990 og 1990-2014. Data aggregeret fra DMI's Grid-værdier.



Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2015 opgjort til 18.100 millioner m³, hvilket svarer til en arealspecifik afstrømning på 421 mm (figur 2.1). Afstrømningen blev dermed væsentligt større end normalt, og det er den næststørste mængde, der er registreret siden 1990. Det er

hele 31 % mere end den gennemsnitlige afstrømning for perioden 1990-2014 (322 mm) (figur 2.1).

Ferskvandsafstrømningen i 2015 varierede hen over året som i tidligere år (figur 2.3C) med markant større afstrømninger om vinteren (50-80 mm/måned) end om sommeren (10-30 mm/måned). I månederne januar, november og især december var afstrømningen meget større end gennemsnittet for 1990-2014.

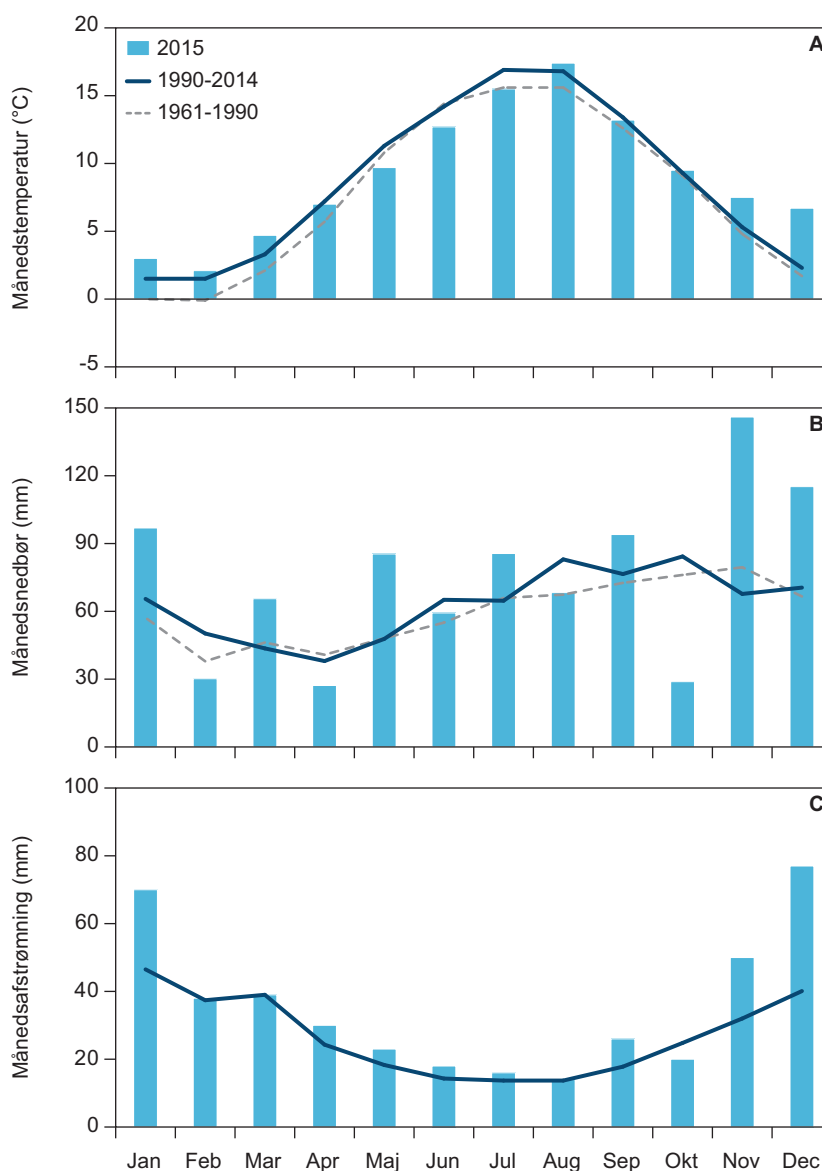


Figur 2.2. Ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2015 (mm/år).

De store nedbørsmængder i januar, november og december forplantede sig næsten direkte til forøget vandløbsafstrømning. Det skyldes, at fordampningen er meget lav i vinterperioden, og at jordvandsmagasinerne er godt fyldt op i forvejen. Dog betød den relativt tørre oktober, at den efterfølgende afstrømning i november ikke blev helt så stor. Den store nedbørsmængde sidst på året forplantede sig i et vist omfang til begyndelsen af 2016 (figur 2.3B og C).

Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2015 (figur 2.2). Vest for israndslinjen i Jylland var årsafstrømningen typisk 500-600 mm, mens afstrømningen til Limfjorden var lidt mindre (400-500 mm). For Limfjorden ses tydeligt en vest-østlig gradient med den største afstrømning mod vest (over 500 mm) mod 400--450 mm i Limfjordens østlige opland. For landet som helhed ses også en forskel i afstrømningsfordelingen fra vest mod øst. I det østligste Danmark var afstrømningen mindre på grund af den - klimatisk betingede - generelt mindre nedbør og større fordampning i denne del af landet. Typisk var afstrømningen her i 2015 mellem 200 og 300 mm (figur 2.2).

Figur 2.3. Månedsværdier for temperatur, nedbør og ferskvandsafstrømning for Danmark 2015. Desuden er vist gennemsnit for perioderne 1961-1990 og 1990-2014. Ferskvandsafstrømningen er dog ikke opgjort for 1961-1990.



3 Økologisk tilstand

Jes J. Rasmussen & 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. En sådan beskrivelse er en forudsætning for vurderingen af Danmarks miljømæssige forpligtelser iht. internationale direktiver og konventioner. Derudover er det et væsentligt element, der skal indgå i fremtidige vurderinger af betydende miljø- og klimamæssige faktorer 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 biologiske kvalitetselementer. Der er som udgangspunkt tale om planteplankton (fytoplankton), bundlevende alger og større vandplanter (makrofytter), smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Dog skal fytoplankton ikke benyttes som kvalitetselement i danske vandløb, da disse generelt er forholdsvis små og korte og derfor ikke udvikler markante bestande af fytoplankton. Inden for hvert kvalitetselement skal der anvendes indikatorer, som kan beskrive den økologiske tilstand. Disse indikatorer afspejler omfanget af menneskeskabte påvirkninger der har væsentlig indflydelse på den økologiske tilstand. Baggrunden for at anvende flere forskellige kvalitetselementer er at opnå en optimal og fyldestgørende beskrivelse af tilstand og påvirkninger, idet en bestemt organismegruppe typisk vil være særlig egnet til at afspejle bestemte påvirkninger.

Derudover kan den økologiske tilstand beskrives ud fra fysisk-kemiske forhold. Der kan fx være tale om udvalgte vandkemiske parametre, parametre, der karakteriserer den fysiske tilstand (vandløbets form, bundsubstrat, hydrologisk regime), eller om der er kontinuitet i vandløbet (således at vandrefisk kan komme til og fra deres gydepladser).

Når der anvendes en given indikator, skal der tages hensyn til, hvilken type vandløb der er tale om. Derudover skal det fastlægges, hvordan referencetilstanden er i den pågældende vandløbstype – og indikatorerne skal afspejle graden af afvigelse fra referencetilstanden. Med referencetilstanden forstås den tilstand, der findes, når et vandløb er helt upåvirket eller kun meget svagt påvirket af menneskets aktiviteter.

I danske vandløb anvendes i dag vandløbsplanter (Dansk Vandløbsplante Indeks, DVPI), smådyr (Dansk Vandløbsfauna Indeks, DVFI) og fisk (Dansk Fiskeindeks for Vandløb, DFFVa/DFFVø).

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 2004-2009, mens der er undersøgt ca. 815 stationer i perioden 2010-2015. Samtlige stationer er udvalgt, således at de giver en god geografisk dækning og samtidig dækker vandløb, der

repræsenterer en påvirkningsgradient inden for udvalgte menneskeskabte påvirkninger (se i øvrigt kap. 1).

Til dette års rapportering af miljøtilstanden i danske vandløb er der – med udgangspunkt i de nævnte biologiske, kemiske og fysiske kvalitetselementer – fokuseret på at give en samlet status over den økologiske tilstand i perioden 2010-2015, ligesom der er sammenlignet med den forudgående periode 2004-2009. Ud over de beregnede biologiske indikatorværdier (for hhv. DVPI, DVFI og DFFVa/DFFVø) er der også givet en status for udviklingen i vandløbenes fysiske og kemiske tilstand. Derudover indeholder årets rapport en mere detaljeret beskrivelse af udviklingen i DVFI for en mindre del af det samlede stationsnet. Der er i nærværende rapport foretaget vurderinger af vandløbenes økologiske, fysiske og kemiske tilstandsklasser i forhold til de gældende målsætninger i de nationale vandplaner, men de økologiske indikatorer er vurderet enkeltvis for at opretholde fokus på vandløbenes tilstandsudvikling.

Til dette års rapportering er der fokuseret på overordnede beskrivelser af miljøtilstanden bedømt ud fra biologiske, kemiske og fysiske kvalitetselementer bl.a. ved brug af ovennævnte økologiske indikatorer. En mere detaljeret analyse af biodiversitetslementer samt sammenhænge mellem den biologiske miljøtilstand og kvantificerede menneske- og klimaskabte påvirkninger, herunder miljøfremmede stoffer og tungmetaller, er undladt foretaget af omfangsmæssige årsager, idet det overordnede fokus var på beskrivelser af miljøtilstand samt udvikling af miljøtilstand mellem de to overvågningsperioder.

3.2 Dansk Vandløbsplante Indeks

Vandplanter har kun i relativt få år været anvendt som indikatorer for miljøtilstand i vandløb. I de fleste lande (herunder Danmark) er det først med implementeringen af Vandrammedirektivet, at vandplanter er blevet inddraget som indikatorer for vandløbskvalitet. Som for fisk og smådyr påvirkes vandplanterne af menneskelige aktiviteter, der ændrer de fysiske og kemiske forhold i vandløbene.

De fleste af de øvrige europæiske vandplanteindices bygger på enkeltarters indikatorværdi i forhold til næringsstofbelastning, hvorimod det danske indeks bygger på en samlet vurdering af artssammensætning og dækningsgrad af plantesamfundene (se Baattrup-Pedersen & Larsen 2013 for nærmere beskrivelse af indekset samt Søndergaard m.fl. 2013). DVPI indeksværdier angiver en EQR-værdi (Ecological Quality Ratio), som beskriver plantesamfundets afvigelse fra samfund i referencetilstand. Således vil en EQR-værdi på 1 afspejle den egentlige referencetilstand, og EQR-værdier nær 0 vil afspejle en stærkt forarmet økologisk tilstand. DVPI ændrer sig som funktion af ændringer i de påvirkninger, der anses for væsentlige for plantesamfund i vandløb: næringsforhold, vandløbets fysiske dimensioner (nedgravning, udretning) og grødeskæringshyppighed (Baattrup-Pedersen m.fl. 2015; 2016). DVPI er blevet interkalibreret med sammenlignelige EU-lande, og der er i den forbindelse blevet fastsat grænseværdier for de fem økologiske tilstandsklasser (Søndergaard m.fl. 2013). Dog har det ikke været muligt at interkalibrere DVPI i små Type 1 vandløb (Baattrup-Pedersen m.fl. 2015), og derfor er DVPI ikke beregnet til brug i denne gruppe af vandløb. Det skyldes primært, at DVPI er mere påvirket af de fysiske forhold (tværsnitsprofil) i disse vandløb end i Type 2 og Type 3 vandløbene (Baattrup-Pedersen m.fl. 2015). På den baggrund foreligger der derfor også en anbefaling om at udvikle en plantebaseret indikator til små Type 1 vandløb (Baattrup-Pedersen m.fl. 2015).

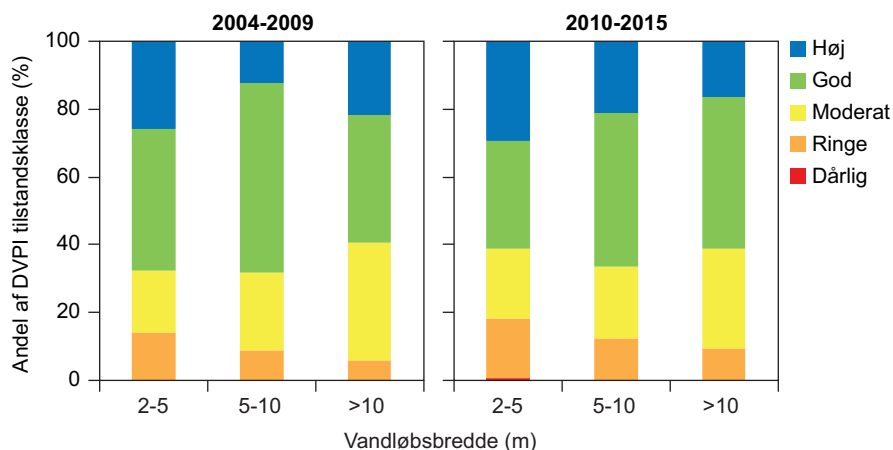
For overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015 var der vegetationsdata til beregning af DVPI for hhv. 433 og 421 stationer. Disse stationer fordeler sig på hhv. 401 og 32 Type 2 og Type 3 vandløb i 2004-2009 mens de tilsvarende tal for perioden 2010-2015 er 390 og 31 stationer. I de tilfælde, hvor flere EQR-værdier er tilgængelig for den enkelte station inden for samme overvågningsperiode, er der benyttet en gennemsnitsværdi i de følgende analyser.

Andelen af vandløb karakteriseret ved mindst "god" økologisk tilstand i 2004-2009 var 59-68 % af vandløbene inden for den enkelte størrelseskategori (figur 3.1). Tilsvarende havde 60-71 % af vandløbene inden for den enkelte størrelseskategori mindst "god" økologisk tilstand i 2010-2015 (figur 3.1). Mindre end 1 % af vandløbene havde "dårlig" tilstand, mens 6-18 % havde "ringe" tilstand. Generelt var der altså 32-41 % af stationerne, der ikke opnåede målopfyldelse.

Der var ingen signifikant effekt af vandløbsstørrelse (bredde) på den gennemsnitlige EQR i 2004-2009 eller 2010-2015 (envejs ANOVA, $P = 0,09-0,32$). Der var dog en svag tendens til en faldende andel af vandløb med "ringe" tilstand med stigende vandløbsbredde (figur 3.1).

Indenfor de specifikke størrelseskategorier af vandløb var der ingen signifikant udvikling i den gennemsnitlige EQR fra perioden 2004-2009 til perioden 2010-2015 (parret t-test, $P > 0,90$).

Figur 3.1. Fordeling i økologisk tilstandsklasse bedømt ud fra DVPI inden for kontrolovervågningsvandløb i NOVANA-programmet 2004-2009 og 2010-2015. Den relative fordeling af tilstandsklasser er grupperet efter vandløbsstørrelse.



3.3 Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI)

Dansk Vandløbs Fauna Indeks beskriver ud fra sammensætningen af smådyr den økologiske tilstand i syv faunaklasser (Miljøstyrelsen 1998). Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede/næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 betegner den dårligste tilstand.

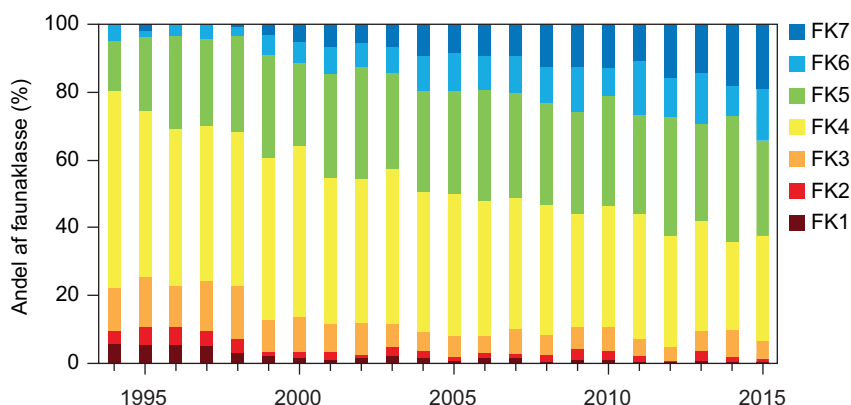
DVFI er en semi-kvantitativ indikator, som er målrettet påvirkninger af organisk belastning. En lav faunaklasse (fx 1, 2 eller 3) findes derfor også typisk i vandløb med dårlige iltforhold på grund af forurening med spildevand fra kommunale spildevandsanlæg, enkeltliggende ejendomme i det åbne land eller dambrug. Der kan også forekomme lave faunaklasse-værdier i vandløb, som er stærkt påvirket af okker (som i mange vestjyske vandløb), samt i vandløb med dårlige fysiske forhold. For eksempel kan udrettede og uddybede vandløb og/eller vandløb, der vedligeholdes intensivt med oprensning og grødeskæring, kun sjældent opnå faunaklasse-værdier over 4. Generelt er indeksets følsomhed over for ændringer i hydrologi og pesticidforurening imidlertid utilstrækkelig (Wiberg-Larsen m.fl. 2016; Graeber m.fl. 2014).

3.3.1 År til år udviklingen i faunaklasse

Siden 1994 har der i de nationale overvågningsprogrammer været foretaget standardiserede årlige undersøgelser af faunaklassen på et udvalgt landsdækkende net af stationer. Antallet af stationer og den overordnede strategi bag udpegningsnettet af disse stationer har varieret gennem perioden, men det er muligt at beskrive en udvikling ud fra 91-247 specifikke stationer (se fx Wiberg-Larsen m.fl. 2015). Dog kan udviklingen i faunaklasse på disse stationer ikke nødvendigvis opskales til nationalt niveau, selvom stationsnettet er geografisk repræsentativt for danske vandløb, da udpegningsgrundlaget for disse stationer periodevis kan afvige fra det overordnede kontrolovervågningsnetværk. De tendenser, der ses for denne delmængde af kontrolovervågningsstationer, forventes dog at være gældende for danske vandløb generelt, mens størrelsesordenen af disse tendenser ikke nødvendigvis kan opskales til nationalt niveau. Se videre diskussion af dette aspekt i afsnit 3.3.2.

De årligt overvågede stationer viser, at den økologiske tilstand generelt er blevet afgørende forbedret siden 1994 (figur 3.2). Således er andelen af faunaklasserne 1-3 reduceret fra 22-26 % i perioden 1994-1998 til 5-10 % i perioden 2011-2015, ligesom andelen med faunaklasse 4 er reduceret fra 45-58 % til 27-37 %. Modsat er andelen med faunaklasse 5-7 (god til høj tilstand) øget fra 19-32 % i 1994-1998 til 56-65 % i 2011-2015. Specielt er andelen med faunaklasse 6 og 7 øget markant.

Figur 3.2. Udvikling i faunaklassen (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) ved 91-247 stationer undersøgt på standardiseret vis igennem perioden 1994-2015.



Udviklingen i retning af en bedre tilstand er stærkt statistisk signifikant (lineær regression for hhv. faunaklasse 1-3, 4 og 5-7: $r^2 = 0,69-0,93$, $P < 0,001$). Ses alene på de seneste fem år er der imidlertid ingen statistisk signifikant udvikling. Set over de seneste 10 år er der derimod en stærk statistisk signifikant positiv udvikling i tilstanden udtrykt ved faunaklasse 5-7 ($r^2 = 0,90$, $P < 0,001$), mens niveauet for vandløb med dårligst tilstand (faunaklasse 1-3) er konstant. Det betyder, at det primært er vandløb med moderat tilstand (faunaklasse 4), som forbedres.

Baggrunden for denne udvikling er indgående beskrevet i Wiberg-Larsen m.fl. (2015). Den overordnede forklaring er forbedret spildevandsrensning ved kommunale renseanlæg og dambrug, hvorimod forbedret rensning ved ejendommene i det åbne land formodentlig endnu ikke er slået igennem i samme grad. Dels er sidstnævnte endnu ikke gennemført i fuldt omfang på landsplan, dels er udledningerne kun af væsentlig betydning i små vandløb, som i mindre omfang indgår i nærværende analyser. Det forventes, at den forbedrede spildevandsrensning i det åbne land vil få en synlig positiv effekt på tilstanden i landets små vandløb generelt. Når der alligevel sker en stadig

forbedring af den økologiske tilstand, skal årsagen søges i en fremadskridende rekolonisering af fysisk egnede vandløbsstrækninger med god vandkvalitet med arter af de smådyr, som er indikatorer for god-høj økologisk tilstand. Denne rekolonisering foregår med en naturlig forsinkelse i stigningen i antallet af egnede levesteder, idet smådyrenes etablering på nye levesteder dels afhænger af spredning over land i dyrenes voksne livsstadier. Dog vil der samtidig være en naturlig acceleration af rekolonisering, i takt med at dyrene får etableret levedygtige populationer på flere lokaliteter, hvorfra yderligere spredning kan foregå.

