



VANDLØB 2020

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 473

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

VANDLØB 2020

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 473

2021

Hans Thodsen
Henrik Tornbjerg
Jonas Rolighed
Søren Erik Larsen
Niels Bering Ovesen
Gitte Blicher-Mathiesen
Ane Kjeldgaard

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 473
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vandløb 2020
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg, Jonas Rolighed, Annette Baattrup-Pedersen, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen, Gitte Blicher-Mathiesen & Ane Kjeldgaard
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	December 2021
Redaktion afsluttet:	December 2021
Faglig kommentering:	Hans Estrup Andersen (Ikke kapitel 3)
Faglig kommentering:	Christian Kjær (kapitel 3)
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Elizabeth Kler
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR473_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A. 2021. Vandløb 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport nr. 473 http://dce2.au.dk/pub/SR473.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Dette års rapport beskriver status og udvikling i økologiske og vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2020.
Emneord:	Vandløb, overvågning, NOVANA, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi, Nitrat
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Colourbox.dk - Vidåen igennem Magrethe-kog syd for Højer.
ISBN:	978-87-7156-646-8
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	82
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR473.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, som efterfølger til det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Kvælstof- og fosfortilførsel til havet	6
Økologisk tilstand i vandløb	6
Summary	8
Nitrogen and phosphorus load to the sea	8
Ecological status in streams	8
1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold	10
1.1 Om overvågningsprogrammet	10
1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport	10
1.3 Den økologiske overvågning	12
1.4 Særlige forhold ved årets rapportering	13
2 Ferskvandsafstrømning, klima og vejr	18
2.1 Datagrundlag og metoder	18
2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning	19
2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland	23
3 Økologisk tilstand	25
Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI)	26
Datagrundlag	26
Økologisk tilstand i perioden 1994-2020	26
Udvikling i økologisk tilstand vurderet med DVFI	28
Konklusion	31
4 Kvælstof i vandløb	33
4.1 Tilstanden i 2020	33
4.2 Udvikling siden 1989	34
5 Fosfor i vandløb	37
5.1 Tilstanden i 2020	37
5.2 Udvikling siden 1989	39
6 Kvælstoftilførslen til havet	40
6.1 Datagrundlag og metoder	40
6.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2020	42
6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel	46
6.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2020	48
6.5 Kvælstoftilførsel fra målt opland	50
6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen	52
6.7 Sammenfatning af resultaterne	55
7 Fosfortilførslen til havet	56
7.1 Datagrundlag og metode	56

7.2	Fosfortilførsel til havet i 2020	57
7.3	Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel	58
7.4	Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2020	62
7.5	Fosfortilførsel fra målt opland	63
7.6	Sammenfatning af resultaterne	65
8	Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer	66
8.1	Nitrattransport og -koncentration for 76 havbelastningsoplande i 2019	67
8.2	Nitrattransport og -koncentration for 30 landbrugsdominerede typeoplande	67
9	Fosforfraktioner i vandløb	71
9.1	Vandføringsvægtede koncentrationer af fosforfraktioner i vandløbene 2017-2020	71
9.2	Sæsonvariation i vandføringsvægtede koncentrationer	75
9.3	Stoftransporter	75
10	Referencer	78

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 i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2020.

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 Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Ecoscience 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 Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for ferskvand. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af Miljøstyrelsen, de tidligere amter og diverse konsulenter på vegne af de nævnte offentlige institutioner samt i beskedent omfang af kommuner og andre.

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af tidligere års rapport om vandløb med data indsamlet i 2020. Den seneste rapport var delt i to, Vandløb 2019 – kemisk vandkvalitet og stoftransport (Thodsen m.fl. 2021) og Vandløb 2019 – Økologisk tilstand (Kallestrup m.fl. 2021), mens denne rapport indeholder både ”kemisk vandkvalitet & stoftransport” og ”Økologisk tilstand”. Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, men først når der er tilstrækkeligt datagrundlag for rapportering. I dette års rapport indgår i forhold til foregående år et kapitel om kvælstoffraktioner i vandløb.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i ’Vandmiljø og natur 2020’, som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Dette års rapport behandler emner som udviklingen i afstrømningen af vand og tilførslen af kvælstof og fosfor til de kystnære havområder. Samtlige data er indsamlet via det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA).

Kvælstof- og fosfortilførsel til havet

Indholdet af kvælstof (N) og fosfor (P) i vandløbene er faldet markant siden 1989. Reduceret udvaskning fra dyrkede arealer er hovedårsagen til, at den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i typeoplande i gennemsnit er reduceret med ca. 48 %, mens reduktionen er på ca. 34 % for fosfor. For fosfors vedkommende skyldes det forbedret spildevandsrensning i byområder og virksomheder. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i vandløbene er dog stadig omkring henholdsvis 4 og 2 gange så høje som dem, man finder i upåvirkede naturvandløb.

Der er for perioden 1990 til 2020 sket reduktioner i den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor fra land til de danske kystvande. Reduktionen i kvælstof- og fosfortilførslen er henholdsvis 43 % og 69 %, beregnet for hhv. den årlige afstrømningsnormaliserede tilførsel (TN) og vandføringsvægtede koncentration (TP). For kvælstof er der alene for den diffuse tilførsel (tilførsel fra dyrkede og udyrkede arealer samt bidrag fra ejendomme, som ikke er tilkoblet renseanlæg) tale om en reduktion på ca. 36 %.

Tilførslen fra land til kystvandene er for 2020 beregnet til hhv. ca. 57.000 tons kvælstof og ca. 2.000 tons fosfor. Disse tilførsler er for de fleste af årets måneder mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2020, og væsentligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990-1994. For 2020 er den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder på 46.000 tons N mod 60.000 i 2019 N (For forklaring på aktuel forskel mellem 2019 og 2020, se afsnit 6.4). Den normaliserede diffuse tilførsel er som middel af de foregående 5 opgjorte år (2015 – 2019) 52.000 tons N, med et interval på 50.000 – 60.000 tons N / år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 5.400 tons N beregnes for 2020 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 51.000 tons N. For 2019 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N tilførsel på 66.000 tons. For de fem år forud for 2020 (2015-2019) er den gennemsnitlige normaliserede N tilførsel på 59.000 tons N med et interval imellem 55.000 – 66.000 tons N / år. Både den normaliserede diffuse tilførsel og den normaliserede totale tilførsel (inkl. punktkilder) er de laveste i overvågningsperioden (1990 – 2020). Ferskvandsafstrømningen i 2020 var 359 mm mod et gennemsnit på 324 mm i perioden 1990-2019.

Eftersom det ikke er muligt at måle på alt vand og stof, som tilføres havet (hverken rumligt eller tidsligt), og der nødvendigvis må anvendes modeller, er der en vis usikkerhed på de beregnede tal.

Økologisk tilstand i vandløb

Der har siden 1994 været foretaget faunaundersøgelser som en del af den nationale overvågning af danske vandløb. Antallet af stationer er steget støt i perioden – fra 104 stationer i 1994 til 245 stationer i 2020, men først fra 1999 er der anvendt en egentlig standardiseret DVFI-metode i undersøgelserne. I

årets afrapportering er det valgt kun at gennemføre egentlige statistiske analyser på udviklingen i DVFI fra 1999 og frem og begrænset til den delmængde, hvor det er tydeligt angivet, at DVFI-prøvetagningsmetoden er anvendt, således at data med sikkerhed kan sammenlignes. Analyserne viser samstemmende, at der overordnet set er en positiv udvikling i DVFI i perioden. Således er der en langt større andel af de i alt 245 stationer, hvor faunaklassen stiger (36 %), end stationer, hvor faunaklassen falder (<1 %), og tilsvarende er der en større andel af stationerne, hvor den økologiske tilstand i form af EQR-værdien øges (41 %), end stationer, hvor denne falder (2 %). Ser man på den generelle udvikling med anvendelse af en logistisk regressionsmodel baseret på vandløbsstationer med gennemgående data fra hele perioden, øges sandsynligheden for målopfyldelse også – fra 37 % i 1999 til 63 % i 2020, og fokuseres der på de seneste fem år alene, øges sandsynligheden også, omend kun begrænset. Sidstnævnte logistiske regressionsmodel er dog baseret på kun 51 stationer, og disse er ikke geografisk jævnt fordelt i Danmark. Det betyder, at de beregnede sandsynligheder derfor skal tages med et vist forbehold.

Summary

This year's report presents topics on the nitrogen and phosphorus runoff to Danish coastal waters. All field data were collected in accordance with the National Monitoring Program for the Aquatic Environment and Nature (NOVANA).

Nitrogen and phosphorus load to the sea

The concentrations of nitrogen and phosphorus in streams have been markedly reduced since 1989. The main reason for the nitrogen reduction is reduced leaching from cropped areas, resulting in a mean reduction of the discharge-weighted mean annual nitrogen concentration of approximately 48%, whereas an approximate 34% reduction in the discharge-weighted mean annual phosphorus concentration is found, mainly due to improved treatment of residential- and industrial wastewater. However, concentrations of nitrogen and phosphorus in the streams are still approximately 4 and 2 times higher, respectively, than in un-impacted streams.

Reduced loads of nitrogen and phosphorus from land to Danish coastal waters have been calculated for the period 1990-2019. The reductions are 43% and 69% for nitrogen and phosphorus, respectively, if calculated as discharge-normalised annual loads (TN) and discharge-weighted mean annual concentrations (TP). Considering the diffuse runoff of nitrogen alone, including leaching from cropped as well as uncropped areas and contribution of wastewater from scattered dwellings, the reduction is approximately 36%.

In 2020, the total load from land was estimated to about 57 000 tons of nitrogen and 2000 tons of phosphorus. For most months, these amounts were significantly lower than the average for the period 1990-2019. The normalised diffuse nitrogen load was calculated to 46 000 ton N compared to 60 000 ton N in 2019 (for explanation of difference between 2019 and 2020 see section 6.4). The normalised mean diffuse load for the presiding five years (2015 – 2019) is 52 000 ton N, ranging between 50 000 and 60 000 ton N. Adding the point source load of 5 400 ton N, the total flow normalised load of 2020 is calculated at approximately 51 000 ton N. For the year 2019, the corresponding value was 66 000 ton N. For the five presiding years (2015 – 2019), the average flow normalised total N load was calculated to be 59 000 ton N with a range between 55 000 and 66 000 ton N / yr. Both the flow normalised diffuse load and flow normalised total load are the lowest throughout the surveillance period (1990-2020). The annual runoff of water was 359 mm compared to 324 mm as the average from 1990-2019.

Since it is impossible to measure the total load of water and nutrients to the sea, the estimated loads are affected by uncertainty, as these loads need to be based on both measurements of discharge and nutrient concentrations combined with model estimates for ungauged catchments.

Ecological status in streams

Since 1994, fauna studies have been carried out as part of the nation-wide monitoring of Danish streams. The number of stations has risen steadily – from 104 stations in 1994 to 245 stations in 2020, but it was not until 1999 that

a standardised DVFI method was introduced in the studies. In this year's report, statistical analyses were made of the development in DVFI from 1999 onwards, limited to the subset for which it is clearly indicated that the DVFI sampling method was used to allow for accurate comparison of data. Generally, the analyses all showed a positive development in DVFI during the period 1999-2020. Thus, there was a far higher proportion of the total number of 245 stations where the fauna class increased (36%) than stations where the fauna class decreased ($< 1\%$) and, correspondingly, there was a larger proportion of stations where the ecological state in the form of the EQR value increased (41%) than stations where it decreased (2%). If you look at the general development using a logistic regression model based on stream stations with recurring data from the entire period, the probability of target fulfilment also increased – from 37 in 1999 to 63% in 2020, and when focusing solely on the past five years the probability still increases, but slightly. However, the latter logistical regression model is based on only 51 stations, and these are not geographically evenly distributed in Denmark. This means that the calculated probabilities should be regarded with a certain caution.

1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold

Hans Thodsen, Annette Baattrup-Pedersen, Jonas Rolighed & Henrik Tornbjerg

1.1 Om overvågningsprogrammet

Denne rapport indeholder data indsamlet i vandløb under NOVANA-programmet (og forudgående programmer) omhandlende vandafstrømning, næringsstofkoncentrationer og heraf beregnede stoftransporter. Desuden indgår lufttemperatur og nedbørsdata.

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

Langt hovedparten af data i NOVANA er indsamlet/tilvejebragt af medarbejdere i de tidligere amter (frem til og med 2006), de nuværende statslige regionale enheder under Miljøstyrelsen samt af en række konsulentfirmaer på vegne af amterne/enhederne. En lille andel af de anvendte data er indsamlede af andre end amterne og MST, fx kommuner.

Indsamlingen/tilvejebringelsen af data har bygget på tekniske anvisninger for "Delprogram for stoftransport og landovervågning". Med revisionen af NOVANA i 2017 er programmet justeret for perioden 2017-2021, men er stadig baseret på de tekniske anvisninger. Disse kan ses på Institut for Ecoscience hjemmeside (Aarhus Universitet): <https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/fagdatacentre/ferskvand/>

Måledata og stoftransporter (på målestationer og 2. ordens kystafsnit) kan findes på <http://odaforalle.au.dk>. Dog er der foretaget en genberegning af alle stoftransporter (på målestationer), hvorved en del stoftransporter er ændret fortrinsvis fra perioden før 2010 samt for 2009-2015. Derfor er nogle stoftransporter ikke de samme som i ODA-databasen.

1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport

Undersøgelserne i NOVANA-programmet af transporten af vand og stof har i 2020 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, suspenderet stof 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 konsistent bestemmelse af den meget varierende vand- og stoftransport med den højest mulige præcision givet de økonomiske og praktiske rammer. NOVANA-programbeskrivelsen kan ses på Miljøstyrelsens hjemmeside (<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf>).

Ved hovedparten af stoftransportstationerne måles med en frekvens på 18 prøver pr. år. For et mindretal (ca. 5 %) af stationer (naturoplande) er frekvensen mindre (12 prøver/år, stationerne overvåges hvert 3. år) og for søtilløb/-afløb (ca. 5 %) lidt mindre (16 prøver/år).