Den observerede vækst i antallet af stationer med faunaklasse 5-7 kan dog ikke antages at fortsætte uden forbedringer af de miljømæssige forhold, herunder dårlige fysiske forhold i mange regulerede vandløb. Dette skyldes til dels, at en række arter af invertebrater har særligt specifikke krav til de fysiske forhold i vandløb, som ikke kan imødekommes i regulerede vandløb med dårlige fysiske forhold. Det skal understreges, at en stor del af de smådyrarter, som er indikatorer for god-høj økologisk tilstand, har mere eller mindre specifik tilknytning til andre substrater og levesteder end grus- og strømrøndehabitater.

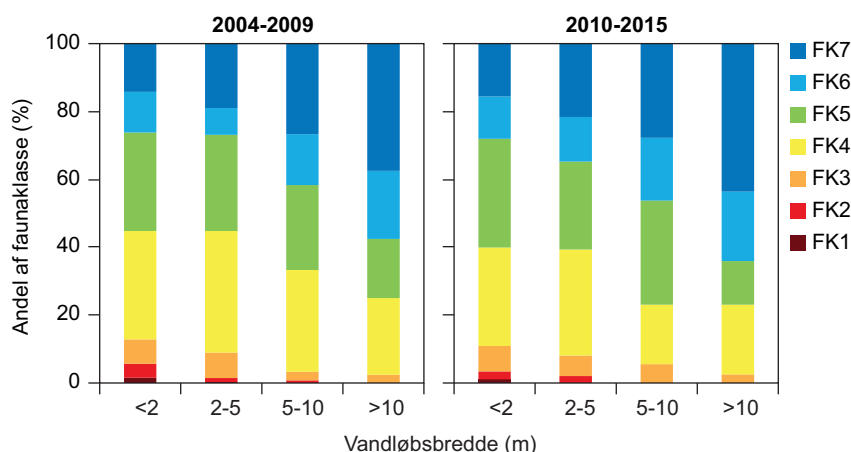
3.3.2 Udvikling i faunaklasse imellem de to NOVANA-perioder

For overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015 var der hhv. 745 og 775 NOVANA-stationer, hvor data for både faunaklasse og vandløbsbredde var tilgængelig. Eventuelt manglende data for vandløbsbredde blev suppleret med breddemålinger fra vegetationsundersøgelser og registrering af fysiske forhold for at optimere datasættets størrelse. Disse stationer fordeler sig med 317, 388 og 40 på hhv. Type 1 (<2 m), Type 2 (2-10 m) og Type 3 (>10 m) vandløb for overvågningsperioden 2004-2009, mens de tilsvarende tal for 2010-2015 er 346, 390 og 39. I tilfælde af flere tilgængelige faunaklasseværdier inden for samme overvågningsperiode for den enkelte station er der benyttet en gennemsnitsværdi i de følgende analyser.

Faunaklasserne 5, 6 og 7 blev registreret ved 58 og 63 % af NOVANA-stationerne i overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015 hhv. Tilsvarende faldt andelen af NOVANA-stationer med moderat påvirket smådyrssamfund (faunaklasse 4) fra 33 til 28 %, mens andelen af NOVANA-stationer med ringe til dårlig tilstand (faunaklasse 1, 2 og 3) var stabil (9 %) imellem de to overvågningsperioder. Fremgangen i andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 skal derfor ses som en økologisk forbedring for en gruppe af vandløb med moderat økologisk kvalitet. Denne udvikling stemmer godt overens med udviklingen i faunaklasse på år-år stationerne (afsnit 3.3.1) og indikerer derved, at udviklingen i faunaklasse på år-år stationerne er repræsentativ for hele stationsnettet i kontrolovervågningen i perioden 2004-2015.

Der var signifikant effekt af vandløbsstørrelse (bredde) på den gennemsnitlige faunaklasseværdi for overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015 (envejs ANOVA, $P < 0,0001$) (Figur 3.3). Vandløb med en gennemsnitsbredde >10 m havde en signifikant højere faunaklasse sammenlignet med små vandløb (bredde <2 m og 2-5 m) i begge overvågningsperioder (Tukey's test, $P < 0,01$). Ligeledes var faunaklassen i vandløb med gennemsnitsbredde på 5-10 m signifikant højere sammenlignet med små vandløb (bredde <2m) (Tukey's test, $P < 0,05$) i begge overvågningsperioder (Figur 3.3).

Figur 3.3. Fordeling i faunaklasse indenfor kontrolovervågningsvandløb i NOVANA-programmet 2004-2009 (745 stationer) og 2010-2015 (775 stationer). Faunaklassefordelingen er grupperet efter vandløbsstørrelse.



Inden for de specifikke kategorier for vandløbsstørrelse var der ikke signifikant forskel på den gennemsnitlige faunaklasseværdi imellem de to overvågningsperioder (Parret t-test, $P > 0.05$). Dog var der en tydelig og positiv udvikling i andelen af vandløb med faunaklasserne 5, 6 og 7 fra 2004-2009 til 2010-2015. Specifikt steg denne andel med 5 % i små vandløb (bredde <2 m og 2-5 m), 10 % for størrelseskategorien 5-10 m, mens der var en ubetydelig stigning på 1 % i de største vandløb (bredde >10 m). Dog steg andelen af vandløb med faunaklasse 7 fra 38 til 44 % i de største vandløb (figur 3.3). De bagvedliggende årsager til forbedringen i den økologiske tilstand målt ved DVFI er beskrevet i afsnit 3.3.1 og i Wiberg-Larsen m.fl. (2015).

3.4 Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV)

Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV) består af to delelementer – DFFVa og DFFVø – og bruges til bedømmelsen af den økologiske kvalitet i alle typer af danske vandløb. DFFVa er baseret på artssammensætningen af fiskesamfund og kan anvendes, hvis der i elektrofiskeriet er fanget mindst tre arter i første befiskning. DFFVø er udviklet til karakterisering af den økologiske kvalitet i vandløb, hvor ørreder gyder, og indikatoren er baseret på tætheden af naturligt produceret ørredyngel. DFFVø er fortrinsvis tiltænkt brug i Type 1 vandløb (bredde <2 m), men kan dog også bruges i større vandløb (Kristensen m.fl. 2014), såfremt vandløbet har potentiale for en naturlig produktion af ørredyngel. Både DFFVa og DFFVø angiver en EQR-værdi, som betegner afvigelse fra referencetilstanden. Værdien 0 kan opnås i tilfælde, hvor der ikke fanges ørredyngel (DFFVø) eller, hvor de fangede arter alle er stærkt tolerante over for menneskeskabte forstyrrelser (DFFVa) (Kristensen m.fl. 2014). Baseret på EQR-værdien kan den økologiske tilstand kategoriseres i fem tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig) iht. Vandrammedirektivet.

En lav EQR-værdi kan skyldes flere forskellige typer af påvirkninger. Spærringer kan have negativ indflydelse på både DFFVa og DFFVø, idet passagen for migrerende arter, herunder laksefisk, som er positive miljøindikatorer i DFFVa og udgør grundelementet i DFFVø, helt eller delvist blokeres. Dårlige eller suboptimale fysiske forhold forringer både mulige levesteder og egnede skjul for en række fiskearter med specifikke miljøkrav. Især manglende tilstedeværelse af egnede strøm- og substratforhold kan være hæmmende for klækningssucces hos fx ørred (*Salmo trutta*) (Kristensen m.fl. 2014). Tilsvarende er lav vandkvalitet (fx forhøjede BI5-koncentrationer og eutrofiering) også negativt korreleret med indeksværdier for begge DFFV indices (Kristensen m.fl. 2014).

I princippet vil både DFFVa og DFFVø kunne beregnes for en række NOVANA-stationer, hvor naturligt ørredyngel forekommer, og hvor første befiskning samtidig har resulteret i fangst af tre arter eller mere. Ligeledes vil en stringent afgrænsning for brugen af DFFVø til Type 1 vandløb give anledning til en række nul-værdier i de tilfælde, hvor der ikke fanges ørred, men hvor fangsten rummer tre eller flere andre fiskearter. Omvendt vil en stringent afgrænsning for brugen af DFFVa til Type 2 og 3 vandløb give anledning til en række nul-værdier, hvor der findes naturligt produceret ørredyngel men hvor den samlede fangst rummer mindre end tre arter. Da DFFVa samtidig er det officielt interkalibrerede fiskeindeks er det fagligt meningsfuldt først at beregne DFFVa for alle NOVANA-stationer, hvor der er fanget tre eller flere arter, for derefter at beregne DFFVø for den restmængde, hvor der er fanget naturligt produceret ørredyngel. På denne vis sikres samtidigt, at mængden af NOVANA-stationer med EQR-værdien nul reduceres mest muligt.

3.4.1 Udvikling i Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV) mellem de to NOVANA-overvågningsperioder

For overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015 blev hhv. 643 og 733 NOVANA-stationer befisket, hvoraf hhv. 621 og 688 havde tilgængelige data for vandløbsbredde. Eventuelt manglende data for vandløbsbredde blev suppleret med breddemålinger fra vegetationsundersøgelser og registrering af fysiske forhold for at optimere datasættets størrelse. Disse stationer fordelte sig med hhv. 263, 343 og 15 vandløb på Type 1, 2 og 3 i 2004-2009, mens de tilsvarende tal var 287, 372 og 29 i 2010-2015. Grundet variation af antal fangede arter og individer for den samme NOVANA-station er der flere tilfælde, hvor DFFVa indekset bruges i den ene overvågningsperiode og DFFVø i den anden (69 stationer). Tilsvarende findes en række stationer, hvor DFFVø kan beregnes for den ene overvågningsperiode, mens der for den anden periode ikke er fanget ørredyngel (92 stationer). Ydermere er der for en række stationer flere end én indekxsværdi grundet variation i de enkelte befiskningers fangstresultat. I tilfælde, hvor det samme indeks har kunnet beregnes for flere befiskninger inden for samme overvågningsperiode er der benyttet en gennemsnitsværdi for EQR-værdierne i dataanalyserne. DFFVa-indekset kunne beregnes på hhv. 244 og 314 stationer for overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015. Tilsvarende kunne DFFVø indekset beregnes på hhv. 154 og 148 stationer mens der for hhv. 437 og 315 stationer ikke kunne beregnes nogen DFFV indekxsværdi, da fangsten resulterede i færre end tre arter og ingen ørredyngel. Nedenstående gennemgås udviklingen i DFFVa og DFFVø i kronologisk rækkefølge, hvorefter stationer uden DFFV indekxsværdi diskuteres.

3.4.2 Udvikling i Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFVa)

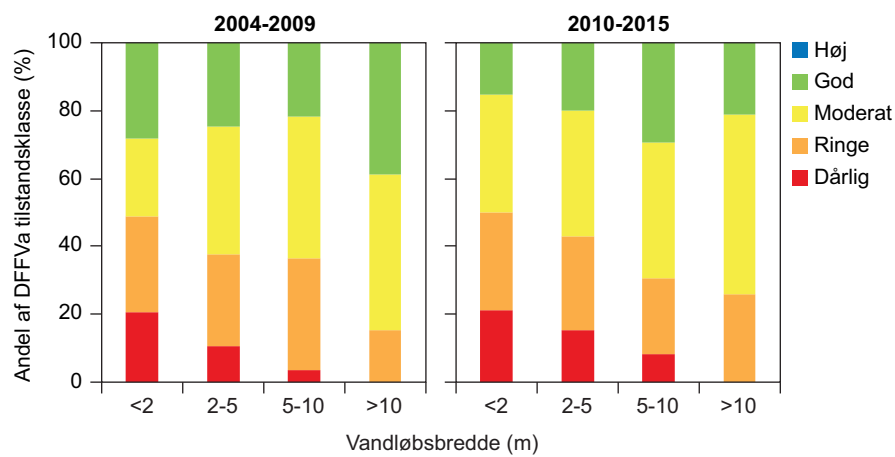
DFFVa-indekset kunne beregnes for hhv. 39, 192 og 13 Type 1, Type 2 og Type 3 vandløb i 2004-2009. mens de tilsvarende tal var hhv. 66, 129 og 19 for perioden 2010-2015. Den relativt større andel af Type 2 og 3 vandløb, der kan bedømmes med DFFVa-indekset, skal ses i lyset af, at større vandløb naturligt rummer flere fiskearter end små vandløb (Kristensen m.fl. 2014).

Ingen stationer opnåede ”høj” økologisk tilstand bedømt med DFFVa, mens 15-38 % af stationerne inden for de enkelte størrelseskategorier opnåede ”god” økologisk tilstand (figur 3.4). Tilsvarende var der således 62-85 % af stationerne, som havde dårligere end ”god” økologisk tilstand. Ingen af Type 3 vandløbene (bredde >10 m) havde ”dårlig” økologisk tilstand, og den relative andel af stationer med ”dårlig” og ”ringe” tilstand aftog med stigende vandløbsbredde i begge overvågningsperioder (figur 3.4).

Der var signifikant effekt af vandløbsbredde på den gennemsnitlige EQR-værdi baseret på DFFVa for perioden 2010-2015 (envejs-ANOVA, $P = 0,019$), og den gennemsnitlige EQR-værdi var signifikant lavere i små vandløb (bredde < 2 m, middel EQR = 0,41) sammenlignet med stationer med en bredde på 5-10 m (middel EQR = 0,55) (Tukey's test, $P = 0,023$). Tilsvarende var EQR for stationer inden for størrelseskategorierne 2-5 m og > 10 m også højere (middel EQR = 0,46 og 0,56 hhv.) sammenlignet med de mindste vandløb, men forskellen var ikke signifikant (Tukey's test, $P > 0,05$). For perioden 2004-2009 var der ingen signifikant effekt af vandløbsstørrelse på den gennemsnitlige EQR (envejs ANOVA, $P = 0,357$).

Sammenlignes den tidlige udvikling mellem overvågningsperioderne, var der ingen signifikant forskel i den gennemsnitlige EQR inden for de enkelte størrelseskategorier (Parret t-test, $P > 0,05$).

Figur 3.4. Fordeling i økologisk tilstandsklasse bedømt ud fra DFFVa inden for kontrolovervågningsvandløb i NOVANA-programmet 2004-2009 og 2010-2015. Den relative fordeling af tilstandsklasser er grupperet efter vandløbsstørrelse.



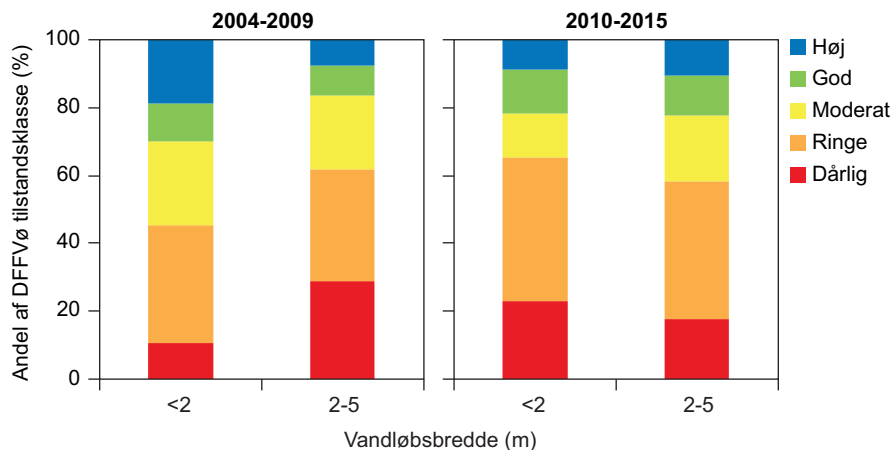
3.4.3 Udvikling i Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFVø)

DFFVø-indekset kunne beregnes for hhv. 64, 89 og 1 Type 1, Type 2 og Type 3 vandløb i 2004-2009, mens de tilsvarende tal for 2010-2015 var 69, 88 og 1. Langt størstedelen af Type 2 vandløbene hørte til størrelseskategorien 2-5 m (hhv. 79 og 67 i perioderne 2004-2009 og 2010-2015). Overvægten af mindre vandløb, der indgår i denne analyse, skal dels ses i lyset af, at tilstandsklasserne for hovedparten af de største vandløb er kvantificeret ved brugen af DFFVa-indekset, og dels at de mindre vandløb udgør typiske gyde- og opvæksthabitater for ørred (Kristensen m.fl. 2014). Grundet det ringe antal stationer inden for størrelseskategorierne 5-10 m og > 10 m er fordelingen af tilstandsklasser kun præsenteret for størrelseskategorierne < 2 m og 2-5 m. Af samme årsag er der kun lavet statistiske analyser på disse to størrelseskategorier.

Andelen af stationer, der opnåede "god" eller "høj" økologisk tilstand, var højere for vandløb inden for størrelseskategorien 2-5 m (30 %) sammenlignet med de mindste vandløb (16 %) i 2004-2009 mens denne andel var 22 % for begge størrelseskategorier i 2010-2015 (figur 3.5). Andelen af stationer med "ringe" eller "dårlig" tilstand rangerede generelt mellem 45 og 65 %. Den relativt høje andel af stationer med "ringe" eller "dårlig" tilstand kan til dels skyldes, at de bedste vandløb er karakteriseret ved brug af DFFVa-indekset (figur 3.5). Dog dokumenterede Kristensen m.fl. (2014) en stærk positiv sammenhæng mellem antallet af ørredyngel og fysisk habitatkvalitet, hvilket viser, at forarmede fysiske forhold kan være en vigtig bestemmende parameter for DFFVø-indeksværdier.

Den gennemsnitlige EQR, bedømt med DFFV \emptyset var signifikant højere for de mindste vandløb (bredde <2 m) sammenlignet med 2-5 m brede vandløb i 2004-2009 (t-test med to uparrede stikprøver, P = 0,027), mens der i 2010-2015 ikke var signifikant forskel mellem de to størrelseskategorier (t-test med to uparrede stikprøver, P > 0,05). Ydermere var der ingen signifikant udvikling i den gennemsnitlige EQR inden for den enkelte størrelseskategori imellem de to overvågningsperioder (Parret t-test, P > 0,05). Denne analyse skal ses i lyset af, at der ikke blev fanget ørredyngel på en stor del af stationerne (437). Hvis der er potentiale for egnede gydemuligheder på disse stationer, skal de opfattes som havende ”dårlig” økologisk tilstand, og i så fald vil den gennemsnitlige EQR blive markant mindre.

Figur 3.5. Fordeling i økologiske tilstandsklasser inden for kontrol- overvågningsvandløb i NOVANA-programmet 2004-2009 og 2010-2015 baseret på DFFV \emptyset -indekset. Den relative fordeling af tilstandsklasser er grupperet efter vandløbsstørrelse.



3.4.4 Karakteristik af vandløb, som ikke kan bedømmes med DFFV

På 437 NOVANA-stationer var der mindst én befiskning, hvor der hverken blev fanget tre arter eller flere eller naturligt produceret ørredyngel. Det er relevant at lave en fysisk karakteristik af disse vandløb, idet de enten kan være naturligt uegnede som yngel- og opvæksthabitat for ørred samt for et større antal sameksisterende arter. I sådanne tilfælde bør stationens økologiske kvalitet ikke bedømmes med DFFV (Kristensen m.fl. 2014). Alternativt kan disse vandløb have potentiale til som minimum at rumme en naturlig produktion af ørredyngel. I sådanne tilfælde vil en reel mangel på ørredyngel principielt skulle opfattes som en ”dårlig” økologisk tilstand.

Tabel 3.1. Fysisk karakteristik af NOVANA-stationer, hvor befiskning resulterede i fangst af to eller færre arter, heraf ingen ørredyngel. I alt var der 437 stationer med registreret bredde og 315 stationer med registreret vandspejlsfald.

Parameter	Gns. bredde (m) \pm SE	Median bredde (m)	Antal st. med bredde <2 m
	3,0 \pm 0,19	1,91	232
Parameter	Gns. vandspejlsfald (%) \pm SE	Median vandspejlsfald (%)	Antal st. med vandspejlsfald <0,1 %
	0,63 \pm 0,06	0,2	112*

* Heraf var 36 stationer mindre end 2 m brede.

I introduktionen af DFFV \emptyset -indekset anbefaler forfatterne i udgangspunktet, at små vandløb (Type 1) med et vandspejlsfald under 0,1 % kun skal bedøm-

mes med DFFV \emptyset , hvis der lokalt er forekomst af gydegrus grundet eksempelvis strømmodificerende strukturer såsom naturlige indsnævring i vandløbets tværsnitsprofil eller tilstedeværelse af mindre vandløbssektioner med et større vandspejlsfald (Kristensen m.fl. 2014).

Generelt var gennemsnitsbredden på alle 437 stationer 3,0 m, og det gennemsnitlige vandspejlsfald var 0,6 %. Godt halvdelen af de stationer, hvor der ikke blev fanget tilstrækkeligt med arter eller ørredyngel til bedømmelse af den økologiske tilstand med DFFV, var smallere end 2 m. Af disse små vandløb var kun 36 karakteriseret ved et vandspejlsfald under 0,1 %. Et vandspejlsfald <0,1 % kan opfattes som vandløb med ringe mulighed for gydning af ørred, da sådanne vandløb oftest vil være domineret af fint og blødt substrat og ringe strømforhold. Vandspejlsfaldet måles ud fra en 100 m lang strækning (Teknisk Anvisning V02, version 3), hvorfor der på mindre skala godt kan findes betydelige variationer i vandspejlsfaldet eller strømmodificerende strukturer, som kan skabe mindre områder med stærkere strøm og grusbanker anvendelig til gydning af ørreder. Derfor kan der ikke på baggrund af data for vandspejlsfald alene konkluderes noget endeligt omkring mulighederne for gydning af ørreder på strækningen.

Den fysiske beskrivelse af de stationer, hvor der ikke blev fanget tilstrækkeligt med arter eller ørredyngel til bedømmelse af den økologiske tilstand med DFFV, viser, at disse stationer overvejende skal betragtes som havende "dårlig" økologisk tilstand fremfor som vandløb, hvor ørreder ikke naturligt kan gyde. Den generelle beskrivelse af den økologiske tilstand bedømt ud fra DFFVa og DFFV \emptyset må derfor forventes væsentligt at underestimere andelen af vandløb med dårlig økologisk tilstand. Denne underestimering er især gældende for de små Type 1 vandløb, som udgør hovedparten af de vandløb, hvor der ikke kunne beregnes en DFFV-indeksværdi.

3.5 Dansk Fysisk Indeks (DFI)

Dansk Fysisk Indeks (DFI) benyttes på alle vadbare NOVANA-stationer og omfatter en kvantitativ bedømmelse af 17 fysiske parametre, der hver især omsættes til en skalaværdi mellem 0 og 3. Skalaværdien for de enkelte parametre tildeles herefter en vægt på enten 1 eller 2 afhængig af deres skønnede betydning for den vandløbsøkologiske tilstand, og den tildelte vægt kan antage både positive og negative værdier (Pedersen m.fl. 2006). For hver parameter fremkommer der således en værdi ved multiplikation af skalaværdi og vægt. Den samlede indekseværdi beregnes til sidst som summen af alle værdierne for de enkelte parametre. Rent teoretisk kan DFI antage værdier mellem -12 og 63. Dog vil maksimumværdien i praksis ikke kunne opnås, fordi nogle af parametrene ikke kan opnå højeste værdi i samme vandløb (Pedersen m.fl. 2006).

De 17 fysiske parametre kan opdeles i strækningsparametre (afspejler vandløbets overordnede form og det vandløbsnære areal), vandløbsparametre (afspejler forhold knyttet til vandets strømning, undervandsvegetation, emergent vegetation og terrestrisk vegetation med indflydelse på vandløbets fysiske miljø) og substratparametre (dækningsgrad af overordnede substratkategorier, hhv. sten, grus, sand og mudder). I DFI indgår i alt seks strækningsparametre, syv vandløbsparametre samt fire substratparametre.

I henhold til EU's Vandrammedirektiv skal vandløbenes fysiske kvalitet, på lige fod med de økologiske indices, kvantificeres og opdeles i fem kvalitetsklasser. DFI er imidlertid ikke interkalibreret med fysiske indices fra andre EU-lande. Ligeledes er grænseværdierne for sådanne tilstandsklasser ikke fastlagt på nuværende tidspunkt. Pedersen m. fl. (2006) foreslog dog vejledende intervaller af grænseværdier til inddelingen af fysiske tilstandsklasser for danske vandløb. Med det formål at kvantificere fordelingen af vandløb mellem fysiske tilstandsklasser har vi anvendt de mest konservative DFI-værdier af de foreslåede intervaller for grænseværdier (Pedersen m. fl. 2006). Dermed har vi i denne rapport benyttet følgende intervaller for de fysiske tilstandsklasser: -12-5 = "dårlig", 6-15 = "ringe", 16-30 = "moderat", 31-40 = "god" og >40 = "høj". Det skal understreges, at valget af disse grænseværdier ikke er evidensbaseret, og at det kræver yderligere undersøgelser samt interkalibrering, førend de endelige grænseværdier kan identificeres.

DFI værdier er registreret på hhv. 534 og 809 NOVANA-stationer i overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015. Dog er der kun registreret vandløbsbredde på hhv. 513 og 758 af disse. Disse stationer fordeler sig med hhv. 217, 269 og 27 på Type 1, Type 2 og Type 3 for perioden 2004-2009, mens de tilsvarende tal er 344, 379 og 35 for perioden 2010-2015. I tilfælde af flere målinger af DFI på den enkelte vandløbsstation inden for samme overvågningsperiode er der i de følgende analyser benyttet en gennemsnitsværdi for hele overvågningsperioden.

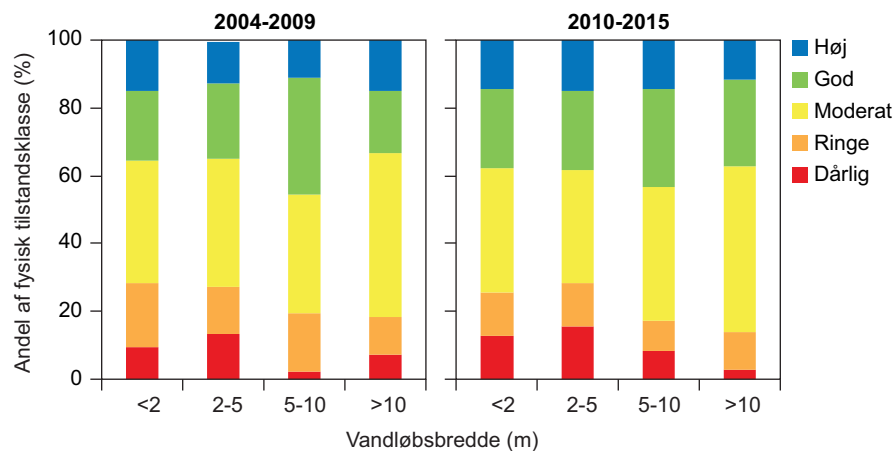
Tilstandsklasserne "god" eller "høj" blev opnået på 40 og 41 % af NOVANA-stationerne i overvågningsperioderne 2004-2009 og 2010-2015. Tilsvarende stabilt niveau blev fundet for stationer med "moderate" (36 % i 2004-2009 og 34 % i 2010-2015), "ringe" og "dårlig" fysisk tilstand (24 % i 2004-2009 og 25 % i 2010-2015). Der var således ingen overordnet synlig udvikling i DFI-indeksværdier på NOVANA-kontrolovervågningsstationerne inden for de to undersøgte overvågningsperioder. Eftersom DFI integrerer de fysiske forhold på forskellige rumlige skala, kan det med denne overordnede sammenligning ikke fastslås, hvorvidt lave DFI-værdier generelt forårsages af strækingsparametre, vandløbsparametre eller substratparametre – eller en kombination af disse. Det må dog antages, at en egentlig forbedring af stationernes fysiske forhold kun kan opnås ved ophør eller ændring i den fysiske vedligeholdelse kombineret med egentlige fysiske restaureringer (fx genslyngning, udlægning af dødt ved og/eller groft mineralt substrat, genetablering af land-vand interaktioner m.m.).

Mellem 34 og 45 % af stationerne inden for den enkelte størrelseskategori var karakteriseret ved "god" eller "høj" fysisk tilstand, mens 16-30 % var karakteriseret ved "dårlig" eller "ringe" tilstand (figur 3.6). Således havde 55-66 % af stationerne mindre end god fysisk tilstand. Der var ingen signifikant forskel i den gennemsnitlige DFI-værdi inden for de enkelte størrelseskategorier imellem overvågningsperioderne (Parret t-test, $P > 0,05$) (figur 3.6).

Der var ingen signifikant effekt af vandløbsstørrelse (bredde) på de gennemsnitlige DFI-værdier inden for den enkelte overvågningsperiode (envejs-ANOVA, $P > 0,05$). Der ses dog for begge overvågningsperioder en svag tendens til en større andel af stationer med "god" eller "høj" fysisk tilstand i størrelseskategorien 5-10 m sammenlignet med mindre vandløb (figur 3.6). Wiberg-Larsen m. fl. (2010) fandt ligeledes stigende DFI-værdier med stigende vandløbsbredde, hvilket delvist kan tilskrives, at de mindste vandløb i større grad har været udsat for fysisk modificering (kanalisering, sænket vandløbsbund og fysisk oprensning). Den lavere andel af stationer med "god" eller "høj" fysisk

tilstand i Type 3 vandløbene (bredde >10 m) kan formentlig tilskrives dels, at den relative dækning af grove substrater naturligt falder med stigende vandløbsstørrelse, dels at indflydelsen af den ripariske zone aftager med stigende vandløbsstørrelse. Begge disse elementer vægter positivt i DFI.

Figur 3.6. Den fysiske tilstand på NOVANA-kontrolovervågningsstationer for perioderne 2004-2009 og 2010-2015. Den fysiske tilstand er opdelt i fem tilstandsklasser baseret på DFI-værdier.



Tabel 3.2. Oversigt over størrelsesordener af kemiske parametre for vandprøver indsamlet i forbindelse med NOVANA-overvågningsperioderne 2004-2009 samt 2010-2015. Tabellen angiver middelværdier samt standardafvigelse (SD)

2004-2009	<2 m (n = 281)		2-5 m (n = 256)		5-10 m (n = 141)		>10 m (n = 35)	
	Middel	SD	Middel	SD	Middel	SD	Middel	SD
NO _x -N (mg/L)	4,38	3,11	3,94	2,51	3,02	1,64	2,63	1,69
NH ₄ -N (mg/L)	0,31	2,19	0,12	0,13	0,12	0,09	0,08	0,04
PO ₄ -P (mg/L)	0,099	0,319	0,057	0,075	0,050	0,050	0,038	0,025
Cl (mg/L)	42,48	44,00	48,19	39,96	48,13	46,69	35,07	11,52
Fe (mg/L)	0,86	1,11	0,90	0,85	0,88	0,61	0,94	0,61
Na (mg/L)	23,77	15,00	29,89	30,60	27,64	20,82	21,33	6,77
pH	7,73	0,47	7,71	0,43	7,69	0,39	7,74	0,32
BI ₅ (mg/L)	1,89	5,92	1,45	0,85	1,59	0,90	1,49	0,43
HCO ₃ (mg/L)	3,21	1,65	3,09	1,96	2,54	1,57	2,04	1,22
Ca (mg/L)	82,43	36,29	77,69	34,37	65,47	33,07	56,41	26,32
Alkalinitet (meq/L)	3,19	1,66	3,06	1,93	2,53	1,48	2,13	1,17

2010-2015	<2 m (n = 316)		2-5 m (n = 315)		5-10 m (n = 116)		>10 m (n = 32)	
	Middel	SD	Middel	SD	Middel	SD	Middel	SD
NO _x -N (mg/L)	3,50	2,69	3,16	2,07	2,81	1,60	2,41	1,58
NH ₄ -N (mg/L)	0,24	0,77	0,12	0,13	0,10	0,11	0,06	0,046
PO ₄ -P (mg/L)	0,104	0,206	0,057	0,066	0,052	0,043	0,041	0,023
Fe (mg/L)	1,10	1,19	1,14	1,22	1,08	0,78	0,98	0,64
BI ₅ (mg/L)	1,49	1,15	1,32	0,73	1,37	0,68	1,22	0,40
Alkalinitet (meq/L)	3,28	1,79	3,08	1,75	2,54	1,54	2,22	1,21

3.6 Økologisk vandkvalitet

Under NOVANA-programmerne 2004-2009 og 2010-2015 er der målt en række vandkemiske parametre, som omfatter pH, alkalinitet, bikarbonat (HCO₃), nitrit+nitrat-kvælstof (NO_x-N), ammonium-kvælstof (NH₄-N), opløst fosfat fosfor (PO₄-P), biokemisk iltforbrug (BI₅), total-jern (total-Fe), calcium (Ca), natrium (Na) og klorid (Cl). I den første programperiode (2004-2009) er der registreret data for 740 stationer, mens det tilsvarende tal for perioden 2010-2015 er 834. Dog er der for 2010-2015 kun fyldestgørende data for alkalinitet, NH₄-N, NO_x-N, PO₄-P, total-Fe og BI₅. Antallet af vandprøver fra

den enkelte station varierer fra en enkelt til >500, idet nogle af stationerne indgår i programmet for stoftransport (se kapitel 6 og 7). I den følgende gennemgang af den økologiske vandkvalitet er parameterbeskrivelserne baseret på en størrelsesgruppering for at belyse potentielle størrelsesinducerede forskelle i stresspåvirkninger af vandløbenes biota. De udførte analyser af data er udelukkende baseret på middelværdier for de enkelte stationer. En tidligere gennemgang af data frem til 2011 har vist, at prøveindsamlingen fordeler sig jævnt over året (Wiberg-Larsen m.fl. 2012).

For de vandkemiske parametre, der overvejende korrelerer med menneskelig påvirkning (ammonium-kvælstof, nitrat+nitrit-kvælstof, biokemisk iltforbrug og opløst fosfat-fosfor er overvejende relateret til landbrugsdrift og/eller punktkildeforurening (Wiberg-Larsen m.fl. 2012)), er der en signifikant effekt af vandløbsstørrelse på middelkoncentrationerne i begge overvågningsperioder (Welch's test, $P < 0,01$ for alle parametre). Den gennemgående tendens for disse parametre er faldende koncentrationer med stigende vandløbsbredde (tabel 3.2). Dette afspejler flere forhold. Dels er fortyndingsfaktoren mindre i små sammenlignet med større vandløb grundet lavere vandføring, dels er den relative berøringsflade mellem vand og land større for små sammenlignet med store vandløb. Belastningsgraden af de dominerende næringsstoffer samt biokemisk iltforbrug er altså generelt større i de små vandløb sammenlignet med store. Disse forklaringer hviler dog på en antagelse om, at oplandskarakteristika er sammenlignelige mellem størrelsesgrupperne af vandløb.

Natrium- og kloridkoncentrationerne er også signifikant forskellige mellem størrelsesgrupper af vandløb i 2004-2009 (data ikke tilgængelig for 2010-2015) (Welch's test, $P < 0,01$ for begge) med højeste koncentrationer i Type 2 vandløbene (tabel 3.2). Natrium og klorid stammer primært fra befæstede arealer (veje og urbane områder) (dog er koncentrationerne af disse naturligt højere i Nordvestjylland, da denne region er præget af områder med hævet havbund (Wiberg-Larsen m.fl. 2012)). Forskellene i koncentrationer af disse stoffer kan derfor muligvis relateres til en generelt lav andel af befæstede arealer i oplandet på de mindste vandløb (primært beliggende i det åbne land), mens koncentrationsniveauerne i Type 2 og 3 vandløb falder med stigende vandløbsstørrelse givetvis grundet fortyndingsfaktoren.

Der var ingen signifikant effekt af vandløbsstørrelse på koncentrationsniveauet for total-jern og pH (Welch's test, $P = 0,35-0,76$), mens koncentrationer af både bikarbonat, kalcium og alkalinitet faldt med stigende vandløbsstørrelse (Welch's test, $P < 0,001$). Disse parametre reguleres primært af lokale jordbundsforhold. Den højere koncentration af kalcium og bikarbonat samt højere alkalinitet i små sammenlignet med store vandløb afspejler formentlig den geografisk skæve fordeling af store vandløb, som fortrinsvis er beliggende i Jylland, hvor der især i vest og nordvest Jylland er mere sandede geologiske forhold. Samtidig er der en naturlig øst-vest gradient med højere alkalinitet og højere bikarbonat- og kalciumkoncentrationer i de østlige sammenlignet med vestlige vandløb (Wiberg-Larsen m.fl. 2012).

Variationen i koncentrationer af de parametre, der primært oprinder fra menneskelige aktiviteter, er også afhængig af vandløbsstørrelse (tabel 3.2, angivelser for standardafvigelse) (Bartlett's test, $P < 0,05$ for ammonium-kvælstof, nitrit+nitrat-kvælstof, biokemisk iltforbrug og opløst fosfat fosfor). Den klart største variation i middelkoncentrationer af ammonium-kvælstof, nitrit+nitrat kvælstof, biokemisk iltforbrug og opløst fosfat fosfor findes i de mindste vandløb, og denne variation aftager med stigende vandløbsstørrelse for begge

overvågningsperioder. Dette afspejler en enorm variation i de vandkemiske forhold i de mindste vandløb, hvor den relative berøringsflade med menneskelige aktiviteter er størst. Derudover må det forventes, at især kvælstof- og fosforparametre varierer tilsvarende inden for det enkelte vandløb, og at denne variation er højere i de små sammenlignet med større vandløb. Dette forventes, fordi koncentrationen af disse stoffer i høj grad varierer med nedbørmængder (transport via overfladeafstrømning og drænafløb), og fordi det hydrauliske regime påvirkes stærkere af nedbør i små sammenlignet med store vandløb, forventes næringsstofkoncentrationerne at variere tilsvarende.

En sammenligning af koncentrationsniveauer mellem de to overvågningsperioder viste en signifikant positiv udvikling i den økologiske vandkvalitet (faldende koncentrationer fra 2004-2009 til 2010-2015) for ammonium-kvælstof i de største vandløb (>10 m) (Unequal variance t-test, $P = 0,01$), nitrit+nitrat kvælstof i alle vandløb (Unequal variance t-test, $P < 0,001$ for alle størrelseskategorier) og biokemisk iltforbrug i alle vandløb med bredde >2 m (Unequal variance t-test, $P = 0,013-0,039$) (tabel 3.2). Der var ingen signifikant udvikling i koncentrationsniveauerne for opløst fosfat fosfor og total-jern (Unequal variance t-test, $P > 0,05$).

3.7 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

Kontrolovervågningen af miljøfremmede stoffer (MFS) og metaller i NOVANA 2011-2015 omfatter 25 vandløbsstationer med undersøgelse af hver station i et år af programperioden. De årlige undersøgelser omfatter 12 vandprøver pr. vandløbsstation (indsamlet på månedlig basis) samt en sedimentprøve. Arbejdet med data for disse stoffer er baseret på gennemsnitskoncentrationer for den enkelte vandløbsstation og flugter dermed med afrapporteringen af MFS-koncentrationsniveauer til EU. Den samlede liste over analyserede parametre og deres anvendelsesstatus kan findes i programbeskrivelsen for NOVANA 2010-2015 (Naturstyrelsen 2011).

I tilfælde, hvor et stof forekommer i vandprøver i koncentrationer, der er lavere end den analytiske detektionsgrænse, anvendes følgende fremgangsmåde til beregning af middelværdi, median osv. (Boutrup m.fl. 2015): Hvis fundhyppigheden er større end 20 % for prøver indsamlet i samme vandløb, indgår værdier mindre end detektionsgrænsen i beregning af middelværdi, median osv. med værdien $1/2 \cdot \text{detektionsgrænse}$. Ved fundhyppigheder under 20 % indgår værdier under detektionsgrænsen med værdien nul.

Koncentrationer af metaller og organiske forbindelser i sedimentprøver er ikke retvisende for den egentlige biotilgængelighed af disse stoffer, da tungmetaller og især stærkt fedtopløselige organiske forbindelser vil sorbere til sedimentpartikler. Sorptionskapaciteten i sediment stiger med stigende indhold af organisk stof. Imidlertid er data for organisk stofindhold i sedimentprøverne ikke tilgængelige. Derfor er de rapporterede koncentrationsværdier ikke normaliseret og dermed ikke retvisende for den egentlige biotilgængelighed. Der findes for de fleste stoffer endnu ikke kvalitetskriterier for sedimenter i overfladevand, så de rapporterede koncentrationer skal fortrinsvis bruges til at give indtryk af miljøforekomsten og den potentielle udvikling i disse.

3.7.1 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandfasen

Alle undersøgte metaller, på nær kviksølv, havde detektionsfrekvenser nær 100. Miljøkvalitetskravene for de fleste metaller skal vurderes i relation til aktuelle baggrundskoncentrationsniveauer for at kunne sammenholde fundkoncentrationerne med tilladte grænseværdier (Boutrup m.fl. 2014) (tabel 3.3). Disse baggrundskoncentrationsniveauer kendes for barium, kobber, nikkel og zink (Bak & Larsen 2014). Kvalitetskravene blev hyppigst overskredet for barium og zink (tabel 3.3) (hhv. 54 og 73 % af prøverne), mens kvalitetskravene blev overskredet for hhv. 15 og 9 % af vandprøverne for nikkel og bly. Gennemsnitskoncentrationen af zink faldt signifikant med stigende vandløbsstørrelse (lineær korrelation, $r^2 = 0,19$, $P < 0,05$), hvilket antyder, at zink primært stammer fra menneskelige aktiviteter, og at fortyndingsfaktoren, som for makronæringsstofferne, spiller en rolle.