Gennem alle årene i overvågningsperioden har der været anvendt de samme 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. Ved præsentation af stofkoncentrationer er der anvendt vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer, som tager højde for svingninger i vandføring, både over året og fra år til år. Vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer er beregnet ved for en given periode at dividere den samlede stoftransport med den samlede vandafstrømning.

For at sikre en konsistent tidsserie foretages der for hver opgørelse (hver ny rapportering) af vandafstrømning og næringsstofftilførsler til havet en ny beregning for hele perioden fra 1990 til aktuelt opgørelsesår. Det betyder, at flere parametre kan ændre sig imellem hver opgørelse, fx målstationsgrundlaget, modelgrundlaget, inputparametre så som fx nedbøren eller punktkildedata. Der foretages løbende rettelser i måledata, der fører til mindre ændringer i de opgjorte tilførsler. Desuden sker der med mellemrum forbedringer af opgørelsesmetoderne. På grund af disse løbende ændringer kan opgørelsen af tilførsler, afstrømninger og stoftransporter af N & P (og normaliserede versioner af disse) ændres også for år forud for det aktuelle opgørelsesår.

I en del af rapportens analyser er stoftransportstationerne grupperet på grundlag af karakteren af menneskelig påvirkning i oplandet, dvs. i såkaldte typeoplande (Tabel 1.1) – se kapitel 4 & 5. Kriterierne er beskrevet for hver type i Tabel 1.1. Det skal bemærkes, at en del vandløb ikke længere lever op til kriterierne for den oplandstype, de blev tildelt i 1991, og som bruges ved tidsserieanalyserne. Det kan fx skyldes reduceret spildevandstilledning eller nedlæggelse af dambrug. Kriterierne for klassifikationen af dyrkede oplande er lidt forskellige for kvælstof og fosfor. Antallet af stationer i kategorien dyrkede oplande er derfor ikke det samme i kvælstof- og fosforkapitlerne. For 2020 skelnes der kun mellem naturoplande og ikke-naturoplande, da bidraget fra dambrug og andre punktkilder er reduceret så kraftigt, at en kategorisering ikke længere er relevant.

For at vurdere betydningen af forskellige forureningskilder er bidragene til den samlede stoftransport fra diverse kilder opgjort. Kildeopsplitningen er beregnet 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 der på basis af den kendte samlede stoftransport samt det kendte bidrag fra en række punktkilder (byspildevand, industri, dambrug m.m.) beregnes det diffuse bidrag fra det åbne land som differencen mellem punktkildebidraget og den samlede transport. Spildevand fra spredt bebyggelse henregnes i denne opgørelse til det diffuse bidrag.

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. Antal stationer fordelt på oplandstyper, der er anvendt i tidsserieanalyse (1989-2019) og aktuel status i 2020. Oplandstyper for tidsserie-analyser er opgjort efter situationen i 1991.

Oplandstype	Type nr.	1989-2020	2020
		tidsserie-analyser	aktuel status
Naturoplande *	1	6	18
Vandløb i dyrkede oplande (P):			
Dyrkningsgrad > 15%			
Bebyggelse < 50 %	2	29	#
Punktkildebidrag			
< 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha			
Vandløb i dyrkede oplande (N):			
Dyrkningsgrad > 15 %			
Bebyggelse < 50 %	3	49	#
Punktkildebidrag < 0,5 kg N/ha			
Vandløb med punktkilder:			
Punktkildebidrag > 0,5 kg N/ha	4	65	#
Vandløb med dambrugsudledninger:			
P fra dambrug:			
> 30% af total transport	5	12	#
> 40% af punktkildebidrag			
Vandløb i bebyggede områder			
> 50% bebyggelse	6	2	#
Ikke-naturoplande, i alt		128	352

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

ikke opgjort separat for typerne 2-6

Beregninger af udviklingstendenser i transporter af kvælstof og fosfor følger Larsen m.fl. (2014a). Dog foretages beregninger af udviklingstendenser for totalkvælstof i denne rapport (kapitel 6) på baggrund af afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsler (Larsen m.fl. 2020a) og ikke som i Larsen m.fl. (2014a) på baggrund af vandføringsvægtede årskoncentrationer. Derudover følger rapporteringen af stoftransporterne til havet samme principper og har samme omfang som i de foregående års NOVANA-rapporter.

Kortgrundlaget for beregningen af total-kvælstof- og total fosfor tilførsler til havet er ID15v2.4. Kortet kan rekvireres ved at skrive til ID15@ecos.au.dk

1.3 Den økologiske overvågning

Den økologiske overvågning i vandløb gennemføres med det formål at give et generelt overblik over danske vandløbs natur- og miljøtilstand, hvilket indebærer en tilstandsvurdering, der både omfatter biologiske- og fysisk / kemiske kvalitetselementer.

Et vigtigt formål med NOVANA er at kunne præsentere både en oversigt over den generelle økologiske tilstand i danske vandløb, men også at beskrive udviklingen i denne tilstand. Overvågningen sker som udgangspunkt mindst en gang i løbet af en 6-årig periode, men på klimastationerne og DVFI-tidsseriestationerne foretages overvågningen hyppigere, henholdsvis hvert og hvert andet år. Historisk set er udviklingen på DVFI-tidsseriestationerne dog fulgt

endnu tættere med årlige DVFI-prøvetagninger indtil 2016. Herefter er de årlige prøvetagninger erstattet med prøvetagninger hvert andet år.

Dette års rapportering omfatter en status over den økologiske tilstand og udvikling på de 245 DVFI-tidsseriestationer, hvor der i 2020 blev indsamlet bundfaunaprøver til bedømmelse med Dansk VandløbsFauna Indeks, DVFI.

1.4 Særlige forhold ved årets rapportering

1.4.1 Genopretning af TN og TP prøver for perioden 2009 til 2015

Genopretning af TN

Der er sket en genopretning (korrektur) af TN-data målt af laboratoriet Eurofins A/S i perioden 2009-2015 (Larsen, 2021a, b). De genoprettede værdier er anvendt i denne rapport. Baggrunden for genopretningen er, at laboratoriet har anvendt UV-metoden/online-metoden, men skulle have anvendt autoklavemetoden (Larsen m.fl. 2018). For perioden 2016 og første kvartal 2017, hvor analyserne er foretaget af laboratoriet ALS A/S, er der foretaget en korrektur af TN- og TP-værdierne, for gennemgang se Thodsen m.fl. (2021).

Til NOVANA-rapporten "Vandløb 2018" (Thodsen m.fl. 2019b) var der anvendt en foreløbig korrektur af TN på gennemsnitligt 1,3 % for perioden 2007-2014 (Larsen m.fl. 2018, Larsen, 2018). Det blev i Larsen m.fl. (2020b) anbefalet at se nærmere på muligheden for at lave en korrektur af TN-data fra perioden ca. 2007-2015. Anbefalingen er delvist baseret på en analyse af indholdet af organisk kvælstof i vandløb i perioden 2000-2018 i Thodsen m.fl. (2019b). I forbindelse med dette analysearbejde blev perioden med behov for korrektur desuden for de fleste prøver indskrænket til 2009-15, hvorfor størstedelen af de korrekture, der allerede var gennemført i årene 2007-2008, blev rullet tilbage (ophævet) (tabel 1.2). Den nye korrektur, beskrevet i detalje i Larsen m.fl. (2021a, b), har således afløst (tilbagerullet) eller suppleret den tidligere anvendte midlertidige korrektur på 1,3 % for prøver analyseret af Eurofins (Larsen, 2018). Korrekturen er foretaget på kvartalsbasis og er forskellig for hhv. almindelige vandløbsmålestationer og målestationer karakteriserede som søfløb og afhænger af andelen af organisk kvælstof i vandprøverne. Den gennemsnitlige korrektur er:

- Almindelige vandløb 7,3 %
- Søfløb 19,9 %.

Korrekturen for almindelige vandløb er altså meget tæt på de 6,9 % anvendt for analyser foretaget af ALS A/S for 2016-2017 og fra 2. kvartal 2008 til og med 2010. Overblik over korrekturene ses i Tabel 1.2. Korrekturen beskrevet i Larsen m.fl. (2021a, b) er anvendt på næsten alle TN-data analyseret af Eurofins fra perioden 2009-2015, der indgår i denne rapport (Tabel 1.2). Kun data fra naturvandløb præsenteret i kapitel 4 er ikke korrigerede, da der i skrivende stund udarbejdes en korrektur for bl.a. naturvandløb.

TN-koncentrationer og stoftransporter i ODA-databasen (<https://odaforalle.au.dk/>) er i skrivende stund ikke opdateret og genberegnet med de korrigerede data. Der er derfor foretaget stoftransportberegninger uden for ODA, og de korrigerede koncentrationer og stoftransporter er anvendt i denne rapport. I databasen VanDa vises p.t. de originale analyseresultater fra laboratorierne – altså data uden korrektur. Der pågår i øjeblikket et arbejde med at importere de korrigerede værdier til VanDa og ODA.

Tabel 1.2. Oversigt over de allerede foretagne korrektioner af analyser af total kvælstof i vandløb under NOVANA-programmet i perioden 2007-2020 for de enkelte analyselaboratorier samt betydningen af de nye korrektioner (årlig effekt for gennemsnitlig total kvælstof koncentrationen indført som konsekvens af de nyeste undersøgelser i de to notater af Larsen m.fl., (2021a, b) (Tabel fra Larsen m.fl. 2021b). "Rulles tilbage" betyder, at en tidligere korrektion ophæves, da det efter nye undersøgelser viser sig, at den fejlagtigt anvendte metode ikke har været anvendt alligevel.

År	EUROFINS A/S	ALS	Andre laboratorier
2007	1,3 %* Rulles tilbage	6,9 % Rulles tilbage	1,3 % ** Rulles tilbage undtagen på analyser fra AnalyCen
2008	1,3 %* Rulles tilbage	6,9 % * Korrigeres kun fra og med 2. kvartal*	1,3 % ** Rulles tilbage
2009	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	6,9 % *	1,3 % ** Rulles tilbage
2010	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	6,9 %*	1,3 % ** Rulles tilbage
2011	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2012	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2013	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2014	1,3 %* +(almindelige vandløb: 5,95 %) (sø afløb: 19,9 %) ***	-	-
2015	almindelige vandløb 3,8 % og sø afløb 4,3 % (hvor der kun er korrigeret i 1. & 2. kvartal) ****	-	-
2016	-	6,9 % *	-
2017	-	6,9 % (1. kvartal) *	-

-) Ingen korrektion; *) Larsen et al., 2018; **) Larsen, 2018; ***) Larsen et al., 2021a; ****) Larsen et al., 2021b.

Genopretning af TP

Total fosfor er analyseret med samme metode som TN for perioden 2009-2015 (Miljøstyrelsen, 2018), og man kunne derfor forvente, at også TP koncentrationerne havde en bias i denne periode. Der er ikke foretaget en målrettet analyse af behovet for en biaskorrektion af TP analyseret af Eurofins A/S i perioden 2009-2015, som det er gjort for TN/ Organisk N (Larsen m.fl. 2021a, b). For TP blev der fundet en meget lille relativ fejl (0,13 %) i Larsen (2018), samme analyse hvor TN blev korrigeret med 1,3 %, hvilket ifølge Larsen m.fl. (2021a, b) har vist sig at være en for lille korrektion. I Larsen m.fl. (2018) viste det sig derimod, at TP skulle korrigeres med i gennemsnit ca. 14 % for prøver analyseret af laboratoriet ALS A/S i perioden 2016 og første kvartal 2017, altså markant mere end for TN (6,9 %). I kapitel 9 i denne rapport er fraktionerne af TP analyseret, og ud fra den analyse er der ikke fundet tegn på, at fraktionen "partikulært bundet P + opløst organisk P" er for lille i perioden 2009-2015. Hvis der tydeligt var brug for en korrektion, burde denne fraktion være for lille imellem 2009 og 2015 sammenlignet med andre perioder. Der er ikke foretaget en separat analyse af sø afløbsstationer, som muligvis vil have et andet respons end almindelige vandløbsstationer, da der vil være en anden sammensætning af de organiske stoffer i vandet. Ligeledes er der ikke foretaget en analyse på fx kvartalsniveau.

Med det nuværende vidensgrundlag er der derfor ikke som for kvælstof samme tydelige tegn i data på, at TP-koncentrationen i vandløbsprøver i perioden 2009-15 er underestimeret som følge af analyse med UV-metoden. Derfor er det besluttet at fjerne de grå bokse på tidsseriegrafer af TP, der markerede perioden 2009-2015 i sidste NOVANA-rapport (Thodsen m.fl. 2021). Markeringen havde til formål at tydeliggøre den forhøjede usikkerhed og mulige bias i data i perioden. Selvom markeringen er fjernet, må analyserne i perioden fortsat anses for mindre sikre, end hvis den korrekte analysemetode havde været anvendt. Det kan derfor ikke udelukkes, at det kan

blive relevant at korrigere TP-data i perioden 2009-15 på et senere tidspunkt, hvis der tilvejebringes ny viden, der muliggør en korrektion.

1.4.2 Homogenitetsbrud i nedbørsopgørelsen

Baggrund

Der er siden udgivelsen af Vandløb 2018 (Thodsen m.fl., 2019b) konstateret et homogenitetsbrud i DMIs griddede nedbørstidsserier ved årsskiftet 2010-2011, hvor en ny metode i form af et nyt målenetværk blev taget i brug (Svendsen & Jung-Madsen (red), 2020; Andersen (red), 2021).

Der er anvendt to versioner af 10 km grid nedbøren:

- Observeret nedbør: rå nedbørsobservationer
- Korrigeret nedbør: observationerne er korrigerede for at kompensere for, at måleren ikke opsamler hele nedbøren, da nedbøren fx påvirkes af vind.