Tabel 3.3. Forekomst af metaller i vandprøver fra NOVANA-kontrolovervågningsstationer. Prøverne er indsamlet i perioden 2011-2015. Koncentrationer er angivet som µg/L. Kvalitetskrav for ferskvand er angivet samt antallet af prøver, hvor kvalitetskravet er oversteget.

	Antal stationer	Middel konc.	Median konc.	Min. Konc.	Maks. Konc.	Kvalitetskrav	Andel prøver > kvalitetskrav	% fund > DG
Barium	6	36,22	51,5	5,7	83	9,3 ¹	38/71 ²	100
Bly	25	0,200	0,029	0,02	5,2	0,34	27/304	86,5
Cadmium	25	0,018	0,005	0,003	0,088	0,25 ¹	0/316	96,8
Krom	6	0,328	0,165	0,12	2,6	3,4	0/71	100
Kobber	16	1,425	1,05	0,045	3,5	1,0 ¹	58/172 ²	100
Kviksølv	22	0,003	0,001	0,001	0,075	0,05 ¹	4/257	31,5
Nikkel	25	2,099	1,0	0,078	17	2,3 ¹	46/304 ²	99,3
Zink	8	16,33	7,75	1,3	49	7,8 ¹	54/74 ²	100

¹Baggrundskoncentrationer skal være kendte for at vurdere, om kvalitetskrav overskrides.

²Fundkoncentrationer justeret for baggrundsniveau.

Blandt pesticiderne indgår der kun herbicider og nedbrydningsprodukter af disse i NOVANA-programmet for vandløbsvand på kontrolovervågningsstationer. De klart mest hyppigt fundne stoffer er glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA, 2-6-dichlorbenzamid (BAM – et nedbrydningsprodukt af det forbudte dichlobenil), MCPA og prosulfocarb. Tilsvarende er de højeste koncentrationer af enkeltstoffer fundet for glyphosat og MCPA (tabel 3.4). I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke fundet overskridelse af kvalitetskravene på NOVANA-stationerne. Dog forekommer maksimumkoncentrationerne af pesticider typisk ifm. kraftige nedbørshændelser, hvor koncentrationsniveauet gennemsnitligt øges med en faktor 10 sammenlignet med koncentrationer under basisvandføring (Bundschuh m.fl. 2014; Rasmussen m.fl. 2015). Da vandprøverne indsamles uafhængigt af klima og nedbør, må det forventes, at de fundne koncentrationer underestimerer maksimumkoncentrationer og dels middelkoncentrationer.

En nærmere analyse af mediankoncentrationer af de hyppigst forekommende og stadig aktivt brugte pesticider (glyphosat og MCPA) samt samlede koncentrationer af alle fundne herbicider viser entydigt, at de højeste koncentrationer, som for udvalgte vandkemiske parametre (afsnit 3.6), findes i de mindste vandløb (tabel 3.5). Dette skyldes formentlig dels, at der er en lavere fortyndingsfaktor i små vandløb sammenlignet med store vandløb, og dels at den relative kontaktflade mellem vand og land er større for små sammenlignet med store vandløb. Der er dog ikke taget højde for, at arealanvendelsen kan være forskellig imellem det gennemsnitlige opland i små og store vandløb.

Tabel 3.4. Forekomst af herbicider og nedbrydningsprodukter af herbicider i vandløbsvand på NOVANA-kontrolovervågningsstationer for perioden 2011-2015. Koncentrationer er angivet med enheden µg/L. Eventuelle miljøkvalitetskrav er præsenteret. Mediankoncentrationer er kun præsenteret, hvor detektionsfrekvensen > 20 % for mindst 11 vandløb.

	Antal stationer	Median	Maks.	% fund > DG	Kvalitetskrav
2,6 dichlorobenzamid	21	0,011	0,083	40,3	78
AMPA	21	0,12	2,2	81,2	
Atrazin	21	<DG	0,017	0,7	0,6
Bentazon	21	<DG	0,23	6,7	45
DEIA	21	<DG	0,015	1,2	
Diuron	21	<DG	0,074	5,5	0,2
DNOC	21	<DG	0,12	12,3	
Glyphosat	21	0,087	8,9	78,9	
Isoproturon	21	<DG	0,041	1,2	0,3
MCPA	21	0,070	26	36,1	
Mechlorprop	21	<DG	0,62	13,5	18
Pendimethalin	21	<DG	0,019	0,7	
Prosulfocarb	21	<DG	0,3	16,7	
Simazin	21	<DG	0,052	0,7	1
Terbutylazin	21	<DG	0,05	1,2	
Trichloreddikesyre	21	0,013	0,29	37,3	

Tabel 3.5. Middelværdier baseret på 90 %-fraktiler for NOVANA-stationernes totalconcentrationer af herbicider samt for glyphosat og MCPA fordelt på størrelseskategorier af vandløbene. De mindste vandløb (<2 m brede) er ikke medtaget pga. for få replikater (n = 2).

	2-5 m (n = 10)	5-10 m (n = 4)	>10 m (n = 4)
Total herbicid koncentration	1,11	0,54	0,61
Glyphosat (µg/L)	0,46	0,10	0,13
MCPA (µg/L)	0,10	0,07	0,07

Ud over pesticider indgår en række andre miljøfremmede stoffer i kontrol- overvågningsprogrammet for NOVANA, herunder fenoler, aromatiske kulbrinter, detergenter, perflourerede forbindelser, blødgørere og østrogener. Fundfrekvenser og koncentrationer for disse ses i tabel 3.6. Generelt var der lave fundfrekvenser og koncentrationer (sammenholdt med kvalitetskriterierne) af alle disse stoffer, dog med undtagelse af enkelte perflourerede forbindelser og bisphenol A, som blev fundet med de højeste fundfrekvenser, men i lavere koncentrationer end kvalitetskriterierne.

Tabel 3.6. Forekomst af fenoler, aromatiske kulbrinter, perflourerede forbindelser, detergenter, blødgørere og østrogen i NOVANA-kontrolovervågningsvandløb inden for perioden 2011-2015. Koncentrationer er angivet med enheden µg/L. Eventuelle miljøkvalitetskrav er præsenteret. Mediankoncentrationer er kun præsenteret, hvor detektionsfrekvensen > 20 % for mindst halvdelen af de undersøgte vandløb.

	Antal stationer	Median	Maks.	% fund > DG	Kvalitetskrav
Aromatiske kulbrinter					
Naphtalen	19	<DG	0,068	2,5	2,4
Fenoler					
4-nitrophenol	21	<DG	0,27	9,5	
4-nonylphenol	25	<DG	0,03	0,6	0,3
Bisphenol A	6	<DG	0,14	44,4	17
Nonylphenol-diethoxylater	25	<DG	0,75	1,7	
Nonylphenoler	25	<DG	1,7	8,1	
Nonylphenol-monoethoxylater	25	<DG	0,95	3,7	
Perflourerede forbindelser					
Perflourhexansulfosyre (PFHxA)	6	<DG	0,0009	36,3	
Perflourodecansyre (PFDA)	6	<DG	0,0041	4,2	
Perflouroktansulfosyre (PFOS)	6	<DG	0	0	0,00065
Perflouroktansyre (PFOA)	6	0,0047	0,01	63,6	
Perflourononansyre (PFNA)	6	<DG	0,0062	41,5	
Detergent					
Alkylbenzensulfonat	19	<DG	12	2,4	54
Blødgørere					
DEHP	2	<DG	1,2	4,2	1,3
Østrogen					
17Beta-østradiol	2	<DG	0,121	4,2	0,0001

3.7.2 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i sedimenter

Alle metaller er fundet i koncentrationer, der ligger over detektionsgrænsen. Zink forekommer med de højeste koncentrationer (median=62 mg/kg TS), og de øvrige metaller forekommer med mediankoncentrationer på 0,57-10,5 mg/kg TS (tabel 3.7). Koncentrationer for kviksølv er ikke rapporteret grundet mistanke om fejl i de indrapporterede koncentrationsniveauer (personlig vurdering).

Tabel 3.7. Forekomst af metaller (ikke normaliserede koncentrationer) i perioden 2011-2015. Alle koncentrationer er angivet med enheden g/kg TS. DG = detektionsgrænse. NA indikerer, at data ikke er tilgængelige.

Parameter	Antal stationer	Median	90 % fraktil	10 % fraktil	% fund > DG	DG
Bly	14	0,0093	0,0237	0,0034	100	0,0001
Cadmium	14	0,00057	0,00472	0,00015	100	0,00001
Chrom	14	0,0099	0,0234	0,0031	100	0,0001
Kobber	14	0,00915	0,0367	0,00293	100	0,00001
Kviksølv	NA	NA	NA	NA	NA	0,000001
Nikkel	14	0,0105	0,0247	0,0024	100	0,0001
Zink	14	0,062	0,232	0,013	100	0,001

Der indgår fire pesticider i MFS-overvågningen for sedimenter i vandløb, herunder 2 pyrethroide insekticider (cypermethrin og tau-fluvalinat), et organofosfat insekticid (chlorpyrifos) og et urea herbicid (isoproturon). Kun pyrethro-

iderne er tilladte til brug i det åbne land. Isoproturon blev fundet over detektionsgrænsen (DG = 3 µg/kg TS) i et enkelt tilfælde, mens ingen af insekticiderne blev fundet i koncentrationerne over detektionsgrænsen (1, 2 og 2,5-40 µg/kg TS for hhv. chlorpyrifos, tau-fluvalinat og cypermethrin). En tidligere undersøgelse af pesticidkoncentrationer i vandløbssedimenter for 19 danske vandløb, udført med samme prøveindsamlingsmetode og tidspunkt som anvendt inden for NOVANA-kontrolovervågningsprogrammet, viste fundfrekvenser på hhv. 5, 20 og 20 % for cypermethrin, chlorpyrifos og tau-fluvalinat (Rasmussen m.fl. 2015). Koncentrationsniveauerne for cypermethrin og chlorpyrifos var i denne undersøgelse 2-4 µg/kg TS for cypermethrin og 0,1-11 µg/kg TS for chlorpyrifos (Rasmussen m.fl. 2015). For begge stoffer er der altså tale om koncentrationer, der kan ligge under den anvendte detektionsgrænse under NOVANA-programmet, og de manglende fund af disse stoffer på NOVANA-stationerne kan derfor ikke automatisk anses som egentlige nul-forekomster.

De polyaromatiske kulbrinter (PAH) er fundet i langt de fleste vandløb over detektionsgrænserne. Der ses en stor spredning i koncentrationsniveauerne for størstedelen af stofferne, hvor spredningen spænder flere størrelsesordener (tabel 3.8).

Aromatiske kulbrinter, fenoler, blødgørere og organotin-forbindelser blev alle fundet i vandløbssedimenter med høje fundhyppigheder for især de aromatiske kulbrinter, 4-tert-octylphenol (fenol), dibutyltin (organotin) samt DEHP (blødgører) (tabel 3.9). Forskellen mellem laveste og højeste koncentration varierede imellem de enkelte stoffer fra omkring en til tre størrelsesordener.

Tabel 3.8. Forekomst af polyaromatiske kulbrinter (PAH) (ikke normaliserede koncentrationer) i vandløbssedimenter i perioden 2011-2015. Alle koncentrationer er angivet med enheden µg/kg TS. DG = detektionsgrænse.

Parameter	Antal stationer	Median	90 % fraktil	10 % fraktil	% fund > DG	DG
1-Methylpyren	7	3,5	35	1,4	100	0,5
2-Methylphenanthren	21	3,7	39	<DG	85	0,5-1
2-Methylpyren	7	<DG	49,2	<DG	42	10-30
Acenaphten	7	2,8	11,6	<DG	57	0,5-0,6
Acenaphtylen	21	8,8	61	1,5	91	0,5
Antracen	21	11	51	2,2	100	0,5
Benz(a)anthracen	21	29	110	3,6	91	1,5
Benz(a)flouren	21	7,1	48	0,8	91	0,5
Benz(ghi)perylen	21	30	180	3	100	1
Benz(a)pyren	7	32	188	11,9	100	1
Benzfluranthen b+j+k	21	67	490	9,2	100	1,5
Benzo(e)pyren	21	30	290	3	100	1
Crysen/triphenylen	21	39	450	4,9	95	1
Dibenz(ah)anthracen	21	8,3	48	<DG	85	1
Dibenzothiophen	21	3	32	<DG	47	1-7
Dimethylphenanthren	21	<DG	5,0	<DG	42	1-5
Flouranthen	21	68	310	6	100	3
Flouren	21	2,9	25	0,6	100	0,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	21	26	160	3,4	95	2
Perylen	7	17	97,2	10,2	100	1
Phenanthren	7	26	150	10,6	100	0,6
Pyren	7	52	420	20,6	100	3

Table 3.9. Forekomst af aromatiske kulbrinter, fenoler, organotinforbindelser samt blødgørere (ikke normaliserede koncentrationer) i vandløbssedimenter i perioden 2011-2015. Alle koncentrationer er angivet med enheden µg/kg TS. DG = detektionsgrænse.

Parameter	Antal stationer	Median	90 % fraktil	10 % fraktil	% fund > DG	DG
Aromatiske kulbrinter						
Naphtalen	14	10,5	55,2	2,7	100	0,8
Trimethylnaphtalener	14	2,55	23,5	<DG	64	1
Fenoler						
4-tert-octylphenol	14	1,35	14,2	<DG	57	0,5-2
Octylphenol	14	<DG	<DG	<DG	0	10-100
Organotinforbindelser						
Dibutyltin	14	3,55	14,4	<DG	50	1-3
Monobutyltin	14	<DG	14,7	<DG	42	1-7
Tributyltin	14	<DG	3,43	<DG	21	1-2
Triphenyltin	14	<DG	<DG	<DG	0	0,1-1
Blødgørere						
DEHP	21	220	1300	<DG	85	10-100
Di(2-ethylhexyl)adipat	14	<DG	<DG	<DG	0	10-100

4 Kvælstof i vandløb

Jens Bøgestrand

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de menneskeskabte forøgede tilførsler af kvælstof til havet er her 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 nogle af vores søer. Vandområdeplanerne og vandmiljøplanerne har som et af de vigtigste mål at reducere tilførslen af kvælstof til havmiljøet og til grundvand/drikkevand.

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

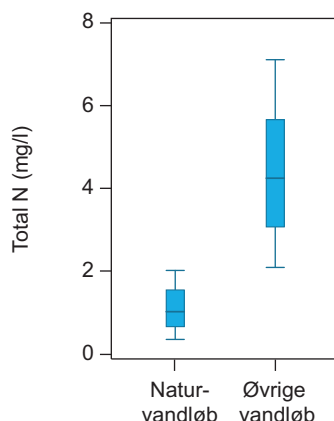
Kvælstof har normalt relativt lille betydning for miljøet i selve vandløbene, bortset fra forhøjede koncentrationer af ammoniak, der har giftvirkning på smådyr og fisk, ligesom forhøjede koncentrationer af ammonium-N kan udelukke tilstedeværelsen af visse vandplanter. Til gengæld er vandløbene en vigtig 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 Vandområdeplanerne.

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

4.1 Tilstanden i 2015

Koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2015 gennemsnitligt omkring fire gange så høj som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (figur 4.1).

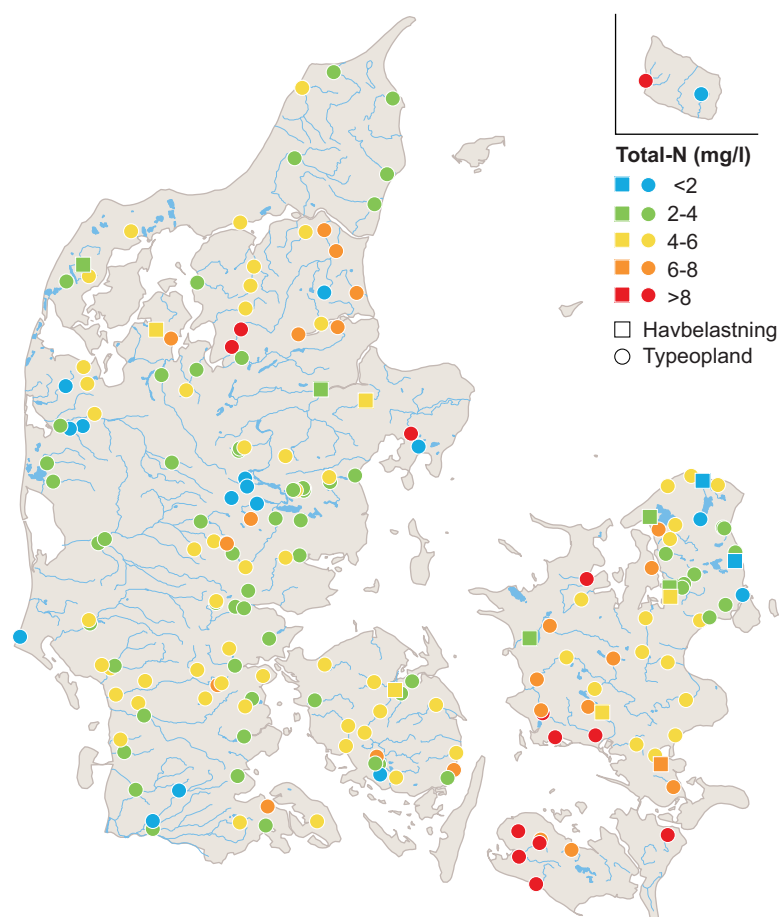
Figur 4.1. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2015. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



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

Vandløb i Vestjylland har bl.a. derfor 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 vandløbene. 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 2015. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



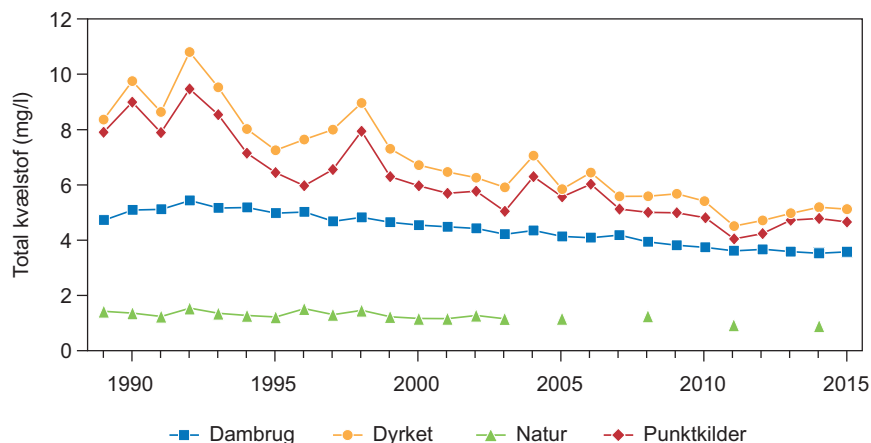
4.2 Udvikling siden 1989

Udviklingen i kvælstofkoncentration er beregnet efter metoden beskrevet i kapitel 6 (lineær regression med to knæpunkter), dog med den forskel, at startåret for de fleste vandløb er 1989, og at ”knækkene” på forhånd er fastlagt til årskiftene 1996/97 og 2010/11. Et mindretal af vandløb er med i analysen, selv om der mangler data for enkelte år i begyndelsen eller slutningen af tidsserien, nemlig årene 1989, 1990 eller 2015. For naturvandløbene bruges kun det tidligste knæk grundet den lave overvågningsfrekvens siden 2008.

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har generelt været faldende, dog med tegn på et langsommere fald gennem de senere år. 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). Der har været betydelige udsving fra år til år, eksempelvis i perioden 2004-6 og i 2011, hvor

koncentrationen faldt brat for i de efterfølgende år at nærme sig det tidligere niveau. I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der været en mindre, men dog betydelig, 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 og mere konstant. De senere år har vist tegn på et fald i kvælstofkoncentrationen i naturvandløb. Der er dog tale om meget få vandløb, hvoraf nogle har svinget meget i koncentration gennem årene, så der kan endnu ikke drages endelige konklusioner. Siden 2011 er der blevet målt på et større antal naturvandløb, hvilket på længere sigt vil give et bedre grundlag for at vurdere eventuelle ændringer.

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) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer samt procentvis ændring i vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof. Middelværdier \pm 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

Alle vandløb omfatter et antal vandløb ud over de fire nævnte typer.

Oplandstype	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	2	0	-34 \pm 12
Dyrket	53	49	0	-45 \pm 4
Punktkilder	69	65	0	-45 \pm 3
Dambrug	14	13	0	-34 \pm 6
Alle	143	130	0	-43 \pm 2

5 Fosfor i vandløb

Jens Bøgestrand

Fosfor er, ligesom kvælstof, et plantenæringsstof og er den vigtigste årsag til forekomsten af en forøget mængde af planktonalger i mange søer. Fosfor kan også være af betydning for tilstanden i nogle 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 den økologiske tilstand i de fleste danske vandløb, idet andre faktorer som dårlige fysiske forhold, fysiske forstyrrelser og spildevandets indhold af let nedbrydeligt organisk stof generelt har større betydning. En nyere analyse af data fra NOVANA har imidlertid vist, at koncentrationen af opløst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) kan spille en vis rolle for visse plantearter og i visse vandløb og herigennem påvirke den generelle økologiske tilstand (Wiberg-Larsen et al. 2012).

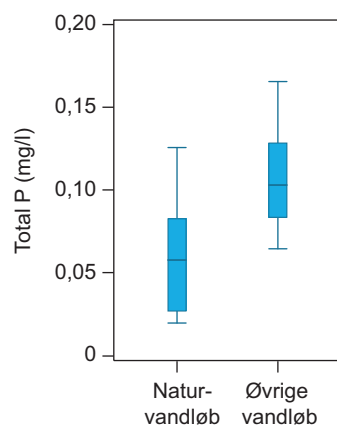
Fosfor transporteres via vandløb til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede transporter vigtige for at kunne vurdere, om tilførslerne til søer og fjorde bliver mindre.

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

5.1 Tilstanden i 2015

Koncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2015 gennemsnitligt (median-værdien) næsten dobbelt så højt som niveauet målt i naturvandløb (figur 5.1).

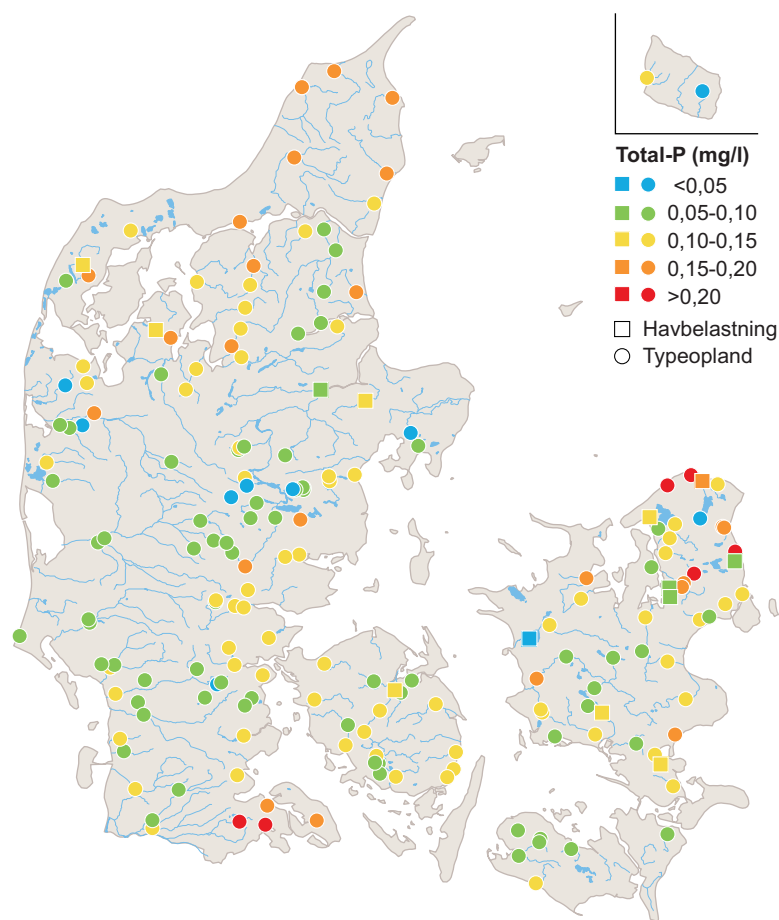
Figur 5.1. Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2015. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whisker diagrammet giver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



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 5.2), 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 renselanlæg 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 2015. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

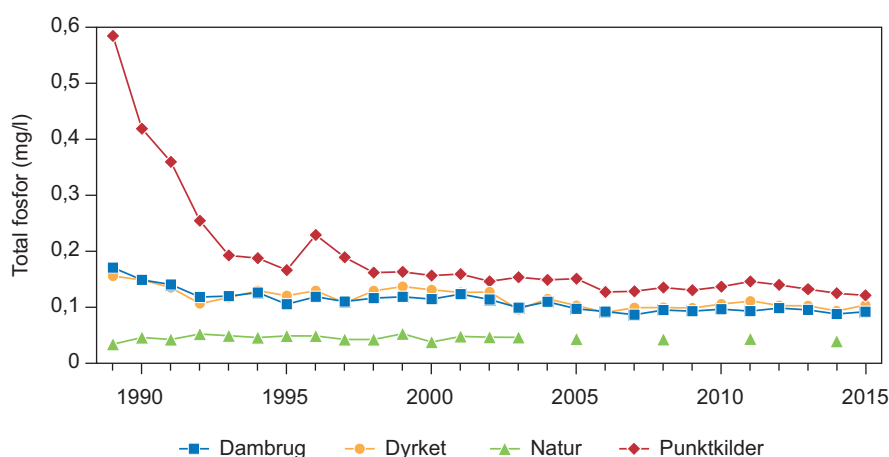


5.2 Udviklingen siden 1989

Udviklingen i fosforkoncentration er beregnet efter metoden beskrevet i kapitel 6 (lineær regression med to knæpunkter), dog med den forskel, at startåret for de fleste vandløb er 1989, og at "knækkene" på forhånd er fastlagt til årskiftene 1995/96 og 2001/02. Et mindretal af vandløb er med i analysen, selv om der mangler data for enkelte år i begyndelsen eller slutningen af tidsserien, nemlig årene 1989, 1990 eller 2015. For naturvandløbene bruges kun det tidligste knæk grundet den lave overvågningsfrekvens siden 2008.

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. Som gennemsnit er faldet dog mindre end i vandløb med påvirkninger fra punktkilder eller dambrug. Regionale forskelle er ikke testet.

Figur 5.3. Udvikling i fosfor-koncentration 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) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringskorrigerede koncentrationer samt procentvis ændring i vandføringsvægtede koncentrationer af fosfor. Middelværdier \pm 95 % konfidensinterval. (+ : stigning; - : fald).

*Alle vandløb omfatter et antal vandløb ud over de fire nævnte typer.

Oplandstype	Antal stationer	Antal med signifikant fald	Antal med signifikant stigning	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	0	0	- 7 \pm 14
Dyrket	32	16	0	-25 \pm 9
Punktkilder	69	62	0	-52 \pm 6
Dambrug	14	12	0	-44 \pm 9
Alle*	145	106	1	-40 \pm 5

6 Kvælstofbelastning af havet

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

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

Danmarks kystlinje er inddelt i kystafsnit af 1.-4. orden, hvor 1. orden som den groveste er inddelt i ni afsnit, mens 2.-4. orden er underinddelinger heraf. Kystafsnittene har siden 1980'erne været grundlaget for arbejdet i de marine konventioner, som Danmark har tilsluttet sig.

6.1 Datagrundlag og metoder

Til beregning af den samlede tilførsel fra land af total-kvælstof til havet omkring Danmark for perioden siden 1990 er der anvendt data fra i alt 169 målestationer. For 114 af disse stationer er der kontinuerte måledata for hele perioden. For 2015 har der været måledata fra 129 af stationerne. De 169 målestationer dækker et samlet opland på 23.910 km² svarende til 55 % af landets samlede areal. For 55 af målestationerne (2442 km² opland) har der IKKE været kontinuerte måledata til stede for hele perioden. Stoftransporter for disse stationer er for måneder uden måledata beregnet via procedurer for "huludfyldning". Den valgte metode hertil er beskrevet i Windolf m.fl. (2013).

For de 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 har tendens til underestimering i den østlige del af landet. For kvælstof er en vigtig modelvariabel i DK-QNP modellen det årligt beregnede kvælstofoverskud på "mark-niveau". Der er i Blicher-Mathiesen m.fl. (2015) foretaget visse justeringer ved beregning i tidsserien (1990-2013) for denne markbalance. I de modelberegninger, der er foretaget i de aktuelle opgørelser, er der dog bevaret den hidtidige tidsserie for markbalancen (Blicher-Mathiesen m.fl., 2012). Dette er gjort fordi det er denne tidsserie, som kalibreringen af DK-QNP modellen er baseret på.

For den del af landet, der afvandes til de såkaldte V1-fjorde, som indgik i vandplanerne for 2009-2015, er der foretaget korrektioner for ovennævnte modelbias. Korrektionerne er foretaget i to trin. Først er der sket en oplands- og månedsspecifik opretning af de modellerede koncentrationer af kvælstof for de fjordoplande, hvor der også har været måledata fra vandløb. Disse korrektioner er antaget også at være gældende for de umålte oplande til de enkelte 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 ni af årets 12 måneder over perioden siden 1990, er der foretaget en korrektion af denne "trend-residual" i de modellerede data. Korrektionen er således udledt oplandsspecifikt for de enkelte fjordes målte oplande og antaget at kunne overføres til de umålte oplande. Der er konkret foretaget en korrektion for "trend-residualer" i oplandet til Mariager Fjord

(opland 36) samt enkelte deloplande til Limfjorden (371, 372, 374, 376). Disse korrektioner er nærmere beskrevet i Windolf m.fl. (2012a).

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder er for samtlige år leveret af Fagdatacentret for punktkilder (tidligere Miljøstyrelsen, nu under Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning). 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 (RBU) har ligeledes været knyttet til et opland, men er fra og med 2013 knyttet til punkter i form af de udledningspunkter, som kommunerne er ansvarlige for, og som forefindes i den fællesoffentlige database for punktkildeudledninger, PULS. De samlede udledninger fra RBU i 2013, 2014 og 2015 er opgjort til at være væsentligt (størrelsesorden 30-40 %) højere end tidligere år, hovedsageligt på grund af et forbedret datagrundlag (Naturstyrelsen 2015), hvilket betyder, at tidligere års opgørelser har undervurderet de samlede udledninger. Vi har ikke forsøgt at korrigere for dette i nærværende rapport.

For at opnå en konsistent tidsserie for spildevandsudledningerne er der foretaget "huludfyldning" i tilfælde af 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 givent år 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 og en fuld tidsserie, som kan bruges i det samlede modelkoncept. For spredt bebyggelse er det sket ved at udnytte den geografiske distribution for 2010 på enkelt-ejendomme 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 2013 på udledningspunkterne fra PULS kombineret med viden om den samlede "aktuelle årsudledning" gennem hele perioden.

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer sig især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere, regnvandsbetingede udledninger og saltvandsbaserede fiskeopdræt. Det er aftalt mellem fagdatacentre 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 renseanlæg, industrielle udledere og regnvandsbetingede udledninger. 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.

6.2 Afstrømningen af kvælstof til havet i 2015

For hele 2015 blev der i alt beregnet en tilførsel på omkring 77.900 tons totalkvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Dette er 21 % mere end for 2014. Samtidig var vandafstrømningen på 421 mm i 2015 godt 22 % større end i 2014. Dermed blev såvel vand- som kvælstofafstrømningen i 2015 noget større end året før.

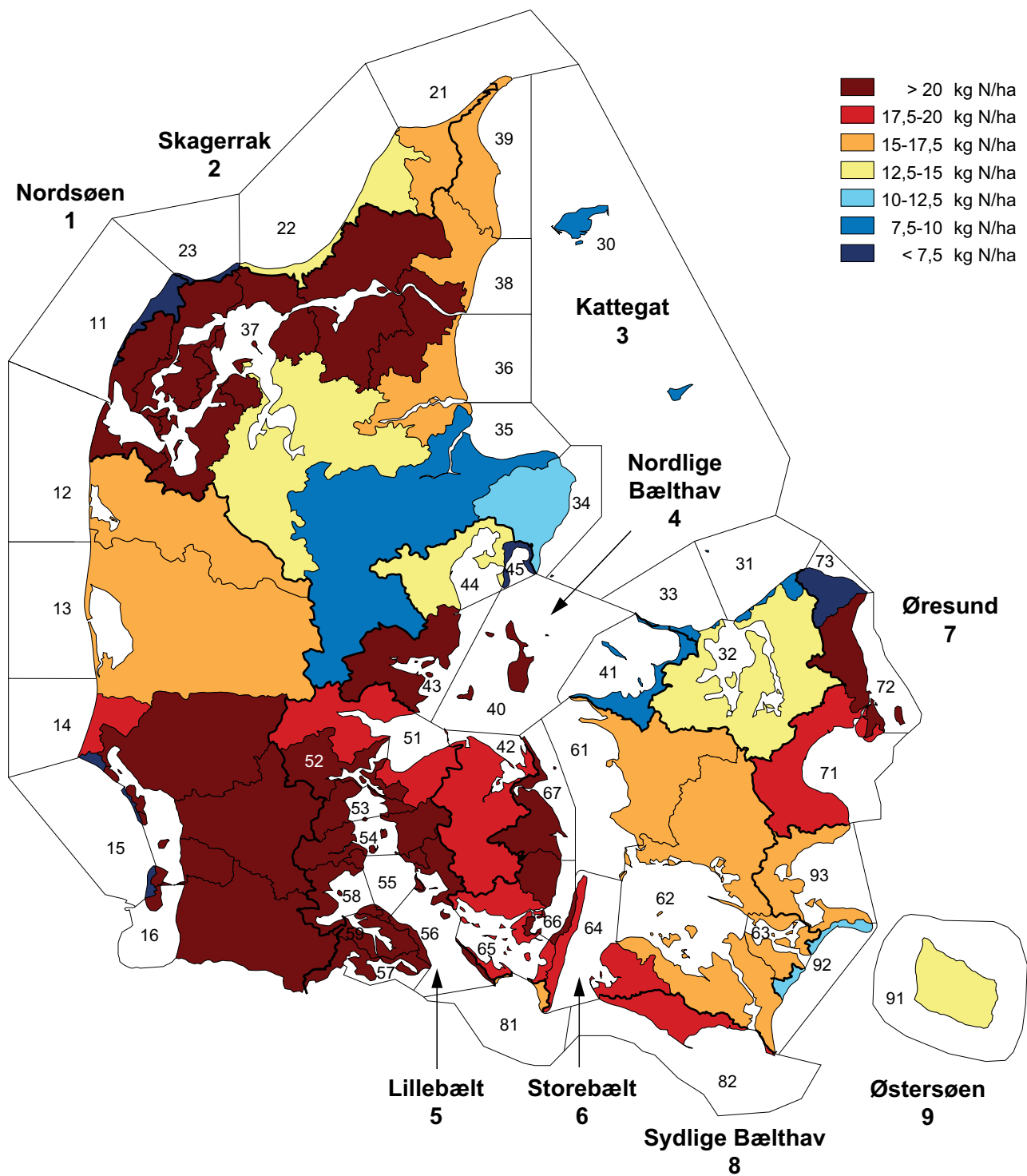
Tabet af total-kvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var som gennemsnit i 2015 omkring 18.1 kg N/ha mod godt 14.4 kg N/ha i 2014. Der var dog betydelige afvigelser imellem de forskellige dele af landet (figur 6.1). I nogle oplande var tabet til de kystnære vandområder mindre, fx i Gudenå-systemet. 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 kvælstofoverskud på markerne typisk er mindre end gennemsnittet (Windolf m.fl. 2012b), samt at vandafstrømningen i det østlige Danmark er væsentligt mindre end mod vest.

Relativt store oplandstab af kvælstof forekom i 2015 – som i 2014 – i store dele af oplandet til Limfjorden og fra oplandene i det sydlige Jylland (figur 6.1).

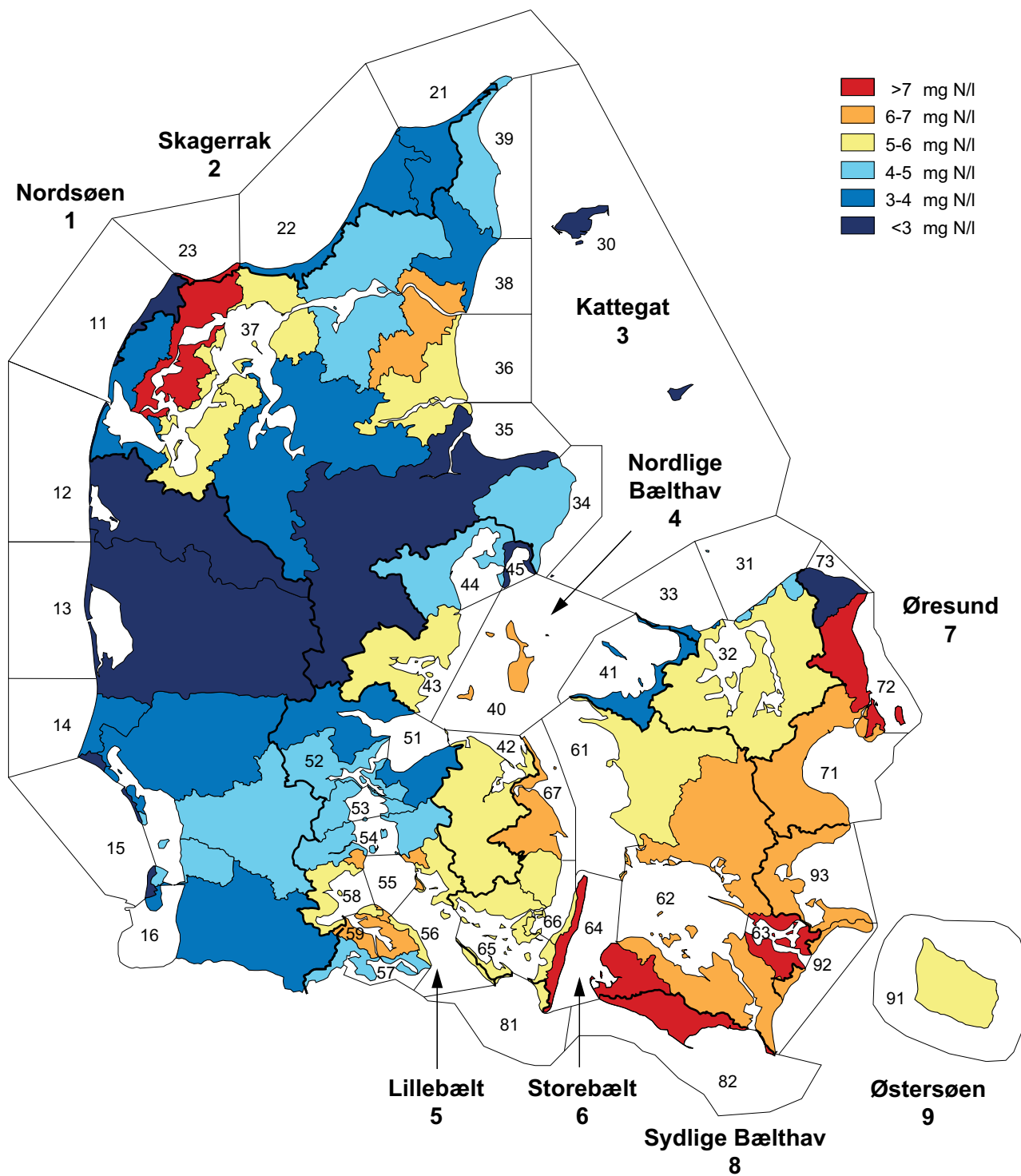
Indholdet af total-kvælstof i det afstrømmende vand til kystvandene var i Jylland generelt mindre end 5 mg N/l og typisk lidt større i det østlige Danmark (figur 6.2). Den absolutte og relative variation over landet var meget lig med den fra året før. I oplandene til fx Randers Fjord, Nissum Fjord og Ringkøbing fjord var koncentrationerne i 2015 – som i 2012-13 – 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 Skjern Å, der afvander til hhv. Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord, sker der en væsentlig fjernelse af det kvælstof, der udvaskes til grundvand. I disse typer af oplande passerer en stor del af det udvaskede kvælstof således nitratreducerende lag i undergrunden, hvorved der sker en fjernelse (denitrifikation) af en væsentlig mængde af det udvaskede kvælstof.

I enkelte oplande – fx visse områder omkring Limfjorden, Mariager Fjord, Horsens Fjord og størstedelen af det østlige Danmark – var koncentrationerne generelt højere end 5 mg N/l.