Nedbøren er opgjort til at være relativt mindre efter årsskiftet 2010-2011 end før dette tidspunkt. Der er ingen stillingtagen til, hvilken af de to perioder hhv. før og efter 2011, der er den mest korrekte. Omfanget af forskellen er for 76 målte oplande opgjort i Thodsen m.fl. (2020). Der er siden medio 2020 pågået en udredning af, hvad problemet skyldes, og identificerede forhold er rettet i et nyt nedbørsdatasæt leveret af DMI og downloadet juni 2021 (Andersen (red), 2021). Det nye nedbørsdatasæt har en mindre bias (nedbørsunderskud) end det oprindelige datasæt, men på landsplan findes størstedelen af biasen fortsat i det nye datasæt downloadet i juni 2021 og således i de data, der er anvendt i denne rapport (for beregningsmetode se Thodsen m.fl. 2020). Der arbejdes videre på at forbedre nedbørsdatasættet, og derfor forventes det, at der kan komme yderligere justeringer i de nedbørsdatasæt, der vil blive anvendt i fremtidige NOVANA-rapporter.

Biasen på nedbørsopgørelsen har betydning for resultaterne præsenteret i kapitel 2, 6 og 7 i denne rapport, herunder opgørelsen af nedbøren, vandafstrømningen til havet samt tilførslen af kvælstof og fosfor til havet. Opgørelsen af vandafstrømningen samt tilførslen af næringsstoffer for det umålte opland vil være influeret, dvs. generelt kystnære områder, der ikke er placeret opstrøms for en vandløbsmålestation (ca. 38 % af landet). Også delvist målte områder (områder, der kun er dækket af målinger i en del af perioden siden 1990) kan være influerede. Effekten af biasen i DMI's nedbørsopgørelse på tilførslerne til havet er søgt kvantificeret i Thodsen m.fl. (2020). Det vurderes, at biasen fører til en lille undervurdering af tilførslerne til havet i perioden 2011-2019: 0-4 % undervurdering for vandafstrømningen, 0-4% for kvælstoftilførslen og 0-3 % for fosfortilførslen. Det antages, at biasen vil være af samme størrelse i 2020. Den bias- og trendkorrektion, der foretages i forbindelse med opgørelsen af vandafstrømningen, kompenserer i nogen grad for fejlen i nedbøren, men gør også, at fejlen i nedbøren får betydning for opgørelserne af vandafstrømningen for årene 1990-2010 (Thodsen m.fl. 2019a, Thodsen m.fl. 2019b, Thodsen m.fl. 2020).

Nedbøren anvendes i forbindelse med denne rapport til:

- Korrigeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter til simulering af vandløbsafstrømningen med den nationale vandresource model (DK-modellen) kørt af GEUS

- Den simulerede vandløbsafstrømning både trend- og biaskorrigeres mod målte vandløbsafstrømninger, før den anvendes for det umålte opland
- Observeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter i den empiriske totalkvælstofmodel, der modellerer koncentrationen af totalkvælstof i ID15-oplande
 - Den modellerede vandløbskvælstofkoncentration biaskorrigeres mod målte koncentrationer, før den anvendes for det umålte opland
- Observeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter i den empiriske totalfosformodel, der modellerer koncentrationen af totalfosfor i ID15-oplande
 - Den modellerede vandløbsfosforkoncentration bias-korrigeres mod målte koncentrationer, før den anvendes for det umålte opland
- Den observerede gridnedbør, der anvendes direkte i Figur 2.1b og 2.4b.

En forudsætning for anvendelse af trend- og biaskorrekturen på vandafstrømningen er, at ”fejlen” på den modellerede vandafstrømning, som i nogen grad afhænger af nedbøren, er forholdsvis ens i hhv. målt og umålt opland (fx at over-/undervurderinger af nedbøren er i samme retning og af sammenlignelig størrelse i umålt og målt opland). Med de regionale forskelle i nedbørsbiasen, der ses i Thodsen m.fl. (2020) og Figur 1.1 herunder, er det sandsynligt, at dette nogle steder i landet ikke er tilfældet. Da der ikke er målt afstrømning i umålt opland, kan disse steder dog ikke identificeres med metoden anvendt i Thodsen m.fl. (2020). Det vurderes dog, at det stadig samlet set er en fordel at gennemføre trend- og biaskorrekturen for 8 af de 9 trendregioner, Fyn og omkringliggende øer undtaget (kort over biasregioner ses i Thodsen m.fl. (2019b)). For Fyn skaber trend- og biaskorrekturen en stigning i vandafstrømningen for det umålte opland, som ikke ses for det målte opland, i perioden efter homogenitetsbruddet i nedbørstidsserien (2011-frem), derfor trend- og biaskorrigeres der ikke for regionen ”Fyn og omkringliggende øer”.

Kvantificering af nedbørsbias

Nedbørsbiasen i de nedbørsdatasæt, som AU/DCE og GEUS modtog i januar 2021 for perioden 2011 – 2019 i forhold til perioden 1990-2010, blev opgjort for 76 målte oplande i Thodsen m.fl. (2021).

1.4.3 Justeringer i trend- og biaskorrekturen af ferskvandsafstrømningen

Trend- og biaskorrekturen af vandafstrømningen, som beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a, b), blev justeret til Vandløb 2019 (Thodsen m.fl. 2021). Justeringen er begrundet dels i inhomogeniteten i nedbøren (se afsnit 1.4.2) og dels forhold omkring lokale hydrometristationer på hhv. Bornholm og Lolland-Falster.

Trendkorrekturen blev i Vandløb 2018 (Thodsen m.fl. 2019b) beregnet som en lineær trend for perioden 1990-2018. Der kunne dog nogle steder ses et ”hop” i residualet imellem modelleret og observeret afstrømning omkring 2011, og der blev spekuleret i, at nedbøren kunne være en del af forklaringen herpå. Siden er det blevet klart, at nedbøren har et homogenitetsbrud omkring årsskiftet 2010-2011. Derfor er det blevet besluttet at foretage trendkorrektio- nen som en justering imellem perioden 1990-2010 og 2011-2020, så længe der eksisterer en synlig inhomogenitet i nedbøren. Trendkorrekturen sker såle-

des ved, at afstrømningen for perioden 2011-2020 justeres med en faktor, således at middelresidualet imellem modelleret og målt vandafstrømning er det samme i de to perioder.

For Fyn foretages ingen trend- eller biaskorrektur, da den skaber en forøget afstrømning for umålt opland i perioden fra 2011 og frem, som ikke ses for det målte opland. Det skyldes sandsynligvis, at inhomogeniteten i nedbøren er større i det målte opland (den centrale del af Fyn) end i den mere kystnære umålte del, og der derved sker en overkorrektur af afstrømningen i umålt opland.

I Thodsen m.fl. (2019a, b) angives, at trend- og biaskorrektur foretages på baggrund af havnære hydrometri-målestationer med fuld måletidsserie i 9 biasregioner. I forbindelse med udarbejdelsen af Thodsen m.fl. (2020) og Thodsen m.fl. (2021) er det imidlertid erfaret, at dette ikke er optimalt for alle biasregioner. Derfor er dette princip ikke anvendt for biasregionerne for hhv. Lolland-Falster og Bornholm i forbindelse med Thodsen m.fl. (2021) og denne rapport. Disse to biasregioner er karakteriseret af en høj andel af umålt opland og få og forholdsvis små vandløb med forholdsvis høj usikkerhed på afstrømningsopgørelsen. For Lolland-Falsters vedkommende er hydrometri-stationen i flere af de største oplande en pumpestation, der også har en forholdsvis høj usikkerhed, specielt for sommermåneder med lav afstrømning. Desuden er afstrømningen for den største hydrometrystation på Lolland, 65000001 Pumpestationen ved Kramnitze, der afvander den inddæmmede Rødby fjord, ikke opgjort for 2019, hvorfor denne ville falde ud af beregningerne. Derfor er det besluttet dels at udelade år, hvor afstrømningen på nogle af de vigtigste stationer ser ud til at have ekstra stor usikkerhed eller mangler data, og dels at inddrage supplerende hydrometrystationer uden fuld tidsserie. Enkelte af de nye supplerende stationer er ikke de mest kystnære stationer i oplandet, men vurderes at have bedre datakvalitet og/eller længere tidsserie end den station, der er placeret længere nedstrøms. For Bornholm blev det således muligt at gå fra 2 til 3 stationer. Trend- og biaskorrektur gennemføres således for nærværende rapport på et datasæt med flere stationer, bedre datakvalitet, færre opgjorte år og på Lolland Falster et mindre målt opland. Samlet set resulterer det i en bedre opgørelse af vandafstrømningen.

2 Ferskvandsafstrømning, klima og vejr

Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg & 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. Med en 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 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.

Vejret 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

Målt temperatur og observeret nedbørsdata er tilvejebragt via DMI's GRID-data og er downloadede fra DMI, 2. september 2021. Månedsnedbøren og temperaturdata er således baseret på data fra grids bestående af kvadrater på henholdsvis 10×10 km og 20×20 km. Grid er 'klippet' med kystlinjen, og landsgennemsnit for observeret nedbør og temperatur er derefter beregnet for arealet inden for kystlinjen. Det bemærkes, at de anvendte nedbørsværdier er "observeret nedbør" og således ikke er korrigeret for, at nedbørsmåleren ikke fanger al den nedbør, der rammer jordoverfladen (korrigeret nedbør). Brugen af observeret nedbør skyldes, at de empiriske modeller for TN og TP, hvor nedbørsdata anvendes, er bygget på disse data. Faktorer, der influerer målerens underestimering af nedbøren, er vind, temperatur og wetting (vanddråber, der afsættes på regnmålerens sider, hvorfra de fordamper uden at blive registreret). Forskellen imellem den målte og den reelle nedbør er størst, når nedbøren falder som sne. Månedssdata for temperatur og nedbør anvendes i de modeller for næringsstofftab (N og P), der bruges ved beregninger af den diffuse næringsstoftransport fra umålte oplande (kapitel 6 og 7). Det skal bemærkes, at ud over den manglende korrektion, er den anvendte observerede nedbør med stor sandsynlighed undervurderet for det meste af landet i perioden 2011 og frem (Svendsen og Jung-Madsen (red), 2020; Thodsen m.fl., 2020; Andersen (red), 2021).

Ferskvandsafstrømningen er beregnet på baggrund af det datagrundlag og med den metode, der er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a). Afstrømningen fra det umålte opland beregnes med "Den Nationale Vandresourcemodel", som er en hydrologisk model (benævnt DK-Modellen) kørt af GEUS (Stisen m.fl. 2019). Undtaget er en række øer i Kattegat, som ikke er dækket af DK-Modellen. Ferskvandsafstrømningen for disse øer beregnes på grundlag af et referenceopland med sammenlignelige klimatiske og geologiske forhold. Til opgørelsen af ferskvandsafstrømningen anvender GEUS den korrigerede 10x10 km daglige gridnedbør, som også med stor sandsynlighed er undervurderet i perioden 2011 og frem (Svendsen og Jung-Madsen (red), 2020; Thodsen m.fl. 2020;

Andersen (red). 2021). Effekten heraf på den opgjorte ferskvandsafstrømning er estimeret i Thodsen m.fl. (2020). Den korregerede daglige gridnedbør, der er anvendt, er downloadet fra DMI i juni 2021.

Huludfyldning af stationer uden fuld måletidsserie foregår ved at sammenstille afstrømninger fra DK-Modellen og hydrometriske måledata. Metode for huludfyldning er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019a). I forbindelse med hver ny afrapportering køres DK-modellen for hele perioden fra 1990, således at den nyeste version af modellen anvendes, og der anvendes en konsistent tidsserie.

I beregningerne (1990-2020) indgår måledata fra i alt 246 vandføringsmålestationer, der samlet dækker ca. 26.809 km², svarende til 62 % af landets areal. Anvendelsen af 246 stationer er en udvidelse af stationsantallet fra de foregående år, hvor der har været anvendt 179 stationer i en lang periode fra 2016 og bagud i tid. Der er ikke måledata fra alle stationer i alle år, men også antallet af stationer i drift er steget fra 127 i 2016 til 176 i 2017, 208 i 2018, 218 i 2019 og 219 i 2020. Det samlede oplandsareal til disse 219 stationer er ca. 26.109 km², svarende til ca. 61 % af landets areal.

Den relative usikkerhed på opgørelsen af ferskvandsafstrømningen er størst i små oplande, hvor der ofte kun er en meget lille andel eller slet intet af arealet, der er dækket af målestationer.