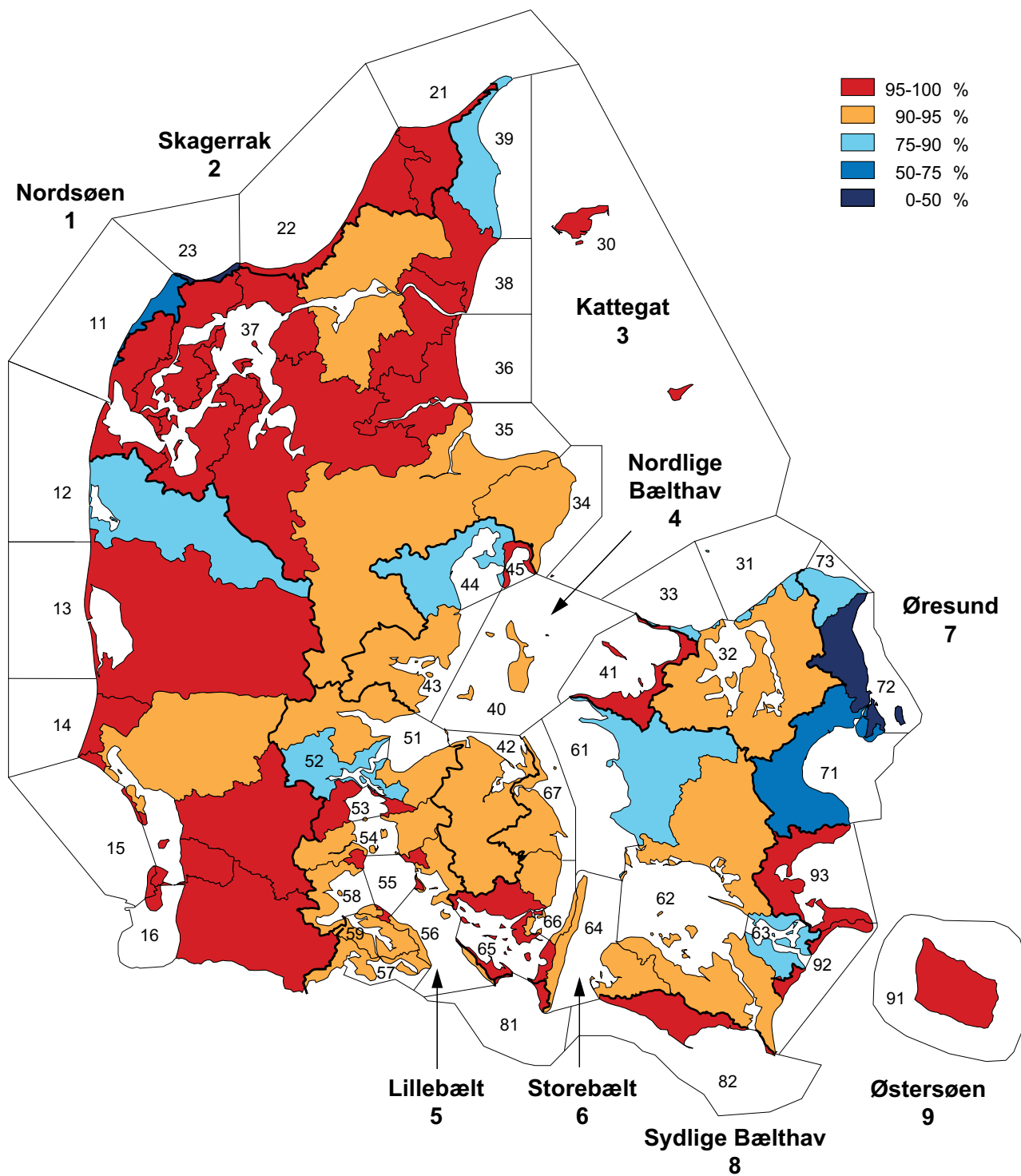
De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede – som i tidligere år – en del fra landsdel til landsdel. De diffuse kilder omfatter tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorder, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredt liggende ejendomme 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 ca. 6.700 tons i 2015, mens den diffuse udledning udgjorde godt 71.000 tons mod knap 56.000 tons i 2014. Det svarer til en fordeling på henholdsvis 10-11 % og 89-90 % af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne for 2012-2015.



Figur 6.1. Tab af total-kvælstof fra oplandene til kystområderne i 2015.



Figur 6.2. Kvælstofbelastning af kystområderne i 2015 angivet som vandføringsvægtede koncentrationer.

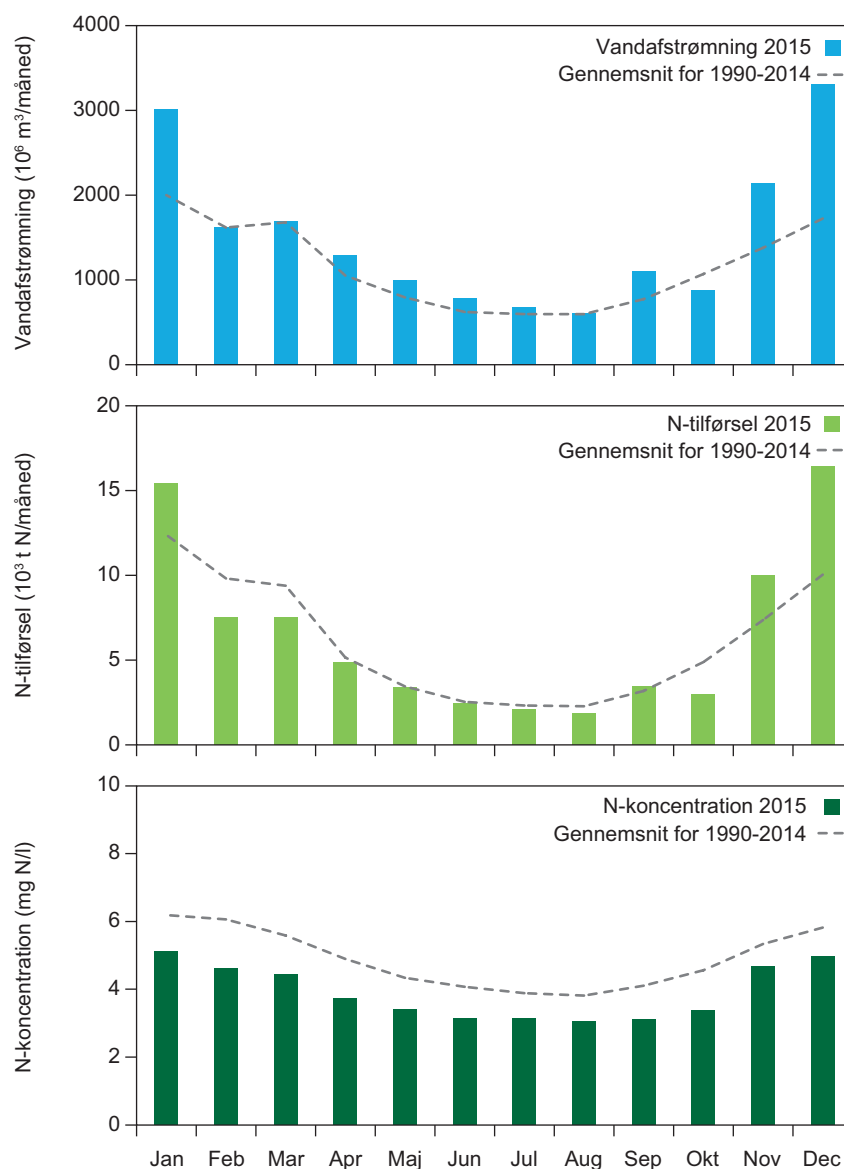


Figur 6.3. Diffus andel af den totale kvælstoftilførsel til kystområderne i 2015.

6.3 Sæsonvariation i vand- og kvælstofafstrømning

I 2015 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark hele 31 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2014 (figur 6.4, se også kapitel 2). Der var dog i de enkelte måneder betydelige afvigelser i forhold til gennemsnittet. I vintermånederne januar og november-december var afstrømningen betydeligt større end i forudgående år. Resten af året var afstrømningen tæt på det gennemsnitlige for den forudgående periode siden 1990.

Figur 6.4. Månedsvise vandafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst) i 2015 og som gennemsnit for perioden 1990-2014.

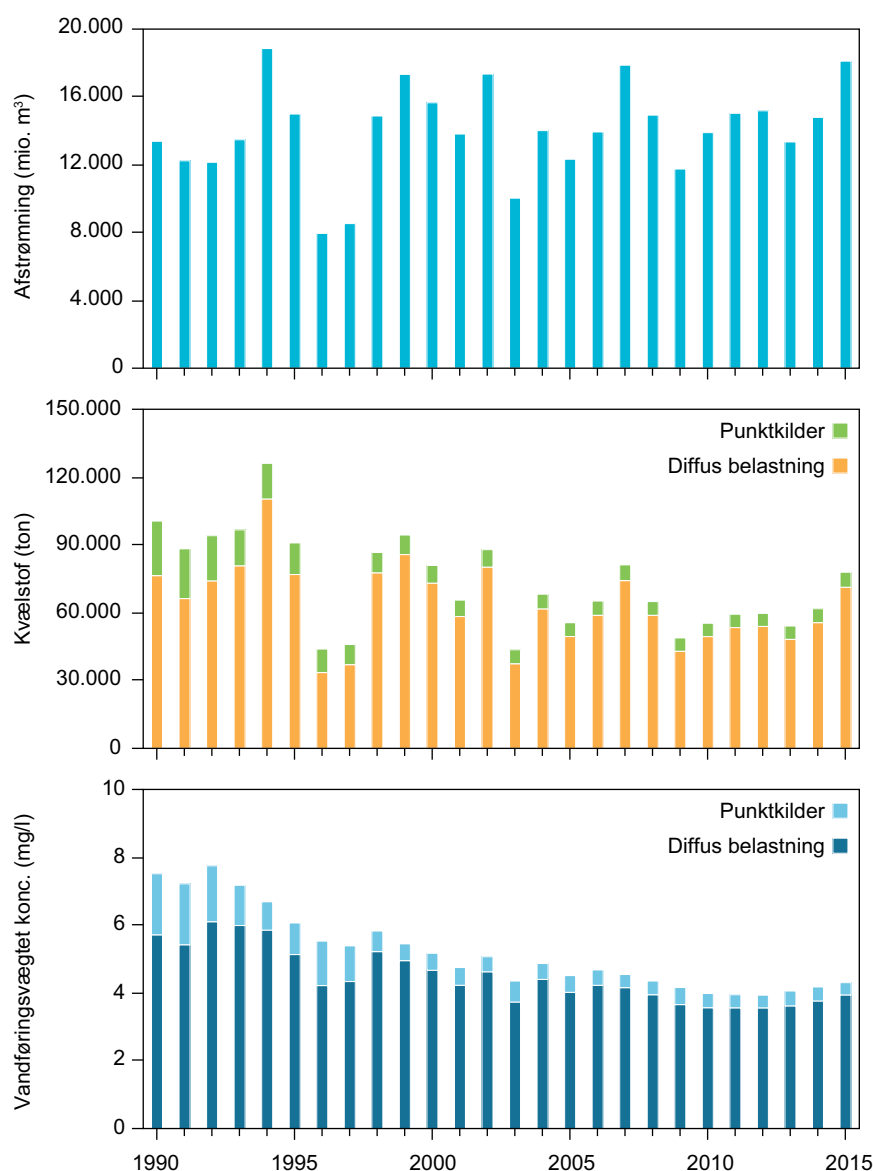


Kvælstofafstrømningen i 2015 var i januar og november-december ligesom vandafstrømningen betydeligt større end gennemsnittet for perioden 1990-2014 (figur 6.4 midt). Kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand for alle måneder var tydeligt mindre end gennemsnittet for perioden forud (figur 6.4, nederst). Det reducerede kvælstofindhold i den samlede vandafstrømning er relateret til de markant reducerede tab af kvælstof fra de dyrkede marker i perioden fra 1990 til 2015 samt af de reducerede udledninger af kvælstof med spildevand.

6.4 Udviklingen i kvælstofafstrømning

Variationen i de årlige samlede kvælstoftilførsler til kystvandene følger i udpræget grad variationen i vandafstrømningen (figur 6.5). Det ses dog også klart af figuren, at kvælstoftilførslen generelt har været faldende siden 1990. Faldet har specielt været tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (figur 6.5, nederst). Koncentrationerne er således faldet fra et niveau på omkring 7-8 mg N/l i starten af 1990'erne til i de seneste fem 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/beregne værdier for hele perioden siden 1990. I 2013 beregnedes en lidt større koncentration på 4,1 mg N/l, og igen i 2014-15 findes en lidt højere koncentration på 4,2-4,3 mg N/l.

Figur 6.5. Udvikling i ferskvandsafstrømning (øverst), kvælstoftilførsel (midterst) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (nederst), 1990-2015. Kvælstoftilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder. Der er i den beregnede kildeopsplitning ikke indregnet retention af udledt kvælstof med spildevand til ferskvand.



Størstedelen af faldet gennem perioden forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse udledninger af kvælstof (figur 6.5, midt og nederst).

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 eller omkring 70 %. I 2015 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'erne.

En statistisk analyse (Mann-Kendall trend test, tabel 6.1) viser, at der er tale om et signifikant fald i den vandføringsvægtede koncentration af total- kvælstof i den samlede afstrømning til havet. Signifikansen af tidsserier er testet ved anvendelse af Mann-Kendall trend test samt lineære modeller med et eller to knæpunkter (Carstensen & Larsen 2006). For alle de analyserede tidsserier anvendes en iterativ proces til udpegning af de knæpunkter, der giver den største statistisk signifikante forbedring af modellen for den pågældende tidsserie. Det totale fald over perioden er beregnet ved formlen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2015} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}}$$

hvor tidsserie estimater for start år og slut år er beregnet ud fra de to eller tre lineære regressioners forskrifter. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimaterne for årene 1990 og 2015. Faldet er estimeret til 44 % (95 % konfidensgrænser: 34 til 53 %). 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 ni 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 36 % i perioden 1990-2015 (95 % konfidensgrænser: 18 % til 46 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i det diffuse koncentrationsbidrag mellem 26 % og 46 %.

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 1990-2015, finder man en tilsvarende udvikling i den diffuse kvælstoftransport.

Table 6.1. Mann-Kendall trend test af udviklingen i hhv. den samlede og den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990-2015. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vand-føringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5%-niveau.

Farvandsområde	Kvælstof	
	Diffus tilførsel	Samlede tilførsel
	% ændring	% ændring
Nordsøen	-35	-45
Skagerrak	-42	-56
Kattegat	-26	-33
Nordlige Bælthav	-46	-51
Lillebælt	-41	-52
Storebælt	-39	-41
Øresund	-37	-69
Sydlig Bælthav	-35	-46
Østersøen	-36	-47
Danmark	-36 (-18;-46)	-44 (-34;-53)

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 vil der typisk også være en større kvælstoftransport 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 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 (324 mm/år).

Det bemærkes, at den anvendte normaliseringsmetode ikke tager højde for betydningen af alle klimatiske faktorer. Dette gælder eksempelvis betydning af varierende relative vandafstrømninger og transporter imellem de enkelte år, og der er ej heller taget højde for eventuelle betydninger af varierende temperaturer.

Når data søges normaliseret, er det med den hensigt bedre at kunne belyse betydningen af de påvirkninger af kvælstoftabet til vandmiljøet, der ikke kan forklares af naturlige variationer i klimaforhold. Den helt dominerende påvirkning er her kvælstofudledningerne fra de dyrkede arealer.

Det ses tydeligt, at der gennem perioden er sket et fald i den normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (figur 6.6, øverst).

Selv om det totale fald i kvælstofafstrømningen tydeligt ses at være størst i den første del af perioden (figur 6.6, to øverste delfigurer), antydes der dog også et mindre fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstofafstrømning siden 2005. Det bemærkes dog, at den normaliserede totale kvælstofafstrømning fra diffuse kilder i det senest opgjorte hydrologiske år (2014/15) er beregnet til godt 54.000 tons kvælstof mod godt 52.000 tons det forudgående hydrologiske år. For 2011/12 og 2012/13 beregnedes lidt lavere afstrømningsnormaliserede tilførsler (omkring 49.500 tons kvælstof). De forudgående års fald synes således at være klinget af i de senere år.

Ud over 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 (næstøverst). Her er regnet i hydrologiske år (31. april til 1. maj, idet dette er mest korrekt ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus kvælstoftilførsel til havet. Det fremgår, at der med den anvendte metode beregnes en kvælstoftilførsel på over 100.000 tons kvælstof i starten af perioden. For de seneste fem hydrologiske år har de beregnede normaliserede kvælstoftilførsler været mellem 55.000-61.000 tons kvælstof. Heraf stammer omkring 5.800 til 6.400 tons fra spildevandsudledninger fra punktkilder.

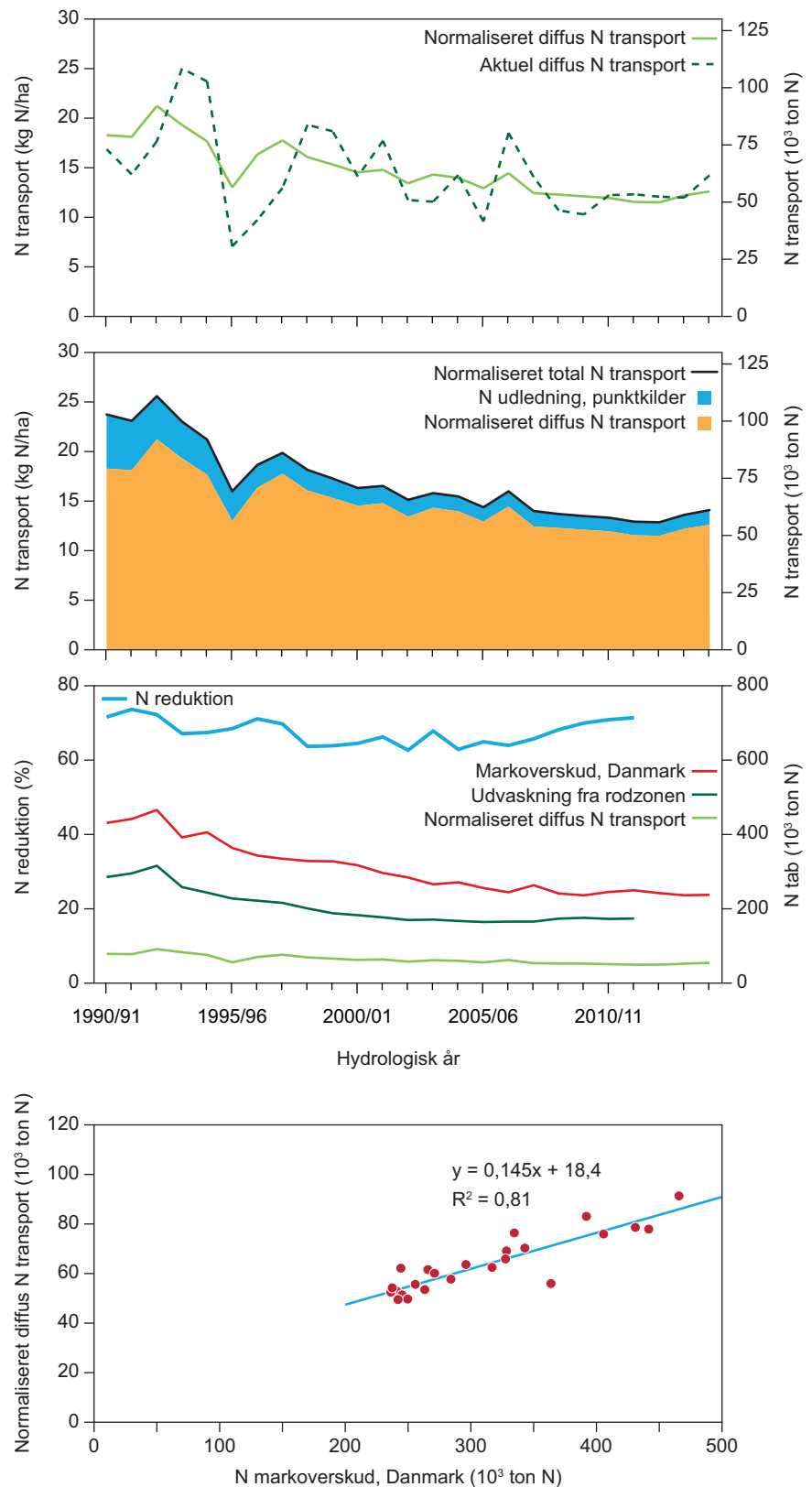
For de senest opgjorte hydrologiske år (2014/15) fås en årlig normaliseret total transport på ca. 60.600 tons N/år.

Forsøges der normaliseret på kalenderår, fås for 2016 en normaliseret transport fra diffuse kilder på knap 55.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 6.700 tons kvælstof beregnes således en samlet normaliseret tilførsel på knap 62.000 tons N. En sådan normalisering er dog lidt problematisk, fordi den sammenstykkedes af data fra to hydrologiske år (se sidste afsnit 6.6 for yderligere diskussion heraf). For 2011-2015 beregnes en gennemsnitligt afstrømningsnormaliseret total transport på omkring 58.000 tons N/år (estimeret ved gennemsnitlig vandafstrømning for hele perioden på 326 mm/år).

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 næstnederst). Markoverskuddet er forskellen mellem den tilførte mængde kvælstof (handels- og husdyrgødning, kvælstoffiksering, kvælstofdeposition m.m.) og den mængde kvælstof, der fjernes fra markerne via høstede afgrøder. Overskuddet beregnes for såvel dyrkede som udyrkede arealer. For fuldgyltig dokumentation henvises til Blicher-Mathiesen m.fl. (2015). Det ses tydeligt af figuren, at såvel markoverskud som den diffuse normaliserede kvælstoftransport falder i takt med hinanden.

Figur 6.6. Udvikling i indikatorer for kvælstoftransporter beregnet for hydrologiske år.



Der er således – for perioden som helhed – en meget stærk, signifikant lineær relation mellem det nationale markoverskud og den samlede, normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (figur 6.6, nederst). I de seneste fem opgjorte hydrologiske år har kvælstofoverskuddet (mark) varieret mellem 218.000 og 232.000 tons N, og den normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder har varieret omkring 49.000-54.000 tons N.

I figur 6.6 (næstnederst) er også vist udviklingen i den samlede normaliserede kvælstofudvaskning fra rodzonen for dyrkede og udyrkede arealer. For år, hvor der ikke har foreligget anden information om kvælstofudvaskningen, er der indledningsvist udledt en generel relation mellem kvælstofmarkoverskud og kvælstofudvaskning ud fra tilgængelige nationale data. Denne relation er så efterfølgende anvendt til at beregne udvaskningen af nitratkvælstof i år, hvor alene information om kvælstofoverskuddet har foreligget.

På kvælstoffets vej fra rodzonen og ud i vandløb mod fjorde og øvrige kystvande sker der en reduktion i den transporterede kvælstofmængde. Denne reduktion har – opgjort på denne måde – de seneste fem opgjorte år varieret mellem 65 og 70 % (figur 6.6 næstnederst).

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, 2012c). Det gælder eksempelvis 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 liggende grundvand med lang transporttid og med stadigt højt indhold af kvælstof, som bidrager væsentligt til kvælstoftransporten i vandløbene (forsinket effekt i Mariager Fjords opland).

6.6 Sammenstilling af nationale, regionale og lokale kvælstoftransporter

De præsenterede data for kvælstoftilførsler til havet omkring Danmark i dette kapitel er – som beskrevet – baseret på en række målinger fra kystnære stationer suppleret med modelberegnete data for umålte oplande. Der foreligger imidlertid også en lang række andre relevante måledata af kvælstoftransporterne i vandløb. Eksempelvis måledata fra de type-oplande, der er omtalt i kapitel 4. For alle vandløb gælder det, at transporten af kvælstof det enkelte år afhænger af en række faktorer. Den årlige kvælstoftransport er således afhængig af ferskvandsafstrømningen, og normaliseres kvælstoftransporten til en gennemsnitlig vandafstrømning, er det bl.a. i dette kapitel vist, hvorledes den normaliserede kvælstoftransport typisk er relateret til den nationale markbalance for kvælstof.

I figur 6.7 er vist, hvorledes de afstrømningsnormaliserede transport af kvælstof har udviklet sig siden 1990/91. Den normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder for landet som helhed ligger på samme niveau som den samlede målte transport fra de 114 kystnære målestationer, der har ubrudte måleserier siden 1990. Det ses også, at den gennemsnitlige normaliserede kvælstoftransport fra 45 typevandløb i landbrugspåvirkede oplande (>60 % dyrket opland) generelt er lidt højere, men i øvrigt gennem perioden typisk har varieret som kvælstoftransporten fra det samlede målte opland.

Den gennemsnitlige udvikling i typevandløbene er netop ”kun” et gennemsnit. Når der ses på udviklingen i de enkelte typevandløb (landbrug) gennem perioden, er der en stor variation i, hvor meget den normaliserede kvælstoftransport er reduceret fra 1990/91 til 2014/15 (figur 6.8). Reduktionen spænder fra beskedne ca. 10 % i Hvam bæk i Himmerland til mere end 60 % i Skjellegrøften s.f. Viborg.

I vandløb, der afvander oplande med kalkrig undergrund og oxideret nitratrigt "gammelt" grundvand, ses typisk en betydelig forsinkelse i responset på ændret landbrugspraksis. Den beskedne reduktion i Hvam bæk forklares givetvis heraf. Tilsvarende forsinkede responser er iagttaget i lignende oplande i Himmerland og enkelte andre steder i landet.

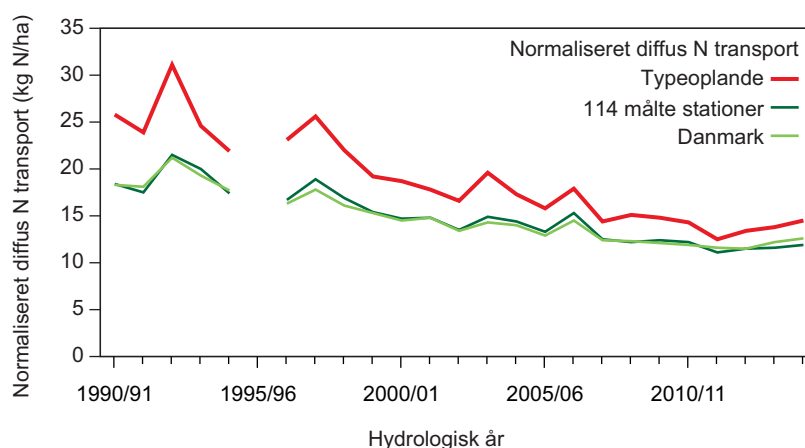
Kvælstoftransporten er i dette afsnit normaliseret til en gennemsnitlig års vandafstrømning. En sådan normalisering tager dog ikke højde for andre klimatiske forhold. Eksempelvis vil der i år med en relativ stor vandafstrømning i vinterhalvåret typisk kunne være en større kvælstoftransport sammenlignet med år, hvor vandafstrømningen – alt andet lige – er mere jævnt fordelt.

Også temperaturforhold vil indvirke på mineralisering af kvælstof, og potentialet for efterfølgende udvaskning af nitrat må forventes at være relateret til temperaturen. Variationer i den normaliserede kvælstoftransport er altså ikke alene et udtryk for variationer relateret til landbrugspraksis.

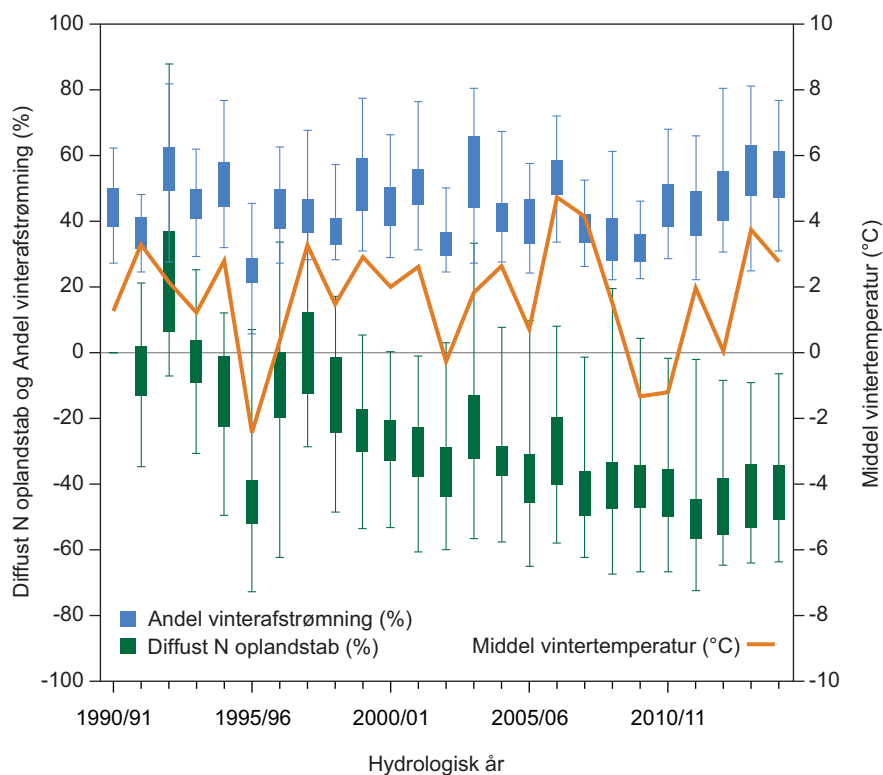
Der pågår p.t. et projekt, hvor metoden til normalisering af kvælstoftransport søges optimeret. Det vurderes herunder, hvorvidt fx variationer i vintertemperatur og den relative andel af vinterafstrømningen kan indgå. Som det ses i figur 6.8, antydes det, at variationen i, hvor meget den normaliserede kvælstoftransport (med den nuværende metode) er ændret (reduktionsprocent), co-varierer med såvel vintertemperatur som andel af vinterafstrømning i de enkelte vandløb. Det er dog vigtigt at betone, at set over hele perioden er den viste udvikling stærkt relateret til udvikling i landbrugspraksis. Markbalancen er øjensynlig en god indikator (figur 6.6). Manglende reduktion i kvælstoftransporten vil nogle steder kunne forklares af dybtliggende nitratberiget oxideret grundvand med lang transporttid ud til vandløbet som omtalt for Hvam bæk og lignende vandløb.

Både i figur 6.7 og figur 6.8 ses det, at den normaliserede kvælstoftransport var meget stor i 1992/93. Dette forklares delvist af, at 1992 var et meget dårligt høstår med ringe udbytte og med en stor pulje/overskud af kvælstof, der efter høst potentielt kunne udvaskes mod vandløb. Men samtidig ses det, at der var en relativt stor vinterafstrømning i vinteren 1992/93. Kombinationen af disse forhold førte til den meget store normaliserede diffuse kvælstoftransport i 1992/93. Endelig vil år-til-år variationer i de beregnede normaliserede kvælstoftransporter sandsynligvis delvist kunne forklares af variationer i andre klimatiske faktorer som fx temperatur samt fordelingen af det enkelte års vandafstrømning.

Figur 6.7. Transport af totalkvælstof fra diffuse kilder. Afstrømningsnormaliseret til gennemsnitlig årlig vandafstrømning for hele perioden. Der er beregnet for hydrologiske år (31. april-1. maj).



Figur 6.8. Relativ udvikling i kvælstoftransport i 45 oplande med en dyrkningsandel, der er større end 60 % og uden betydende spildevandsudledninger. Normaliseret i forhold til gennemsnitlig årlig vandafstrømning i de enkelte vandløb. Det enkelte vandløbs kvælstoftransport er indekseret til 0 i 1990/91. (Min., maks. samt 25 % og 75 % fraktiler). Fordeling af vinterafstrømningens andel (december-februar) af den samlede vandafstrømning i de enkelte vandløb er vist med blå. Endelig er vintertemperatur (december-februar) for landet som helhed illustreret.



6.7 Sammenfatning af resultaterne

- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene i 2015 er beregnet til knap 78.000 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder knap 6.700 tons N/år. Det bemærkes, at spildevand fra spredt bebyggelse indregnes som et bidrag fra diffuse kilder. Beregningerne dette år er baseret på målinger fra 129 kystnære målestationer i vandløb.
- Kvælstoftilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 44 % (vurderet ud fra udviklingen i vandføringsvægtede koncentrationer).
- De diffuse kilders andel af den samlede kvælstofafstrømning til kystvandene var i 2015 omkring 90 %.
- Kvælstoftilførslerne fra diffuse kilder er reduceret med omkring 36 % siden 1990.
- Reduktionen i tilførslerne fra diffuse kilder forklares af et fald i kvælstofoverskuddet og kvælstofudvaskningen på de dyrkede marker. Der er dog stor lokal og oplandsspecifik variation i, hvor meget tilførslerne er reduceret gennem perioden – fra mindre end 10 % til mere end 60 % i de 45 vandløb, der afvander typeoplande med opdykningsgrad på over 60 % og uden betydende spildevandspåvirkninger.
- Den varierende reduktion gennem hele perioden er bl.a. relateret til andelen af "gammelt" oxideret og nitratrigt grundvand med lang transporttid ("Himmerlands- effekt").

- År-til-år variationen i kvælstoftransporten fra diffuse kilder vil – ud over variationer i landbrugspraksis – være relateret til variationer i klimatiske forhold hen over året som fx andelen af årsvandafstrømningen, der sker om vinteren, og vintertemperaturen.

Den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel til havet fra diffuse kilder er for de hydrologiske år 2009/10-2014/15 estimeret til mellem 49.000 og 54.000 tons. Hertil skal lægges et bidrag fra punktkilder på 5.800 til 6.400 tons, således at det nuværende niveau for den samlede normaliserede kvælstoftilførsel til havet omkring Danmark er omkring 55.000-61.000 tons N.

7 Fosforbelastning af havet

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

7.1 Datagrundlag og metode

Fosforbelastningen er, som kvælstofbelastningen, opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene figur 7.3 – 7.5. For måledatagrundlaget og den metodiske tilgang for opgørelserne henvises til kapitel 6. Måledatagrundlaget for opgørelser af fosforbelastningen er – ligesom for kvælstof – i alt 169 målestationer. For 54 af disse har der ikke været komplette måletids-serier for perioden siden 1990, og der har derfor været foretaget en ”huludfyldning” for fosfortransporten på disse stationer på tilsvarende vis som for kvælstof (Windolf m.fl. 2013). For den øvrige del af landet (helt umalte oplande) er belastningen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse tilførsel, og resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra rensesanlæg, 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). Modellen er verificeret og testet på et supplerende datagrundlag, og der er her specielt fundet behov for at korrigere modellen for det vestlige Jylland, idet der her beregnes klart for høje fosforudledninger med den nuværende model (Larsen m.fl., 2014b). En sådan bias-korrektion er endnu ikke udarbejdet, og data i nærværende rapport er derfor tilvejebragt med den hidtidige ”ukorrigerede metode”.

Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse belastning angivet som differencen mellem totalbelastningen og spildevandsudledningerne. Der er således ikke i kildeopsplitningen taget højde for den retention, der sker i punktkildeudledningen som følge af retention i søer i oplandet. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne er tilvejebragt som beskrevet i kapitel 6.1.

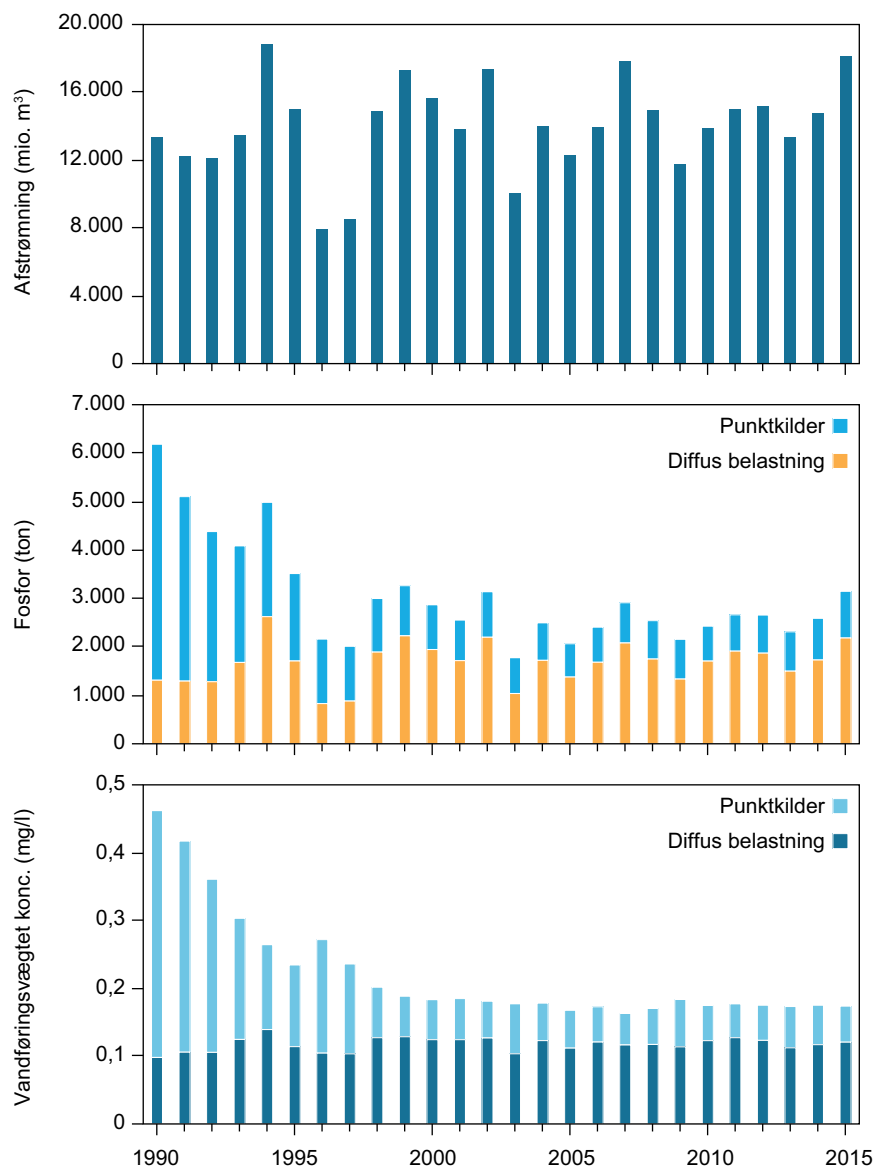
7.2 Fosfortilførsel til havet 2015

I 2015 blev der i alt beregnet en tilførsel af godt 3.100 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (figur 7.1, midt). Det er omkring 21 % mere end året før. Også vandafstrømningen var i 2015 22 % større end året før. Koncentrationen af fosfor i den samlede ferskvandsafstrømning var i gennemsnit 0,174 mg P/l i 2015 og dermed på samme niveau som i de seneste år (figur 7.1, nederst), så forskellen i fosfortilførsel kan forklares ved variation i vandafstrømningen.

Siden 1990 er der sket et markant fald i de samlede fosfortilførsler til kystvandet. 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

(uden spildevand fra spredt bebyggelse, der indregnes som diffus kilde) er således faldet fra omkring 4.900 tons fosfor i 1990 til et niveau på 750-1.000 tons fosfor de seneste år. Spildevandsudledningerne af fosfor fra punktkilder udgjorde i 2015 960 tons og blev dermed de højeste de seneste år. Det skal bemærkes, at allerede i 1980'erne blev der på foranledning af krav fra de daværende amter reduceret kraftigt på udledningerne med fosforholdigt spildevand til visse vandområder. Spildevandstilledningerne med fosfor til fx Limfjorden og Randers Fjord blev således halveret i perioden forud for 1990 (jf. upublicerede oplysninger fra Naturstyrelsen).

Figur 7.1. Ferskvandsafstrømning, samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit og vandføringsvægtet fosforkoncentration for 1990 til 2015. Fosfor er fordelt på udledninger fra diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og udledninger med spildevand fra punktkilder (renseanlæg m.v.). Det bemærkes, at der ikke er indregnet retention i ferskvand af fosfor udledt med spildevand fra punktkilder.



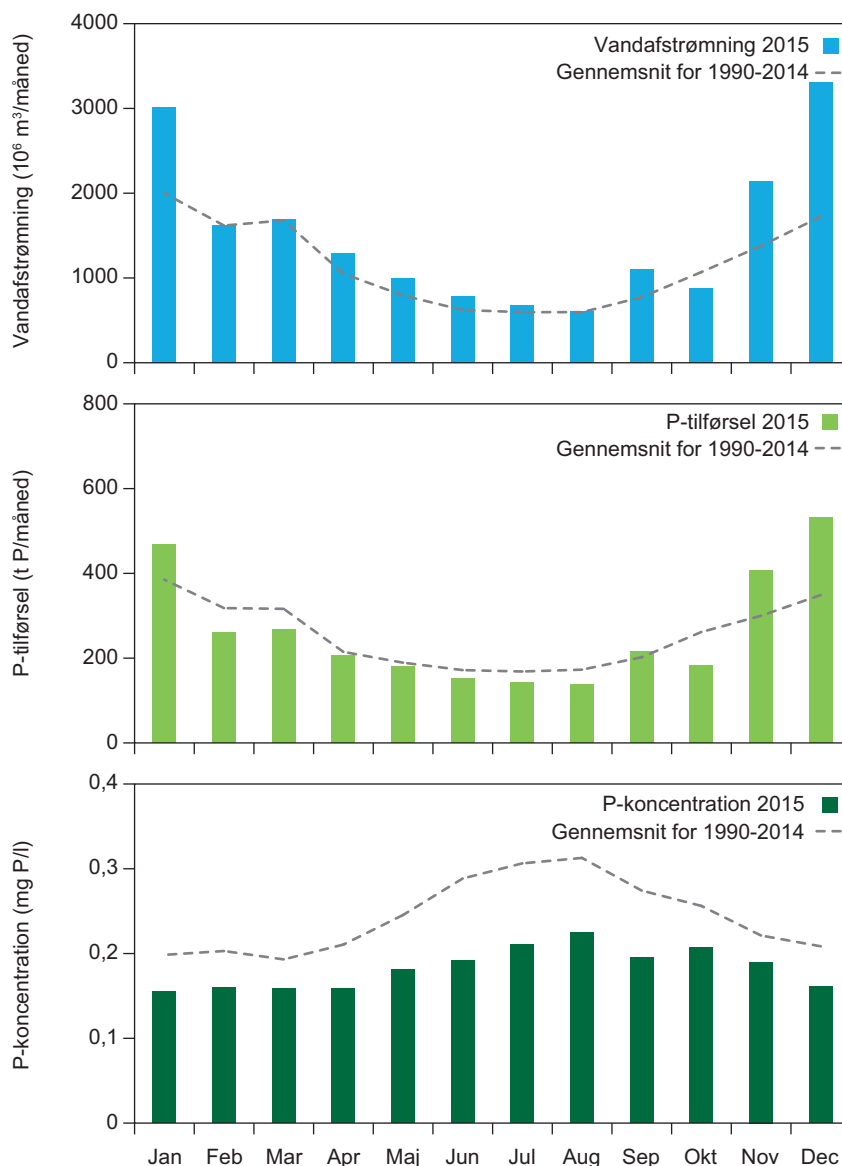
Fosfortilførslerne fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer samt spildevand fra spredt bebyggelse) har derved fået relativt større betydning. De varierer nu – ligesom kvælstof – fra år til år primært med variationerne i den årlige vandafstrømning (figur 7.1, øverst).