2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning

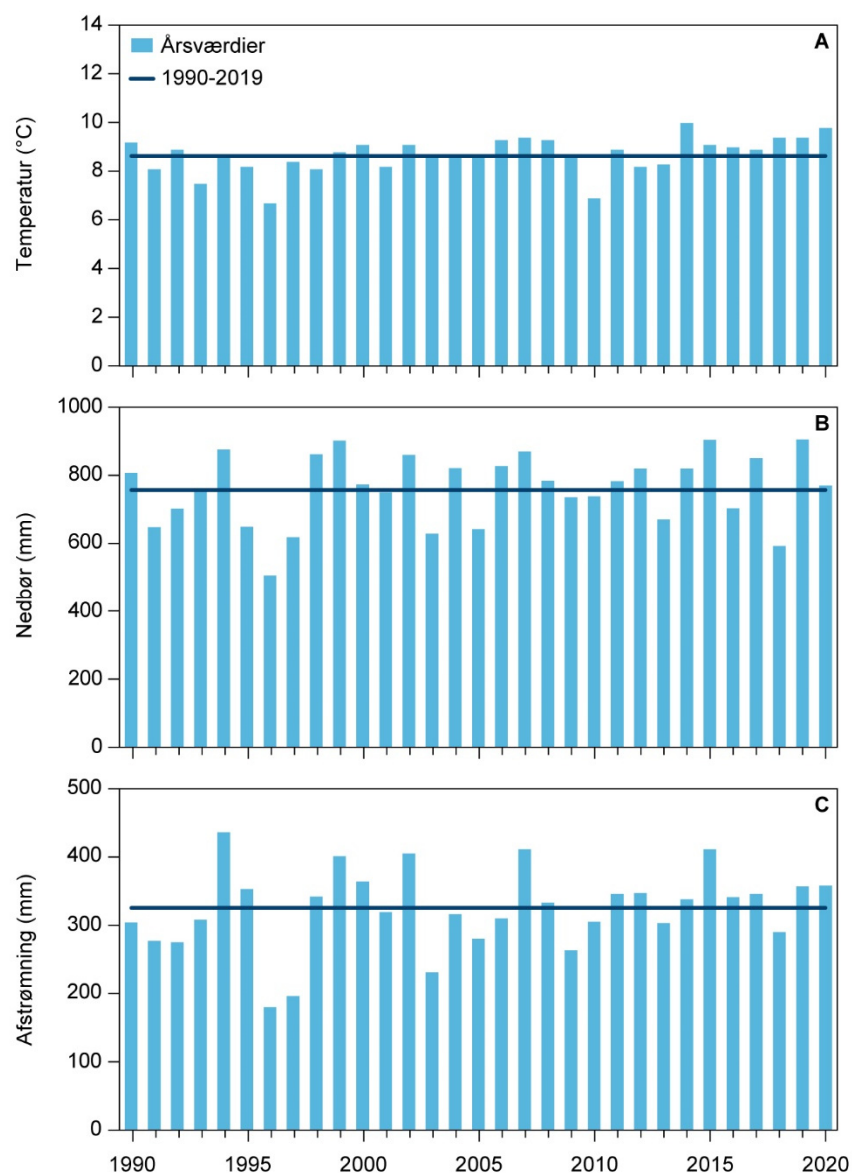
Vejret i 2020 var som helhed væsentligt varmere end gennemsnittet for overvågningsperioden 1990-2019, (Figur 2.1 & 2.4). Middeltemperaturen for landet blev 9,8°C, hvilket er 2,1°C over normalgennemsnittet (7,7°C) for perioden 1961-1990 og hermed det næstvarmeste år siden 1874 jf. Rubek m.fl. (2021). I forhold til gennemsnittet for 1990-2019 (8,7°C) blev 2020 1,2°C varmere. Det var især månederne januar, februar, marts, juni, august og november, der var varmere end normalen, (Figur 2.4A). Til gengæld var maj og juli noget koldere end normalen for 1990 - 2019.

Nedbørsmængden, beregnet på basis af 10x10 km observeret gridnedbør over land, var i 2020 for hele landet 774 mm, hvilket er 62 mm (9 %) over normalen for 1961-90 (712 mm) og 12 mm (2 %) over gennemsnittet for 1990-2019 (762 mm). 2020 var således tæt på normalen. Rubek m.fl. (2021) angiver nedbør for 2020 på 773 mm, forskellen skyldes en lille forskel i opgørelsesmetoden.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2020 opgjort til 15.500 millioner m³, hvilket svarer til en arealspecifik afstrømning på 359 mm (Figur 2.1C). Vandafstrømningen blev dermed stort set den samme som for 2019, hvor den var 358 mm. Gennemsnittet for perioden 1990-2019 er 324 mm, afstrømningen blev dermed 11 % højere end gennemsnittet. Gennemsnittet for de sidste 20 år 2000 – 2019 er 332 mm.

Afstrømningen i 2020 blev således næsten den samme som i 2019, men med en nedbør på 774 mm i 2020 mod 907 mm i 2019. Forskellen er, at 2019 følger et meget tørt andet halvår i 2018 med deraf følgende forholdsvis tomme jordvandsmagasiner. Derimod følger 2020 et meget vådt efterår i 2019, hvorfor jordvandsmagasinerne var omkring fyldte ved årsskiftet til 2020.

Figur 2.1. Årsmiddelværdier for temperatur (A), nedbør (ukorrigeret) (B) og ferskvandsafstrømning (C) fra 1990 til 2020 samt gennemsnit for perioden 1990-2019. Data for temperatur og nedbør er aggregeret fra DMI's gridværdier.

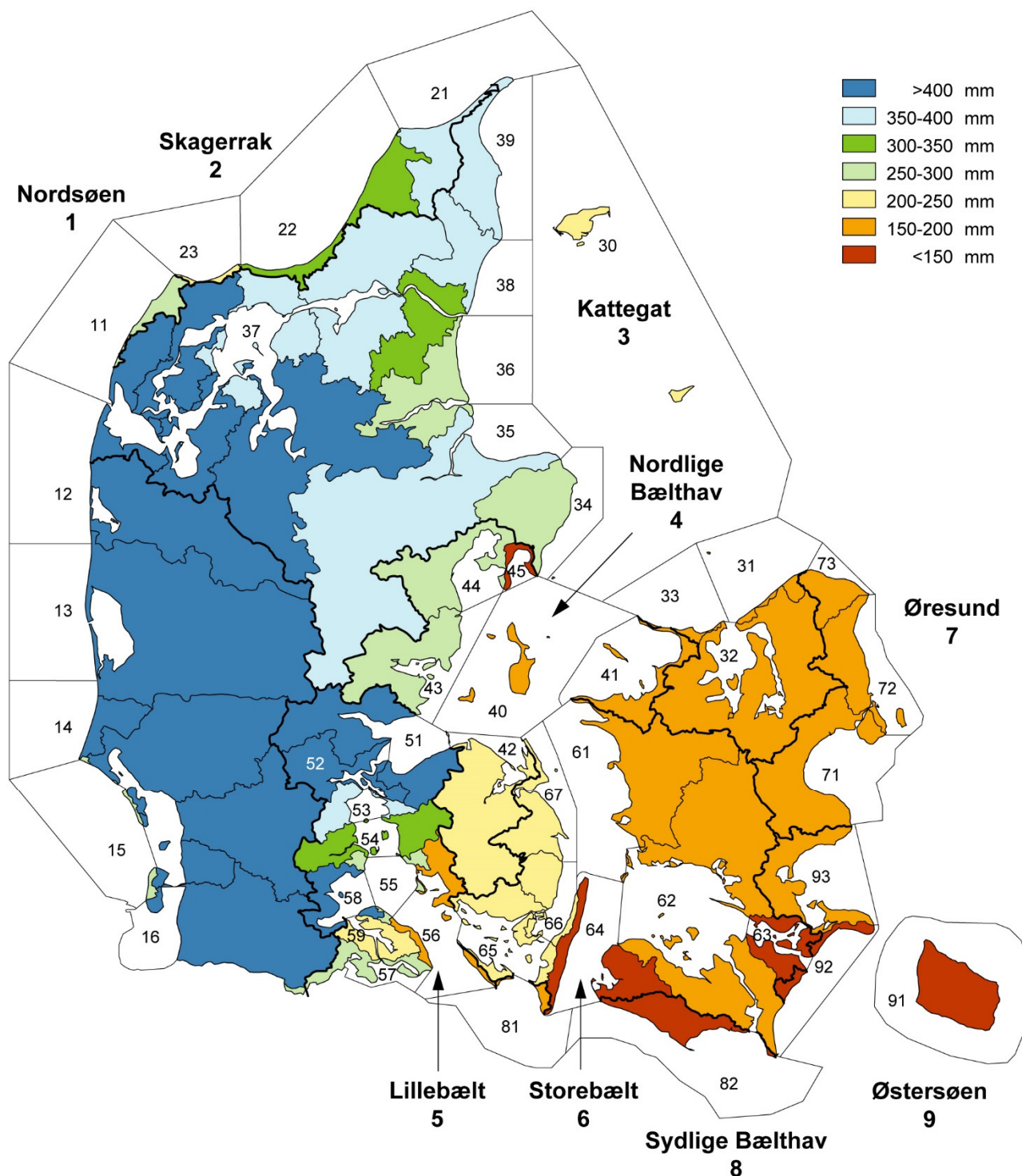


Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2020 (Figur 2.2).

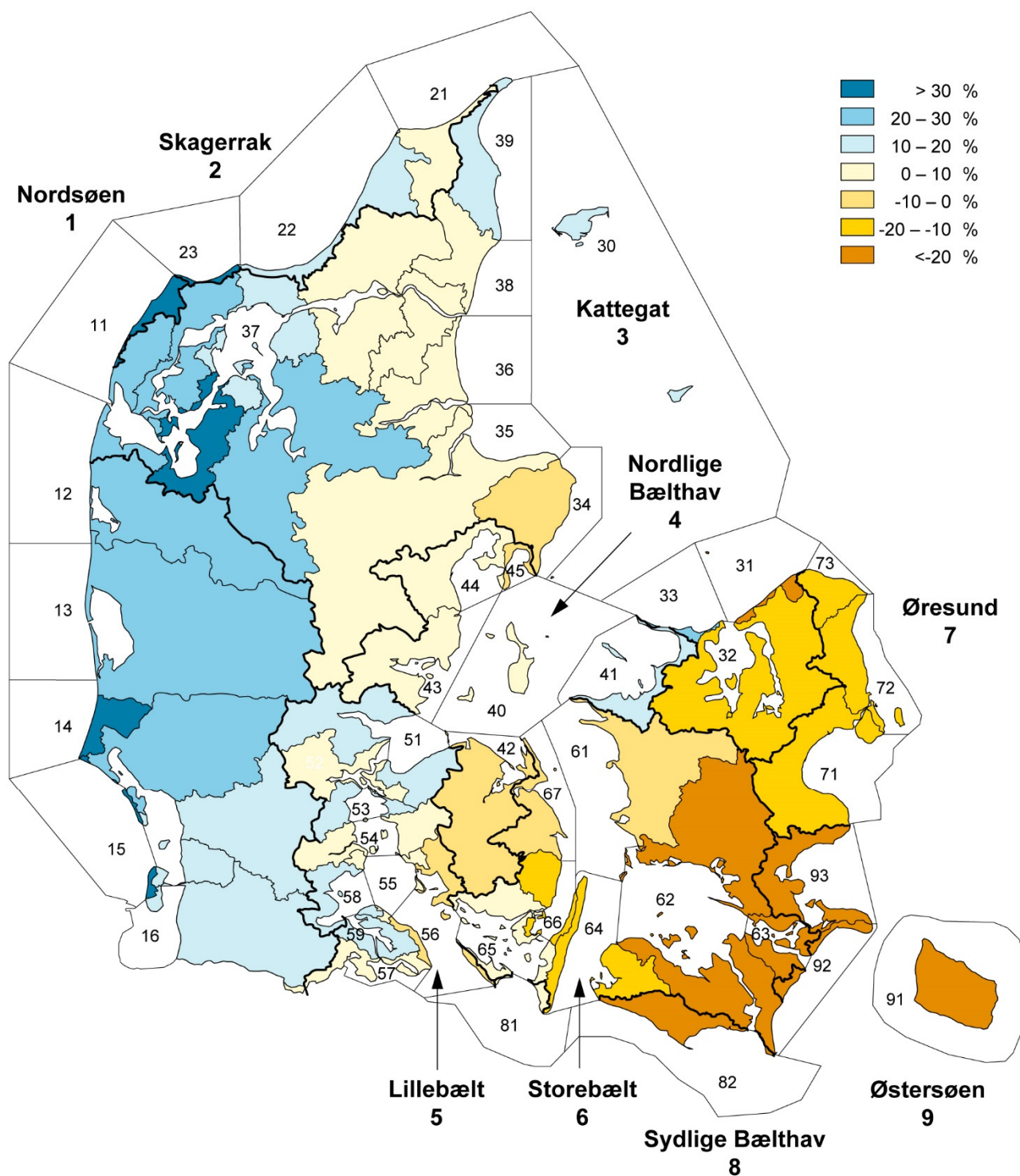
I det vestlige Jylland var årsafstrømningen typisk >400 mm, mens afstrømningen i dele af Østjylland var noget mindre. For Sjælland var afstrømningen typisk under 200 mm. Der ses lave årsafstrømninger for Lolland-Falster, Langeland og Bornholm, enkelte steder <150 mm. For landet som helhed ses således en forholdsvis stor forskel i afstrømningsfordelingen fra øst mod vest med op til 4 gange så store mængder i vest i forhold til øst. Det meget våde vinterhalvår 2019/20 medførte især høj afstrømning i de jyske vandløb.

I de små oplande ses i visse tilfælde en afvigende afstrømningsmængde i forhold til de nærværende store oplande, fx farvandsområderne 45 i forhold til 34 og 15 i forhold til 16 (Figur 2.2). Disse forskelle kan skyldes betydelige forskelle i oplandenes hydrologiske og geologiske forhold, men også at usikkerheden på opgørelserne for de små oplande er betydelig.

Det var generelt for store dele af landet, at afstrømningen i 2020 var højere end normalt, specielt Vest- og Sydjylland samt Vestfyn havde en højere afstrømning end normalt (Figur 2.3). Dog var der for størstedelen af Sjælland, Lolland-Falster og Bornholm en mindre afstrømningen end normalt (gennemsnit for 1990 – 2019).



Figur 2.2. Ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2020 (mm/år).