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). Efter det markante fald frem til slutningen af 1990'erne ses et

nær konstant niveau de følgende år. Fosforkoncentrationerne i den samlede ferskvandsafstrømning fra Danmark har de sidste 10 år ligget på omkring 0,174 mg P/l (+/- 0,005 S.D.), hvoraf 0,119 mg P/l (+/- 0,005 S.D.) kan tilskrives fosfor udledt fra diffuse kilder. Resten stammer således fra spildevand fra punktkilder (renseanlæg, dambrug m.v.).

Hen over året 2015 var fosfortilførslerne i januar og igen i november- december markant højere end gennemsnittet for tidligere år (figur 7.2, midt). Variationen i fosfortilførslerne fulgte som i tidligere år variationen i ferskvandsafstrømningen. De relativt høje fosfortilførsler i vintermånederne forklares således af den store vandafstrømning i disse måneder (figur 7.2, øverst).

Figur 7.2. Månedsvis vandafstrømning, fosfortilførsel og vandføringsvægtet fosforkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2015 og som gennemsnit for 1990-2014



Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2015, 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 sommermånedene, fordi ferskvandsafstrømningen er mindre (figur 7.2, øverst), hvorved det udledte spildevand ikke 'fortyndes' så meget som i de øvrige måneder.

Dette fænomen er dog mindre tydeligt nu end tidligere, hvor spildevandstilførslen bidrog relativt mere til den samlede koncentration.

Den regionale belastning af kystområderne varierede betragteligt i 2015 (figur 7.3). Det relative mønster i variationen svarede generelt til de foregående år. Størst var oplandstabet (målt som kg P/ha) i Sønderjylland, store dele af Nordjylland, i oplandet til Lillebælt, Århusbugten, Horsens og Vejle Fjord samt Øresund, hvor tabet 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). Koncentrationer mindre end 0,1 mg P/l fandtes i ferskvandsafstrømningen til Ringkøbing Fjord. I det østlige Danmark, samt omkring Aarhus og nordlige Lillebælt, var fosforkoncentrationerne i den samlede vandafstrømning dog noget større. De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i Jylland og mindst i det østlige Danmark (figur 7.5).

7.3 Udvikling i fosforafstrømning 1990-2015

Der har i perioden 1990-2015 været et statistisk signifikant fald i den samlede tilførsel af total fosfor fra land til havet omkring Danmark (figur 7.1 og tabel 7.1).

Signifikansen af tidsserier er testet ved anvendelse af Mann-Kendall trend test samt lineære modeller med et eller to knæpunkter (Carstensen & Larsen 2006). For alle de analyserede tidsserier anvendes en iterativ proces til udpegning af de knæpunkter, der giver den største statistisk signifikante forbedring af modellen for den pågældende tidsserie. Det totale fald over perioden er beregnet ved formlen:

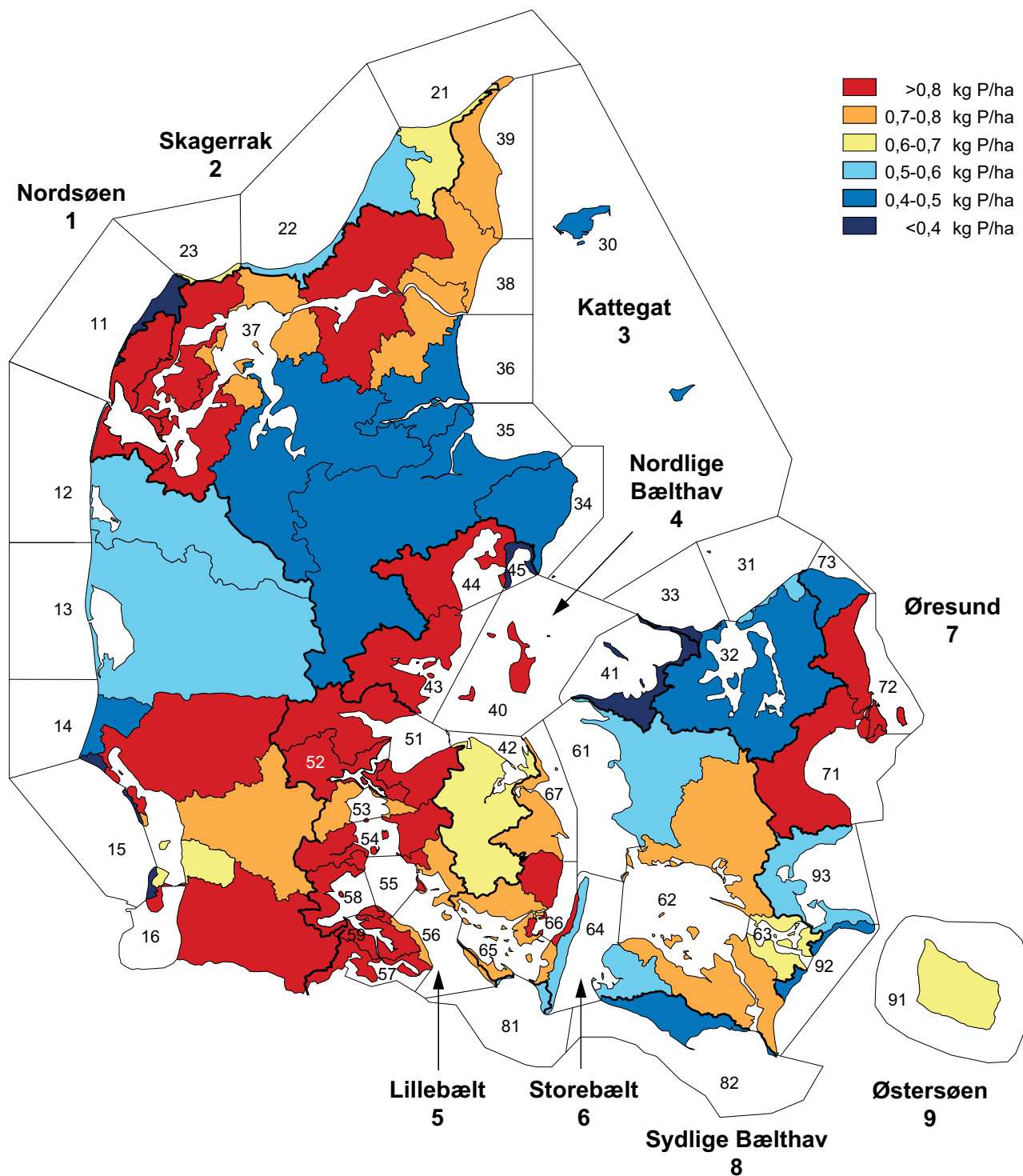
$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2015} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor tidsserie-estimer for start år og slut år er beregnet ud fra de to eller tre lineære regressioners forskrifter. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimerne for årene 1990 og 2015. Faldet er estimeret til omkring 61 %, varierende mellem 46 % til Kattegat og 77 % i tilledningen til Øresund.

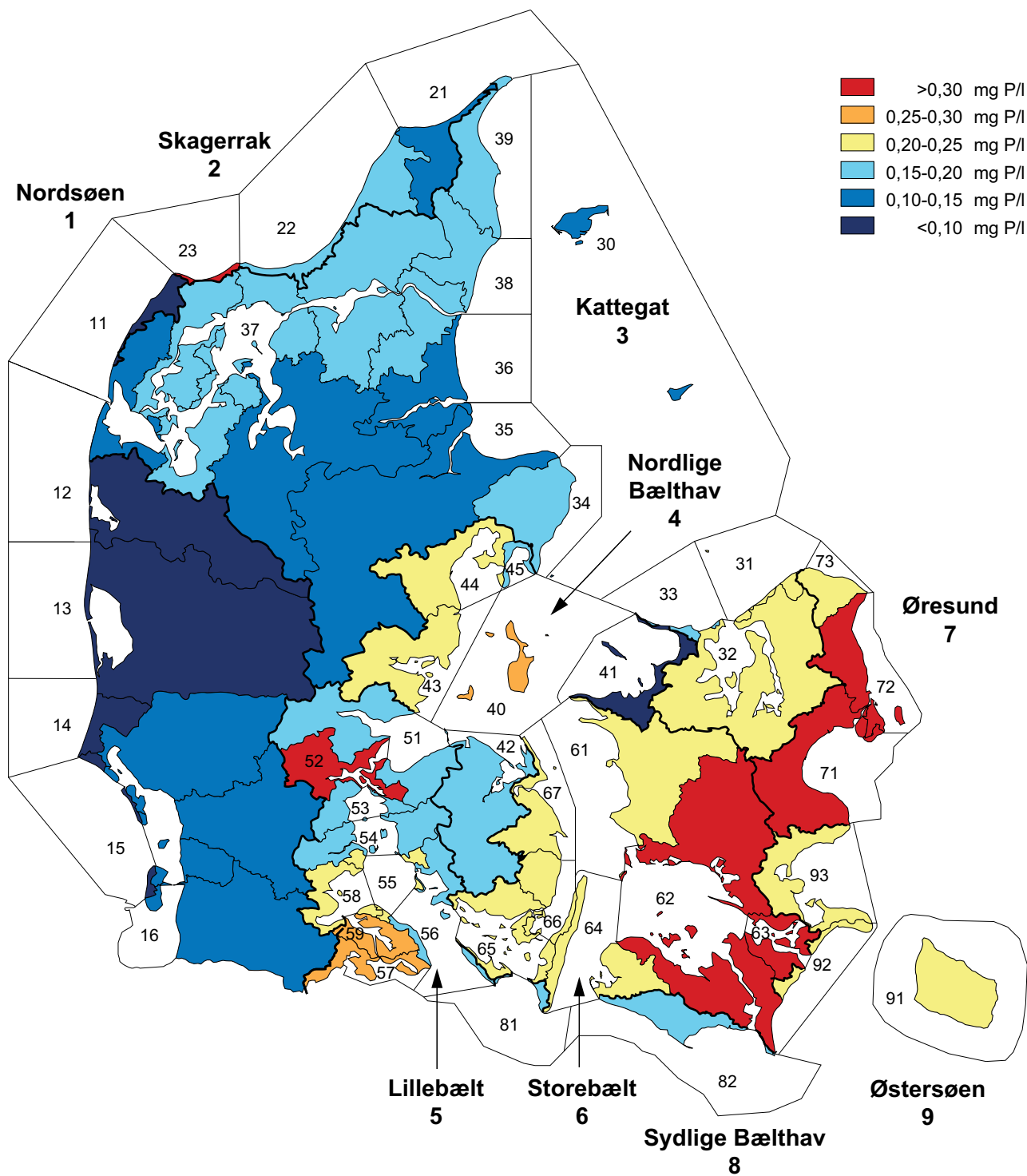
Tabel 7.1. Mann-Kendall trend test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990-2015. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Udviklinger som er signifikante på 5%-niveau er angivet med fed skrift.

Fosfor	
Farvandsområde	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-52
Skagerrak	-69
Kattegat	-46
Nordlige Bælthav	-61
Lillebælt	-69
Storebælt	-64
Øresund	-77
Sydlig Bælthav	-59
Østersøen	-67
Danmark	-61 (-65; -58)

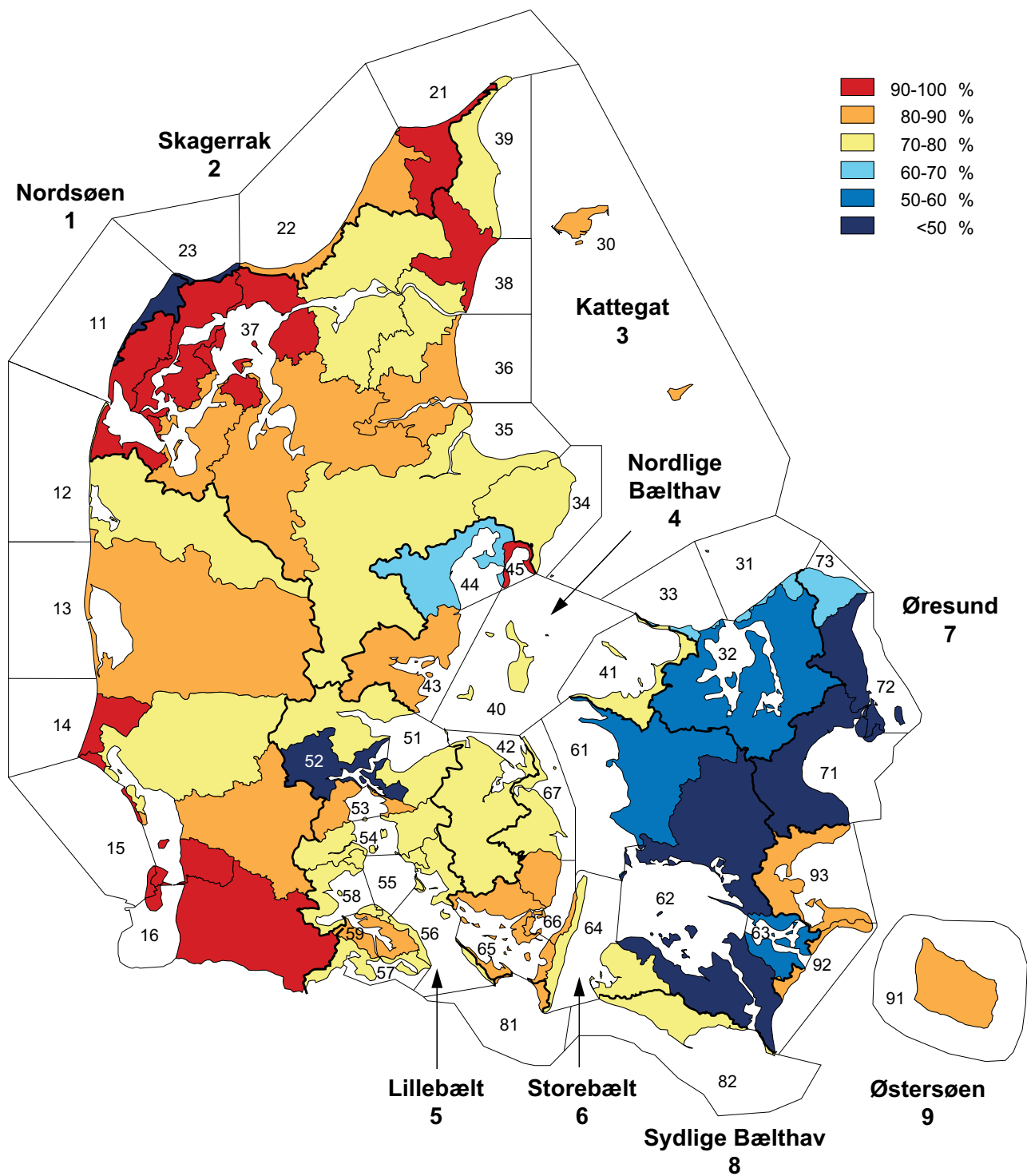
Reduktionen i belastningen af havet med fosfor kan – som allerede fremhævet – forklares ved de reducerede udledninger af fosfor med spildevand. For tilførslerne fra diffuse kilder kan der derimod ikke på landsplan påvises en statistisk sikker udvikling over tid. De signifikante fald i fosforkoncentrationer, der kan påvises i 16 ud af 32 type-vandløb uden udledninger fra egentlige punktkilder (jf. kapitel 5), afspejles således ikke i landstallene.



Figur 7.3. Oplandstab af total fosfor fra oplandene til kystområderne i 2015.



Figur 7.4. Fosforbelastning af kystområder angivet som vandføringsvægtet koncentration i 2015.



Figur 7.5. Diffus andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2015.

Referencer

Bak, J. & Larsen, M.M. (2014) Baggrunds niveau for barium, zink, kobber, nikkel og vanadium i fersk- og havvand. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s.

Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, G. & Thorling, L. (2012) Landovervågningsoplande 2011 NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, s. 148. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 31.

(<http://www.dmu.dk/Pub/SR31.pdf>)

Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Andersen, H.E., Timmermann, A., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. (2015) Landovervågningsoplande 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 120. (<http://dce2.au.dk/pub/SR120.pdf>)

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsch, W., Ernstsén, V., Ellermann, T. & Bossi, R. (2015) Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142 <http://dce2.au.dk/pub/SR142.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>)

Baatrup-Pedersen, A., Göthe, E., Riis, T. & O'Hare, M. (2016) Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Science of the Total Environment* 543: 230-238.

Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Larsen, S.E. & Bøgestrand, J. (2015) Brug af dansk vandløbsplante indeks i små danske vandløb. Verifikation af de økologiske grænseværdier for Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i forhold til den fælleseuropæiske interkalibrering. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20s.

Baatrup-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>)

Bundschuh, M., Goedkoop, W. & Kreuger, J. (2014) Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the Toxic Unit concept – Experiences from long-term measurements. *Science of the Total Environment* 484: 84-91.

Cappelen, J. (ed.) (2016). Danmarks klima 2015. DMI rapport 16-01, s. 95 (<http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/>)

Carstensen, J. & Larsen, S.E. (2006) Statistisk bearbejdning af overvågningsdata - Trendanalyser. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 38 s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 24.

(<http://www.dmu.dk/Pub/TA24.pdf>)

Gräber, D., Wiberg-Larsen, P., Bøgestrand, J. & Baattrup-Pedersen, A. (2014) Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand. - Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 29s.

Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J., Pedersen, S. & Koed A. (2014) Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95 (<http://dce2.au.dk/pub/SR95.pdf>)

Larsen, S.E., Windolf, J. & Kronvang, B. (2014a) Præcisering af trendanalyser af den normaliserede totale og diffuse kvælstoftransport i perioden 2005-2012. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (30. april 2014), 9 s.

Larsen, S.E., Windolf, J. & Kronvang, B. (2014b) Validering af fosformodellen (Upubliceret).

Miljøstyrelsen (1998) Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5, Miljø- og Energiministeriet, 42 s.

Naturstyrelsen (2015) Punktkilder 2014. Miljø- & Fødevareministeriet, Naturstyrelsen, 140 s.

Naturstyrelsen (2011) Det nationale overvågningsprogram for vand og natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse. Miljøministeriet. 179 s.

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.

Pedersen, M.L., Sode, A., Kaarup, P. & Bundgaard, P. (2006) Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning af vandløb. - Faglig rapport fra DMU nr. 590. Danmarks Miljøundersøgelser, 44 s. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR590.pdf>)

Rasmussen, J.J., Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A., Cedergreen, N., McKnight, U.S., Kreuger, J., Jacobsen, D. & Friberg, N. (2015) The legacy of pesticide pollution: An overlooked factor of current risk assessments of freshwater systems. *Water Research* 84: 25-32.

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., Gräber, D., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N. & Rasmussen, J.J. (2016) Trait characteristics determine pyrethroid sensitivity in nonstandard test species of freshwater macroinvertebrates – A reality check. *Environmental Science and Technology* 50(10): 4971-4978.

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

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Ovesen, N.B., Nielsen, A., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. (2015) Vandløb 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – National Center for Miljø og Energi nr. 165. Aarhus Universitet. (<http://dce2.au.dk/pub/SR165.pdf>)

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 s. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>)

Windolf, J., Bøgestrand J. & Kjeldgaard, A. (2012a) Beregning af kvælstoftilførsel til en række udpegede danske fjorde. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen.

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G. & Larsen, S. (2012b) Markbalancer og den diffuse kvælstofafstrømning. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen, 47 s.

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J. & 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., 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. Side 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, N.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., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Bøgestrand, J., Larsen, S.E. & Thodsen, H. (2013) Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990-2011. - Teknisk rapport fra DCE nr. 31. Aarhus Universitet. (<http://dce2.au.dk/pub/TR31.pdf>)

[Tom side]

VANDLØB 2015

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 2015.