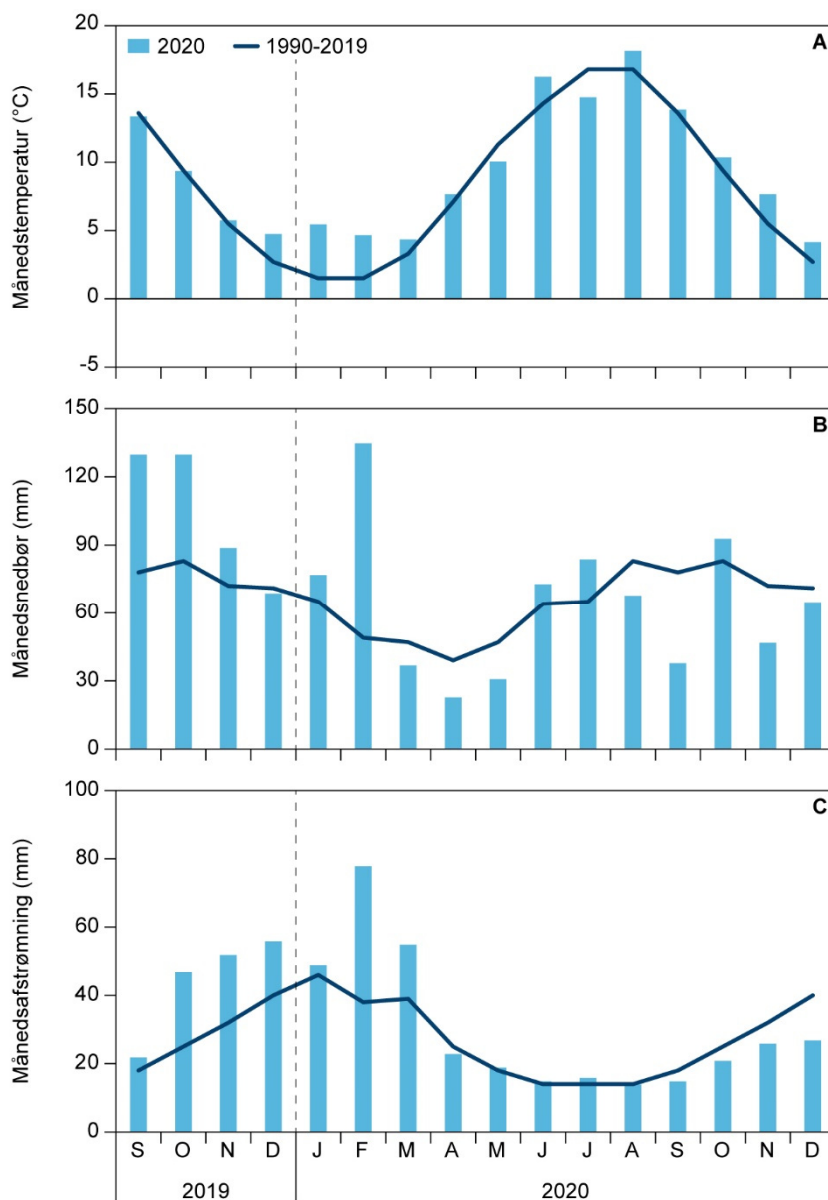


Figur 2.3. Afvigelse (%) i ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2020 i forhold til gennemsnittet for 1990-2019.

Ferskvandsafstrømningen i 2020 varierede noget hen over året (Figur 2.4C). I begyndelsen af året (januar til marts) var afstrømningen forholdsvis høj, specielt i februar var afstrømningen meget høj, faktisk den højeste månedsaftstrømning (78 mm), i overvågningsperioden (1990-2020). De sidste tre måneder i 2019 ses også at have en høj afstrømning. Den høje afstrømning i vinterhalvåret 2019/20 skyldes den megen nedbørsrige sidste del af 2019 og første måneder af 2020, hvor specielt februar fik megen nedbør (Figur 2.4 B & C). Perioden oktober 2019 til marts 2020 (begge måneder inklusiv) er således det vinterhalvår med størst afstrømning, 337 mm, siden overvågningsperiodens

start med vinteren 1990/91. Den hidtidige rekord var vinterhalvåret 2006/07 med 314 mm, mens den laveste afstrømning var i vinterhalvåret 1995/96 med 97 mm. Den gennemsnitlige afstrømning i vinterhalvåret er 222 mm (1990/91 til 2019/20). I løbet af foråret og sommeren var afstrømningen generelt omkring det normale i alle månederne, undtaget marts. I efterårsperioden, og især i november og december, var afstrømningen lavere end normalt.

Figur 2.4. Månedsværdier for temperatur (A), nedbør (B) og ferskvandsafstrømning (C) for Danmark i 2020 og de sidste 4 måneder i 2019. Desuden er vist gennemsnit for perioden 1990-2019.



2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland

Afstrømningen er opgjort for de 246 hydrometristationer, der indgår i årets opgørelse af landsafstrømningen. I 2020 er der målt afstrømning på 219 stationer (dækkende ca. 61 % af landets areal), mens der på 100 stationer er målt i alle år siden 1990. For alle stationer med perioder uden målinger er der foretaget en huludfyldning (se afsnit 1.1 og Thodsen m.fl. 2019a). De 100 hydrometristationer dækker et areal på ca. 19.927 km², svarende til ca. 46 % af landets areal.

Afstrømningen for de 100 hydrometrystationer med fuld måletidsserie siden 1990 er for 2020 opgjort til 426 mm mod 418 mm året før (2 % højere). Gennemsnitsafstrømningen for de sidste 20 år (2000 – 2019) er 392 mm, mens den for perioden 1990-2019 er 382 mm.

Den arealspecifikke afstrømning (mm) fra det målte opland er opgjort til at være højere end afstrømningen fra hele landet, i 2020 hhv. 426 mm og 359 mm. Det skyldes primært, at nedbørsmængden er større inde i landet (målt opland) end langs kysten (umålt opland).

3 Økologisk tilstand

Annette Baattrup-Pedersen og Søren Erik Larsen

Den økologiske overvågning i vandløb gennemføres med det formål at give et generelt overblik over danske vandløbs natur- og miljøtilstand, hvilket indebærer en tilstandsvurdering, der både omfatter biologiske- og fysik / kemiske kvalitetselementer. Således foretages der undersøgelser af kvalitetselementerne vandplanter, smådyr og fisk. Desuden indsamles data for bundlevende alger, således at den økologiske tilstand vil kunne afrapporteres for dette biologiske kvalitetselement, når det danske indeks tages i brug. Derudover måles en række andre forhold til karakterisering af den fysiske og kemiske tilstand, ligesom der indsamles oplysninger om oplandene til de enkelte målestationer samt om karakteren af de vandløbsnære omgivelser. Overvågningen i vandløb omfatter både kontrolovervågning og operationel overvågning, hvor kontrolovervågningen har til formål at give et generelt overblik over miljøtilstanden samt at følge udviklingen, mens den operationelle overvågning har til formål at fastslå tilstanden for de vandområder, der er i risiko for ikke at nå miljømålet, samt at vurdere tilstandsændringer som følge af indsatsprogrammer.

Kontrolovervågningen gennemføres på to overordnede stationstyper benævnt udviklingsstationer og tilstandsstationer. Udviklingsstationerne omfatter fire forskellige typer af vandløbsstationer, nemlig landsnet-stationer, DVFI-tidsseriestationer, klimastationer og MFS-udviklingsstationer, hvor sidstnævnte følger udviklingen af miljøfarlige forurenende stoffer i vandløbene. Tilstandsstationer omfatter i korte træk vandløbsstrækninger, der ikke hidtil har indgået i kontrolovervågningen, og som der derfor er ganske lidt viden om. Disse stationer (ca. 3800) er medtaget i overvågningen for at sikre, at tilstandsvurderingen gennemføres i alle vandområder. Sidste års afrapportering af den økologiske overvågning byggede på analyser af data fra disse stationer (Kallestrup m.fl. 2019).

Som omtalt oven for er det et vigtigt formål med kontrolovervågningens udviklingsstationer at kunne præsentere både en oversigt over den generelle økologiske tilstand i danske vandløb, men også at beskrive udviklingen i denne tilstand. Stationerne er derfor udvalgt således, at de giver en god geografisk dækning og samtidig dækker vandløb, der repræsenterer en påvirkningsgradient inden for udvalgte menneskeskabte påvirkninger. Overvågningen skal iflg. vandrammedirektivet som udgangspunkt ske mindst en gang i løbet af en 6-årig periode, men for klimastationerne og DVFI-tidsseriestationerne foretages overvågningen hyppigere, henholdsvis hvert og hvert andet år. Historisk set er udviklingen på DVFI-tidsseriestationerne dog fulgt endnu tættere med årlige DVFI-prøvetagninger indtil 2016. Herefter er de årlige prøvetagninger erstattet med prøvetagninger hvert andet år.

Til dette års rapportering af miljøtilstanden i danske vandløb gives en status over den økologiske tilstand og udvikling på de 245 DVFI-tidsseriestationer, hvor der i 2020 blev indsamlet bundfaunaprøver til bedømmelse med Dansk VandløbsFauna Indeks, DVFI.

Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI)

Dansk VandløbsFauna Indeks anvender sammensætningen af smådyr som baggrund for den økologiske tilstandsvurdering til at klassificerer vandløbsstationerne i syv faunaklasser (Miljøstyrelsen 1998). Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede eller næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 angiver den dårligste tilstand. DVFI er særlig følsom over for påvirkninger, der øger belastningen med iltforbrugende organiske stoffer. En lav faunaklasse (fx 1, 2 eller 3) findes derfor 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 findes lave faunaklasseværdier i vandløb, som er stærkt påvirket af okker (som i nogle vestjyske vandløb), samt i vandløb med dårlige fysiske forhold, hvor der oprenses og grødeskæres jævnligt.

Datagrundlag

Siden 1994 har der i de nationale overvågningsprogrammer været foretaget faunaundersøgelser i en række danske vandløb, hvilket fremgår af Tabel 3.1. Antallet er steget støt i perioden – fra 104 stationer i 1994 til 245 stationer i 2020. Det var dog først i 1998, at DVFI-prøveindsamlingsmetoden blev beskrevet (Miljøstyrelsen 1998), og først siden 2009 er alle faunaprøver i overvågningen blevet indsamlet og oparbejdet som beskrevet i vejledningen fra Miljøstyrelsen (Tabel 3.1; Miljøstyrelsen 1998). Før dette tidspunkt blev også andre prøvetagningsmetoder anvendt (Felt og DVFI_MIB, se tabel 3.1), hvilket fremgår af de udtrukne data, når disse hentes i overfladevandsdatabasen ODA, der ligger til grund for denne afrapportering (se Miljøstyrelsen 2020a). DVFI-metoden betyder, at prøven er indsamlet efter retningslinjerne i den tekniske anvisning (Wiberg-Larsen 2010), som bygger på vejledningen fra Miljøstyrelsen (1998). Dette indebærer, at prøvetagningen er gennemført med en standardketcher med en netpose med en maskevidde på 0,5 mm samt en pilleprøve, og at prøven er udsorteret og identificeret i laboratoriet. Derudover skal prøven være indsamlet i perioden fra 1. februar til 30. maj og undtagelsesvist i perioden fra 1. maj til 31. maj og fra 1. november til 31. december. De feltbaserede metoder indebærer, at prøven kan være indsamlet med netpose med anden maskevidde og at identifikation er foregået i felten. Endelig er der prøver benævnt DVFI_MIB. Det fremgår af databasen at hovedparten af disse er indsamlet med en netpose med maskevidde på 0,5 mm men bestemt i felten. En tidligere sammenligning mellem DVFI-metoden og de øvrige metoder viser, at tabet af information i forbindelse med feltindeksmetoderne medfører 30 % øget usikkerhed på bestemmelse af faunaklassen, hvilket kan have betydning for, hvilken økologisk tilstandsklasse der kan beregnes på baggrund af den indsamlede faunaprøve (Skriver et al. 2009). På den baggrund er det i årets afrapportering valgt at anvende tre forskellige tilgange i fremstilling og analyse af data, dels en fremstilling baseret på alle tilgængelige data fra 1994 og frem til 2020, dels statistiske analyser baseret på egentlige DVFI-bestemmelser foretaget som beskrevet i den tekniske anvisning (https://ecos.au.dk/fileadmin/rks.au.dk/Fagdatacentre/Ferskvand/V07_Makroinvertebrater_Ver2_4.pdf).

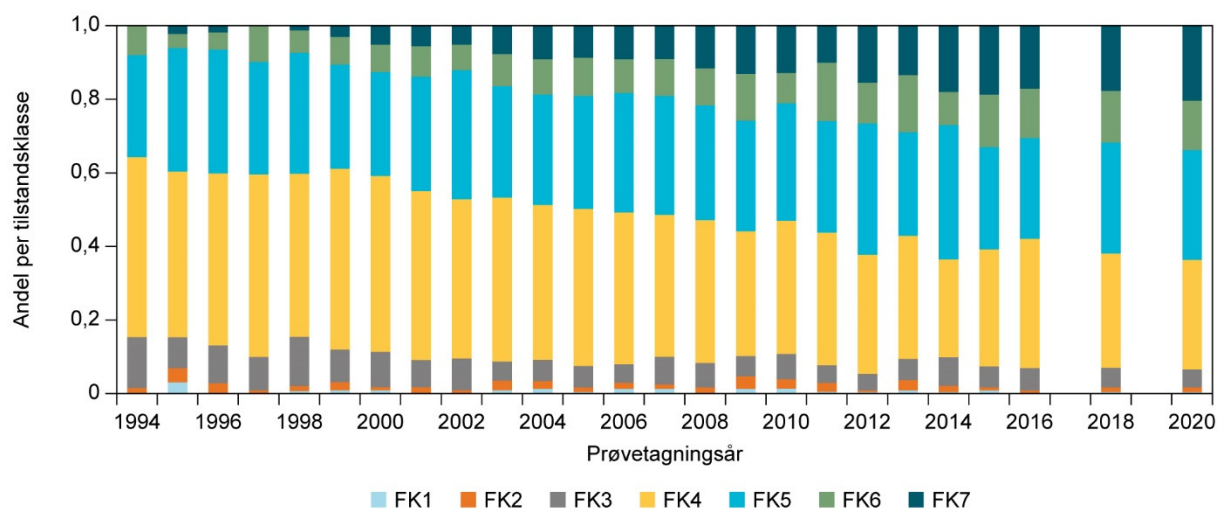
Økologisk tilstand i perioden 1994-2020

Figur 3.1 giver et overblik over tilstandsvurderingerne med anvendelse af de i alt syv faunaklasser. Figuren er baseret på alle tilgængelige data fra 1994 og frem til 2020, dvs. både data indsamlet med feltbaserede metoder og data indsamlet med den standardiserede DVFI-prøvetagningsmetode. Hver station er

dog kun medtaget en gang hvert år og data fra denne er udvalgt således, at den ligger inden for den primære prøvetagningsperiode jævnfør den tekniske anvisning, dvs. mellem 1. februar og 30. april. Generelt ses en positiv udvikling gennem perioden, således at flere stationer opnår de høje faunaklasser. I 2010 var 1,3 % af stationerne i faunaklasse 1, 2,6 % i faunaklasse 2, 6,9 % i faunaklasse 3, 36,2 % i faunaklasse 4, 31,9 % i faunaklasse 5, 8,2 % i faunaklasse 6 og 12,9 % i faunaklasse 7, mens de tilsvarende tal i 2020 var <1 %, 1,2 %, 4,9 %, 29,8 %, 29,8 %, 13,5 % og 20,4 %.

Tabel 3.1. Tabellen viser det totale antal stationer med prøvetagning af smådyr, metoden, der er anvendt i prøvetagningen, samt antal stationer prøvetaget med de forskellige metoder. Felt er altid prøver bestemt i felten baseret på en prøvetagning med en ketsjer med maskevidde 0,5 mm eller 1 mm, DVFI_MIB er hovedsageligt prøver bestemt i felten (93 %), men et fåtal er bestemt i laboratoriet (7 %). Sidstnævnte er dog prøvetaget med ketsjer med maskevidde 1 mm og lever derfor ikke op til kravene for en DVFI-prøvetagning. Endelig angiver DVFI, at prøvetagning og identifikation er gennemført med anvendelse af en standardiseret DVFI-prøvetagningsmetode og efterfølgende identifikation i et anerkendt laboratorium (Miljøstyrelsen 1998). I 2017 og 2019 var der kun ganske få stationer, og disse er ikke medtaget i udviklingsanalyserne (se neden for) og heller ikke i denne tabel. Dette skyldes, at prøvetagningen på DVFI-tidsseriestationer blev ændret fra årlige prøvetagninger til prøvetagninger hvert andet år

Indsamlingsår	Antal	Felt	DVFI_MIB	DVFI	Felt (%)	DVFI_MIB (%)	DVFI (%)
1994	137	40	60	37	29	44	27
1995	131	33	37	61	25	28	47
1996	107	24	21	62	22	20	58
1997	121	29	29	63	24	24	52
1998	149	27	50	72	18	34	48
1999	230	8	66	156	3	29	68
2000	230	1	69	160	0	30	70
2001	232	2	39	191	1	17	82
2002	231	0	25	206	0	11	89
2003	231	0	42	189	0	18	82
2004	240	0	30	210	0	13	88
2005	241	0	29	212	0	12	88
2006	240	0	28	212	0	12	88
2007	241	0	33	208	0	14	86
2008	240	0	34	206	0	14	86
2009	236	0	0	236	0	0	100
2010	232	0	0	232	0	0	100
2011	208	0	0	208	0	0	100
2012	244	0	0	244	0	0	100
2013	245	0	0	245	0	0	100
2014	244	0	0	244	0	0	100
2015	245	0	0	245	0	0	100
2016	245	0	0	245	0	0	100
2018	242	0	0	242	0	0	100
2020	245	0	0	245	0	0	100



Figur 3.1. Udvikling i faunaklassen (FK) i perioden 1994 til 2020 baseret på data fra DVFI-tidsseriestationer, der i perioden har omfattet et varierende antal stationer og forskellige prøvetagningsmetoder (se Tabel 3.1).

Udvikling i økologisk tilstand vurderet med DVFI

I årets afrapportering er det valgt at gennemføre egentlige statistiske analyser på udviklingen i den økologiske tilstand med brug af data, hvor den standardiserede DVFI-metode med sikkerhed er anvendt, dvs. data fra 1999 og frem og begrænset til den delmængde, hvor det er tydeligt angivet, at DVFI-prøvetagningsmetoden er brugt, herunder med angivelse af, hvilket laboratorium der har stået for bestemmelse af smådyrene (se Miljøstyrelsen 2020a). Denne afgrænsning af data er valgt med det formål at få det stærkeste statistiske grundlag for analyseresultaterne og dermed for konklusionerne.

I Tabel 3.2 er antal vandløbsstationer i de syv DVFI-faunaklasser angivet sammen med fordelingen i de fem forskellige økologiske tilstandsklasser, hvor EQR beskriver den økologiske tilstand i overensstemmelse med krav i vandrammedirektivet. Metoden til konvertering af DVFI-faunaklasse til økologisk tilstand kan ses i Larsen et al. (2014b).

Tabel 3.2. DVFI-faunaklasser (FK) og økologiske tilstandsklasser på de i alt 245 tidsseriestationer baseret på data fra 2020. Konvertering af DVFI FK til økologiske tilstandsklasser følger metoden beskrevet i Larsen et al. (2014b).

Tilstandsvurdering	FK/tilstandsklasse	Antal vandløbsstationer
DVFI faunaklasse	7	50
	6	33
	5	73
	4	73
	3	12
	2	3
	1	1
Økologisk tilstand	Høj	52
	God	98
	Moderat	68
	Ringe	22
	Dårlig	5

I de første analyser er alle 245 stationer medtaget (Figur 3.2). Hver station er analyseret for sig med anvendelse af Mann-Kendall's test for udviklingstendenser (Hirsch et al. 1982). I analyserne er det valgt at analysere både udviklingen i DVFI-faunaklasse og udviklingen i DVFI-EQR. Analyseresultaterne viser, at der overordnet set er en positiv udvikling i tilstandsvurderingen (Tabel 3.3). Når DVFI-faunaklasse ligger til grund for analyserne, er udviklingen positiv på 36 % af stationerne og negativ på 1 % af stationerne. Når DVFI-EQR ligger til grund for analyserne, er udviklingen positiv på godt 40 % af stationerne og negativ på 2 % af stationerne. For de øvrige stationer kan der ikke erkendes en signifikant udvikling i DVFI-tilstandsvurderingerne. Forskellen mellem DVFI-faunaklasse og DVFI-EQR afspejler, at der med anvendelse af DVFI-EQR er tale om en kontinuert variabel i modsætning til DVFI-faunaklasse, hvor der er tale om en klassevariabel.

Tabel 3.3. Sammenfatning af analyseresultater for de i alt 245 DVFI-tidsseriestationer undersøgt i perioden 1999-2020, hvor 'positiv' angiver, at tilstanden er blevet bedre, 'negativ', at den er blevet ringere, mens 'ingen' angiver, at der ikke er en signifikant udvikling i tilstanden.

Tilstandsvurdering	Udvikling	Antal vandløbsstationer	%-andel vandløbsstationer
DVFI-faunaklasse	Positiv	85	35,9
	Negativ	2	0,8
	Ingen	150	63,3
DVFI-EQR	Positiv	101	41,2
	Negativ	5	2,0
	Ingen	139	56,7

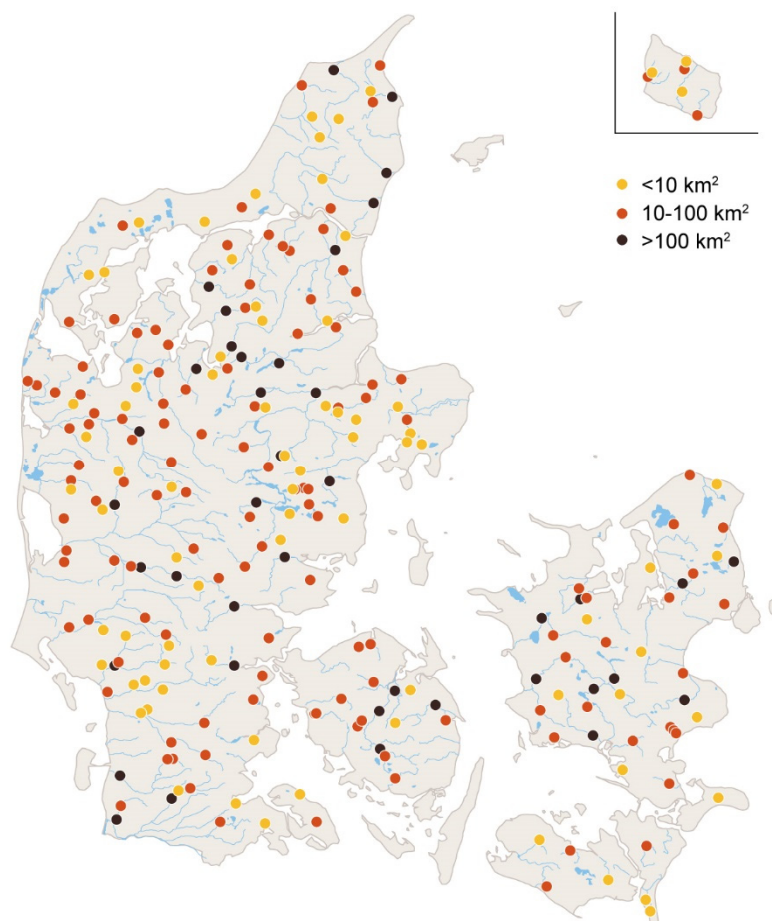
Endvidere er der gennemført en statistisk analyse af, om der i samme periode fra 1999 til 2020 kan erkendes en signifikant udvikling for alle stationer samlet set, altså om der kan siges at være tale om en generel forbedring i tilstanden i perioden vurderet med DVFI. I denne analyse er kun medtaget de stationer, der omfatter data fra alle aftalte prøvetagningsår. Med de begrænsninger er i alt 93 vandløbsstationer medtaget i de statistiske analyser. Fordelingen af de 93 stationer er ikke geografisk jævn i hele Danmark, og tolkningen af analyseresultatet skal derfor tages med et vist forbehold.

I analyserne er der skelnet mellem vandløb, der har god eller højere økologisk tilstand, dvs. vandløb, der indfrier miljømålet, hvilket er vandløb med faunaklasse 5, 6 og 7, og vandløb, der har moderat eller ringere økologisk tilstand, dvs. vandløb, der ikke indfrier miljømålet, altså vandløb med faunaklasse 1, 2, 3 og 4.

Analysen af udviklingen er foretaget med to forskellige statistiske metoder, dels en Cochran-Mantel-Haenszel analyse (Agresti 1990), dels en logistisk regression i en kumulativ logit-model med proportionale odds (Agresti 1990).

Resultaterne viser samstemmende, at en større andel af de 93 vandløbsstationer har faunaklasse 5 eller derover i dag, end de havde i 1999, og også, at dette gælder for både små, mellemstore og store vandløb (Tabel 3.4 og Tabel 3.5).

Figur 3.2. Beliggenhed af de 245 tidsseriestationer På figuren er størrelsestypologien fremhævet, hvor type 1 er små vandløb med et oplandsareal mindre end 10 km² (gule), type 2 er mellemstore vandløb med et oplandsareal mellem 10-100 km² (røde), og type 3 er store vandløb med et oplandsareal større end 100 km² (lilla).



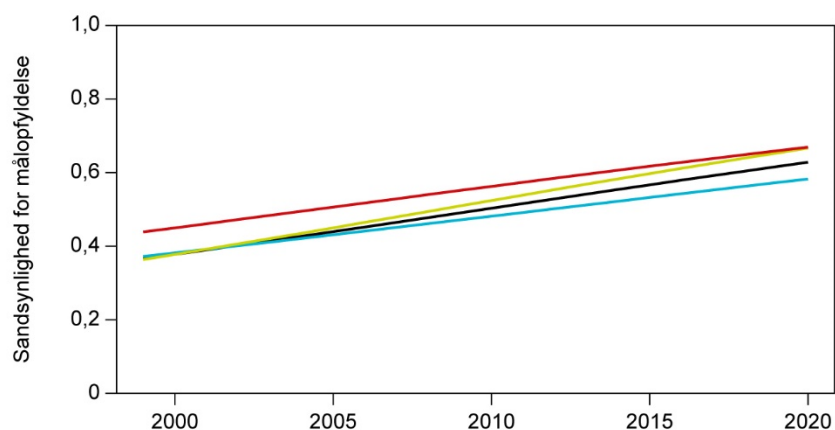
Tabel 3.4. Tabellen sammenfatter analyseresultater af en Cochran-Mantel-Haenszel analyse gennemført for perioden 1999-2020 på baggrund af data fra i alt 51 stationer med ubrudte tidsserier i perioden. Testresultater angives dels for alle stationer samlet, dels for type 1, 2 og 3 for sig. P-værdien angiver signifikansen, hvor en P-værdi <0,05 anses for at være signifikant. Se Figur 3.2 for uddybning af vandløbstyper.

Data	Teststatistik	P-værdi
Alle 93 stationer	60,59	<0,0001
Type 1, N=29	10,92	0,001
Type 2, N=52	44,41	<0,0001
Type 3, N=12	7,27	0,007

Tabel 3.5. Tabellen sammenfatter analyseresultater af en logistisk regressionsanalyse gennemført for perioden 1999-2020 på baggrund af data fra i alt 51 stationer med ubrudte tidsserier i perioden. Tabellen angiver dels en parameter værdi, som betegner udviklingen i EQR-værdien for både alle stationer samlet og for type 1, 2 og 3 for sig. P-værdien angiver signifikansen, hvor en P-værdi <0,05 anses for at være signifikant. Se Figur 3.2 for uddybning af vandløbstyper.

Data	Parameter, som betegner udviklingen	Teststatistik	P-værdi
Alle 93 stationer	0,0512	50,50	<0,0001
Type 1, N=29	0,0408	9,97	0,0016
Type 2, N=52	0,0596	37,89	<0,0001
Type 3, N=12	0,0453	5,09	0,0241

Figur 3.3. Udviklingen i sandsynligheden for målopfyldelse for perioden 1999-2020 udregnet på baggrund af den logistiske regressionsmodel (se Tabel 3.5). Sort: alle 93 stationer, blå: type 1, grøn: type 2, rød: type 3.



På baggrund af de empiriske sammenhænge, som er identificeret i den logistiske regressionsanalyse (se tabel 3.5), er sandsynligheden for målopfyldelse beregnet og ses afbildet i Figur 3.3 for alle vandløb samlet samt for type 1, type 2 og type 3 vandløb for sig. Da antallet af store vandløb, der indgår i analysen, er relativt lavt, skal analyseresultatet dog tolkes med forsigtighed. På baggrund af den logistiske regressionsmodel øges sandsynligheden for målopfyldelse fra 37 % i 1999 til 63 % i 2020 for alle vandløb samlet. Sandsynligheden for målopfyldelse er størst i type 2 og 3 vandløb med 67 %, mens sandsynligheden er 58 % i type 1 vandløb.

Fokuseres der på de seneste fem år, er der også en positiv udvikling i DVFI-tilstandsvurderingen på de 93 stationer (Tabel 3.6). Således øges sandsynligheden for at opnå faunaklasse 7 fra 7,0 % i 2016 til 8,5 % i 2020. På samme måde øges sandsynligheden for faunaklasse 6 fra 13,1 % i 2016 til 15,1% i 2020. Til gengæld falder sandsynligheden for at ende i faunaklasser, der ikke er forenelige med målopfyldelse (faunaklasse 1,2,3 og 4).

Tabel 3.6. Tabellen angiver udviklingen i sandsynligheden for at tilhøre en af de i alt syv faunaklasser, henholdsvis FK 1, 2, 3, 4, 5, 6 og 7, for de seneste fem år for 2016, 2018 og 2020. Sandsynligheden er beregnet på baggrund af den logistiske regression, der er gennemført for de i alt 51 DVFI-tidsseriestationer, der har ubrudte tidsserier i perioden 1999-2020, og hvor prøvetagningen følger den standardiserede DVFI-prøvetagningsmetode (Miljøstyrelsen 1998).

	2016	2018	2020
FK 1	0,2	0,3	0,2
FK 2	0,8	0,7	0,6
FK 3	4,2	4,2	3,8
FK 4	36,5	34,5	32,6
FK 5	37,8	38,6	39,2
FK 6	13,1	14,0	15,1
FK 7	7,0	7,7	8,5

Konklusion

Siden 1994 har der i de nationale overvågningsprogrammer været foretaget faunaundersøgelser i en række danske vandløb. Antallet af stationer er steget støt i perioden – fra 104 stationer i 1994 til 245 stationer i 2020. Det var dog først i 1998, at DVFI-prøveindsamlingsmetoden blev beskrevet, og det er derfor først fra 1999, at der er anvendt en egentlig standardiseret DVFI-metode i

undersøgelserne (Miljøstyrelsen 1998). På den baggrund er det i årets afrapportering valgt kun at gennemføre egentlige statistiske analyser på udviklingen i DVFI med brug af data, hvor den standardiserede DVFI-metode med sikkerhed er anvendt, dvs. data fra 1999 og frem og begrænset til den delmængde, hvor det er tydeligt angivet, at DVFI-prøvetagningsmetoden er anvendt. Analyserne viser samstemmende, at der overordnet set er en positiv udvikling i DVFI i perioden. Således er der en langt større andel af de i alt 245 stationer, hvor faunaklassen stiger (36 %), end stationer, hvor faunaklassen falder (1 %), og tilsvarende er der en større andel af stationerne, hvor den økologiske tilstand i form af EQR-værdien øges (41 %), end stationer, hvor denne falder (2 %). Ser man på den generelle udvikling med anvendelse af en logistisk regressionsmodel baseret på vandløbsstationer med gennemgående data fra alle prøvetagningsår i hele perioden, øges sandsynligheden for målopfyldelse også – fra 37 % i 1999 til 63 % i 2020. Sidstnævnte logistiske regressionsmodel er dog baseret på kun 96 stationer, og disse er ikke geografisk jævnt fordelt i Danmark. Det betyder, at de beregnede sandsynligheder derfor skal tages med et vist forbehold.

4 Kvælstof i vandløb

Jonas Rolighed, Hans Thodsen

Kvælstof er et plantenæringsstof, og de menneskeskabte tilførsler af kvælstof til havet er en af de vigtigste årsager til opblomstring af alger om foråret og tidligt på sommeren. Disse algeopblomstringer kan medføre iltsvind i sensommeren og det tidlige efterår, når en stor del af algerne nedbrydes (Conley m.fl., 2009). Forhøjede tilførsler af kvælstof kan også have en negativ betydning i nogle af vores søer. Vandområdeplanerne har til formål at sikre renere vand i kystvande, søer, vandløb og grundvand. Reduktion af tilførslen af kvælstof til vandmiljøet er et af de vigtigste redskaber til at nå målene i vandområdeplanerne.

Kvælstof i vandmiljøet stammer primært fra udvaskning fra landbrugsarealer, men kvælstof udledes også fra renseanlæg, industrier, dambrug og spredt bebyggelse.

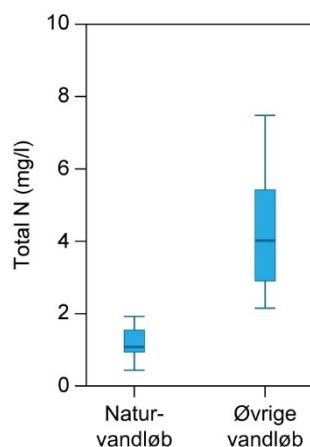
I selve vandløbene har kvælstof normalt relativt lille betydning for miljøet. Dog har forhøjede koncentrationer af ammoniak giftvirkning på smådyr og fisk, ligesom forhøjede koncentrationer af ammonium-N kan udelukke tilstedeværelsen af visse vandplanter. Vandløbene er en vigtig transportvej for kvælstof til søer og havet. Målinger af koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene afslører udviklingen i kvælstoftilførslen til søer og havområder. Disse oplysninger kan bl.a. bruges til evaluering af den samlede effekt af virkemidlerne, der anvendes til at opnå målene i vandområdeplanerne.

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

4.1 Tilstanden i 2020

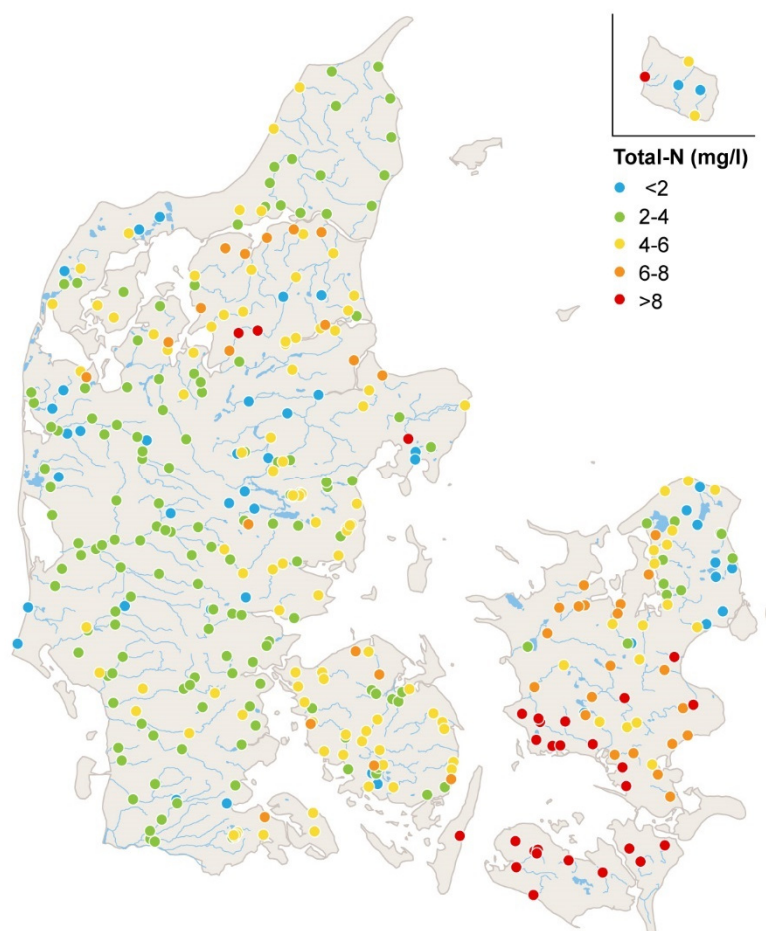
Vurderingen af kvælstofkoncentrationer i vandløb er siden 2018 baseret på et væsentligt større antal vandløb end tidligere år, da NOVANA er blevet udvidet til næsten det dobbelte antal vandløb. Dette giver et mere dækkende geografisk billede. Median-koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2020 omkring 4 gange så høj (4,0 mg N/l) som baggrundsniveauet målt i naturvandløb (1,1 mg N/l) (Figur 4.1). Der gøres opmærksom på, at analyser fra naturvandløb kan være påvirket af fejl (se afsnit 1.4.1).

Figur 4.1. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2020 baseret på vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler. Der gøres opmærksom på, at analyser fra naturvandløb kan være påvirket af fejl (se afsnit 1.4.1)



Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle, som kan forklare noget af variationen. Således er koncentrationen af nitratkvælstof væsentligt højere i oplande med lerjord end i sandjordsoplande. 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 gennem dybtliggende grundvandsmagasiner, før det når frem til vandløbene. Under denne transport passerer en del af vandet iltfrie zoner i jorden, hvor nitrat bliver omsat ved biologisk eller kemisk denitrifikation. I østdanske vandløb vil en stor del af nedbøren strømme gennem øvre grundvandsmagasiner eller dræn uden at skulle passere iltfrie zoner. Dette er medvirkende til, at der ikke fjernes så meget nitrat ved denitrifikation i denne region, hvilket forårsager højere kvælstofkoncentrationer i vandløbene.

Figur 4.2. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2020. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.



4.2 Udvikling siden 1989

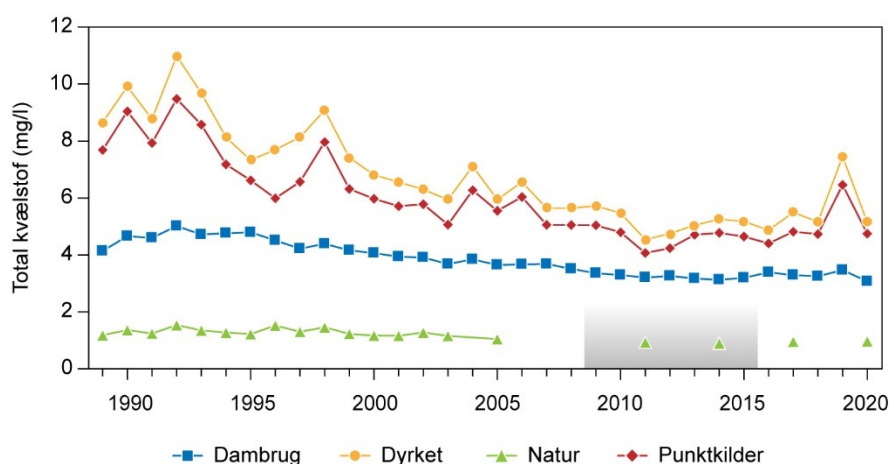
Udviklingen i kvælstofkoncentration er beregnet ved hjælp af Mann-Kendall's trendtest og Sen's hældningsestimator (Carstensen & Larsen, 2006). Koncentrationsændringen i det enkelte vandløb er herefter beregnet som den relative forskel på modelestimatet for 1989 og 2020. Analysen er baseret på vandløb med data for årlige, vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer for hele perioden 1989-2020. Enkelte vandløb er dog med i analysen, selv om der mangler data for året 1989. For naturoplandene ses en lavere overvågningsfrekvens efter 2003.

Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har for størstedelen af perioden været faldende, mens koncentrationen de seneste 5-10 år har været omtrent konstant. 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 2004-2006 og i 2011, hvor koncentrationen faldt brat for i de efterfølgende år at nærme sig det tidligere niveau. I 2019 steg koncentrationen i mange vandløb drastisk i forhold til de foregående år, blandt andet på grund af en dårlig høst i 2018, som efterlod meget kvælstof i jorden, og et meget tørt efterår i 2018, som forhindrede udvaskning af kvælstof. Den store kvælstofpulje i jorden blev derfor først udvasket i forbindelse med store mængder regn i efteråret 2019. Kvælstofkoncentrationen i 2020 ligger på niveau med årene før 2019.

I vandløb med betydelige udledninger fra dambrug har der været en mindre, men dog betydelig, reduktion siden 1989. Her har koncentrationsniveauet 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, og desuden er TN-analyser for perioden 2009-2015 højst sandsynligt udført med en forkert metode, der underestimerer kvælstofkoncentrationen (se afsnit 1.4.1). 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 (vandløb, hvor forholdene er ændrede siden 1991, er fortsat med i analysen). For naturvandløb er perioden 2009 til 2015 markeret med grå baggrund, da TN i denne periode kan være påvirket af analysefejl (se afsnit 1.4.1).



Tabel 4.1. Nøgletal for statistisk test (Mann-Kendall trend test og Sen's hældningsestimator) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringsvægtede koncentrationer samt procentvis ændring i vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof. Midelværdier $\pm$ 95 % konfidensinterval for gennemsnittet (+ : stigning; - : fald).

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

Oplandstype 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald ($p < 0,05$)	Antal med signifikant stigning ($p < 0,05$)	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	4	0	-50 ± 29
Dyrket	49	48	0	-51 ± 4
Punktkilder	65	63	0	-48 ± 3
Dambrug	12	12	0	-37 ± 9
Alle*	133	128	0	-48 ± 2

5 Fosfor i vandløb

Jonas Rolighed, Hans Thodsen

Fosfor er, lige som kvælstof, et plantenæringsstof og den vigtigste årsag til forekomsten af en forøget mængde af planktonalger i mange søer. Fosfor kan også være af betydning for mængden af alger på visse tider af året i nogle fjorde. Af disse årsager har vandmiljøplanerne haft som et mål at reducere tilførslen 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 det åbne land og de spredt beliggende ejendomme uden rensning af spildevand 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 analyse af data fra NOVANA har imidlertid vist, at koncentrationen af opløst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) kan spille en rolle for visse plantearter og i visse vandløb og herigennem påvirke den generelle økologiske tilstand negativt (Wiberg-Larsen m.fl., 2012).

Fosfor transporteres via vandløb til søer og fjorde. Derfor er målte koncentrationer og beregnede tilførsler vigtige for at kunne vurdere udviklingen i tilførslerne af fosfor til søer og fjorde.

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

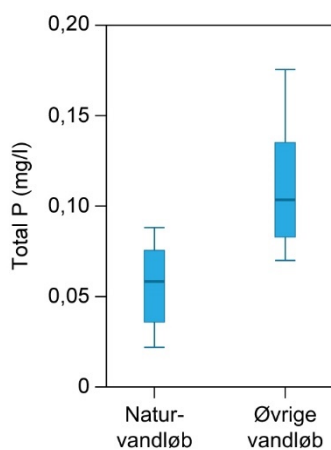
5.1 Tilstanden i 2020

Vurderingen af fosforkoncentrationer i vandløb er siden 2018 baseret på et væsentligt større antal vandløb end tidligere år, da NOVANA er blevet udvidet til næsten det dobbelte antal vandløb. Dette giver et mere dækkende geografisk billede.

Mediankoncentrationen af fosfor i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2020 omkring dobbelt så høj (0,103 mg P/l) som niveauet målt i naturvandløb (0,058 mg P/l) (Figur 5.1). Der gøres opmærksom på, at analyser fra naturvandløb kan være påvirket af fejl (se afsnit 1.4.1).

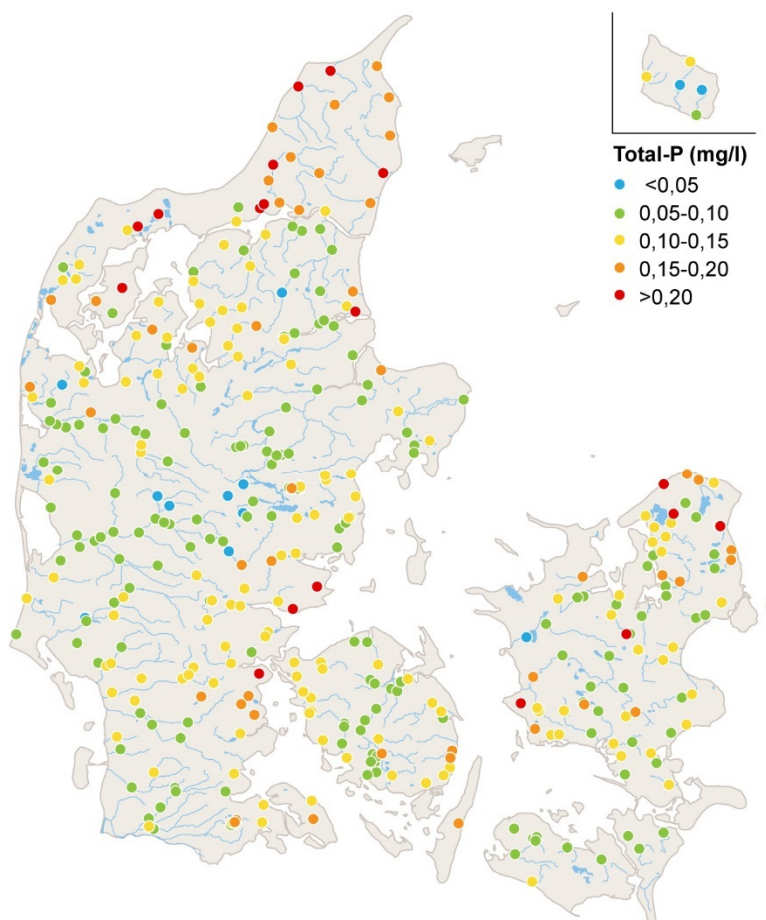
Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle i koncentrationen af fosfor, som kan forklare noget af variationen.

Figur 5.1 Koncentrationen af total-fosfor i vandløb i 2020. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whisker diagrammet angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler. Der gøres opmærksom på, at analyser fra naturvandløb kan være påvirket af fejl (se afsnit 1.4.1).



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 renseanlæg og spredt bebyggelse. Samtidig er der generelt mindre afstrømning (Figur 2.2) og dermed mindre vand til at fortynde med i de sjællandske vandløb. Også i Nordjylland ses høje koncentrationer, hvilket kan skyldes en høj erosionsrate af finsandede jorde og vandløbsbrinker med høj sedimenttransport til følge (Thodsen m.fl. 2019c). 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 2020. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

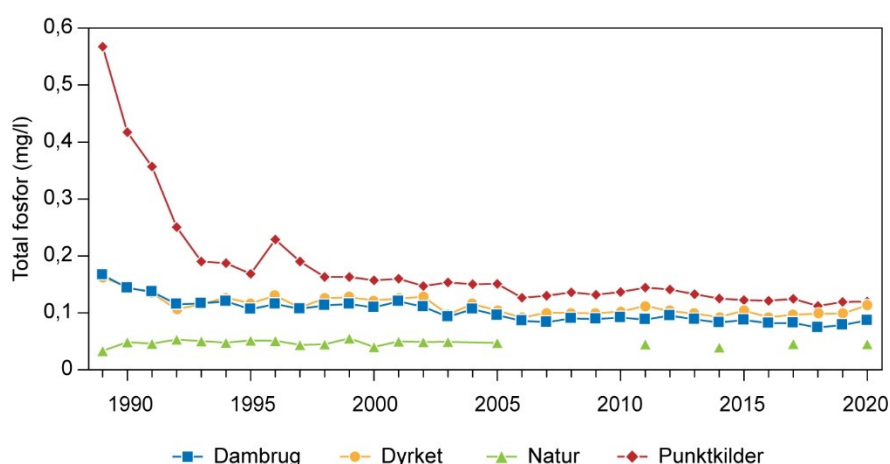


5.2 Udvikling siden 1989

Udviklingen i fosforkoncentration er beregnet ved hjælp af Mann-Kendall's trend test og Sen's hældningsestimator (Carstensen & Larsen, 2006). Koncentrationsændringen i det enkelte vandløb er herefter beregnet som den relative forskel på modelestimatet for 1989 og 2020. Analysen er baseret på vandløb med data for årlige, vandføringsvægtede fosforkoncentrationer for hele perioden 1989-2020. Enkelte vandløb er dog med i analysen, selv om der mangler data for året 1989. For naturoplandene ses en lavere overvågningsfrekvens efter 2003.

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 vandmiljøplanerne 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 ses en delmængde med fald i koncentrationen, mens der for størstedelen ikke kan påvises et signifikant fald i fosforkoncentrationen. Det gennemsnitlige fald i fosforkoncentration er således størst for oplande belastet med punktkilder og mindst for naturoplandene. Generelt er udledningen fra spredt bebyggelse også faldet og kan være en medvirkende faktor til fald i fosforkoncentrationen i alle typer af vandløb. Der er ikke testet for regionale forskelle.

Figur 5.3. Udvikling i fosforkoncentration siden 1989. Gennemsnit af vandføringsvægtede årsmiddelværdier for vandløb med forskellige påvirkninger, klassificeret ud fra forholdene i 1991 (vandløb, hvor forholdene er ændrede siden 1991, er fortsat med i analysen).



Tabel 5.1. Nøgletal for statistisk test (Mann-Kendall trend test og Sen's hældningsestimator) af udviklingstendenser siden 1989 for vandføringsvægtede koncentrationer samt procentvis ændring i vandføringsvægtede koncentrationer af fosfor. Middelværdier $\pm$ 95 % konfidensinterval for gennemsnittet. (+ : stigning; - : fald).

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

Opland klassificeret for 1991	Antal stationer	Antal med signifikant fald ($p < 0,05$)	Antal med signifikant stigning ($p < 0,05$)	Procentvis ændring i koncentration
Natur	6	0	0	-3 $\pm$ 20
Dyrket	29	13	0	-23 $\pm$ 8
Punktkilder	65	57	0	-43 $\pm$ 5
Dambrug	12	11	0	-41 $\pm$ 11
Alle*	134	97	0	-34 $\pm$ 4

6 Kvælstoftilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Søren Erik Larsen, Gitte Blicher-Mathiesen & Ane Kjeldgaard

Danmarks kystlinje er inddelt i kystafsnit af 1.-4. orden, hvor 1. orden som den groveste kategori er inddelt i 9 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.

Kvælstoftilførslen er i dette kapitel opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig.6.1 – 63.

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 233 målestationer dækkende et oplandsareal på 26.020 km². Det svarer til 60 % af landets samlede areal. I opgørelsen for 2019 indgik 233 stationer, for 2017 og tidligere år indgik 169 målestationer, som dækkede et samlet opland på 24.380 km², svarende til 57 % af landets samlede areal. For 96 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990, disse stationer dækker ca. 19.790 km², svarende til 46 % af landets areal. For 2020 har der været måledata fra 210 af stationerne. For 137 af de 233 målestationer er der ikke kontinuerede måledata 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).

Total-kvælstof- og total-fosfor-koncentrationer målt i vandløb i 2016 og de første 4 måneder af 2017 er analyseret med en forkert analysemetode. Der er foretaget en korrektion af total-kvælstof- og total-fosfor-koncentrationer målt i denne periode (Thodsen m.fl., 2021). Der er ligeledes gennemført en korrektion af total-kvælstof-data målt fra 2009 til 2015, da data for denne periode er analyseret med den samme forkerte metode. Denne korrektion er beskrevet i afsnit 1.4.1, og Larsen m.fl. (2021a, b).

For de umålte oplande er tilførslen af total-kvælstof beregnet ved brug af empiriske/statistiske modeller for tilførsel og omsætning af kvælstof i overfladevandssystemet, samlet i den såkaldte DK-QNP-model_v2. Dokumentation for metoden er givet i Windolf m.fl. (2010, 2011, 2012a). Det er tidligere påvist (Bøgestrand m.fl., 2009), at den anvendte metode havde en regional bias og generelt overestimerede kvælstofkoncentrationerne i det vestlige Danmark, mens der var en tendens til underestimering i den østlige del af landet. Denne bias opfattes som en generel model-bias. Derfor foretages der en bias-korrektion af enkelt månedstilførsler i de samme geografiske regioner, som anvendt i Thodsen m.fl. (2019a). Dog er der tilføjet en ekstra region dækkende Himmerland, hvor det er kendt, at den tidlige udvikling i den målte tilførsel ikke falder i takt med den modellerede tilførsel. Bias-korrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

En vigtig modelvariabel i DK-QNPv2-modellen til beregning af tilførsel af totalt diffust kvælstof er det årligt beregnede nationale kvælstofoverskud på markniveau (Markoverskudet). 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 markbalancerne beregnet i henhold til Blicher-Mathiesen m.fl., (2015).

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder er for samtlige år leveret af Fagdatacentret for Punktkilder (Miljøstyrelsen). Der er ikke foretaget en korrektion af total-kvælstof- og total-fosfor-værdier for eventuelt forkerte analysemetoder på data fra 2016 eller tidligere år (Miljøstyrelsen, 2018). For særskilte opgørelser af punktkildetilførsler af total-N og total-P henvises der til rapporten Punktkilder 2020 udgivet samtidigt med nærværende rapport (Miljøstyrelsen, 2021).

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere, ferskvandsdambrug og saltvandsbaseret fiskeopdræt er udledningerne knyttet til et punkt. Regnvandsbetingede udledninger (RBU) har tidligere 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.

Fagdatacentret for Punktkilder (MST) har ændret opgørelsen af udledning fra spredt bebyggelse, så der nu tages udgangspunkt i BBR-data fra 2018, og udledningen fra spredt bebyggelse er tilbageskrevet med udgangspunkt i 2018. For kvælstof anvendes for alle år den beregnede udledning fra 2018. For fosfor anvendes den beregnede udledning i 2018 justeret i forhold til udviklingen i fosforindholdet i en personækvivalent (PE) (Miljøstyrelsen, 2020b).

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 dermed blevet forlænget bagud. Hvis der modsat ikke forefindes tal for 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 regnvandsbetingede udledninger er bearbejdet for at opnå en god geografisk distribution og en fuld tidsserie, som kan bruges i det samlede modelkoncept. Den geografiske distribution af udledningspunkterne for 2013 fra PULS-databasen er kombineret med viden om den samlede 'aktuelle årsudledning' gennem hele perioden. Ud fra disse oplysninger distribueres et givent års udledning fra regnbetingede udledningspunkter geografisk (Skovmark, 2020).

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer sig især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere, regnvandsbetingede udledninger og saltvandsbaserede fiskeopdræt. Tidligere angivelser i den hydrologiske reference af, hvorvidt et anlæg udleder direkte til havet, var desværre fejlbehæftede. 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, dambrug og regnvandsbetingede udledninger. Saltvandsbaserede fiskeopdræt betragtes konsekvent som direkte udledere til havet.

De tilgængelige spildevandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Hvor der er behov for at anvende månedsudledninger, er det antaget, at disse er ens for alle måneder året igennem. Endelig skal det bemærkes, at spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse er indregnet under den diffuse kvælstofudledning.

Der foretages for kvælstof og nitrat en normalisering (nogle gange omtalt som klimanormalisering) af transporter/tilførsler i form af en månedlig afstrømningsnormalisering på den aktuelle geografisk skala. Afstrømningsnormaliseringen er nærmere beskrevet i Larsen m.fl. (2020a). Afstrømningsnormaliseringen foretages for bedst muligt at kunne tage højde for variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftilførsel. Metoden består i at fitte en lineær model til logaritmetransformerede månedstransporter og månedsvandafstrømninger. Modellen har en hældningskoefficient, som afhænger lineært af år, og ingen afskæringskoefficient. Efter modelfit og beregning af normaliserede værdier tilbagetransformeres disse og adderes op til årsniveau. Den normaliserede transport illustrerer den kvælstoftransport, der ville have været det enkelte år, såfremt vandafstrømningen havde været konstant gennem hele perioden 1990-2020 (324 mm / år).

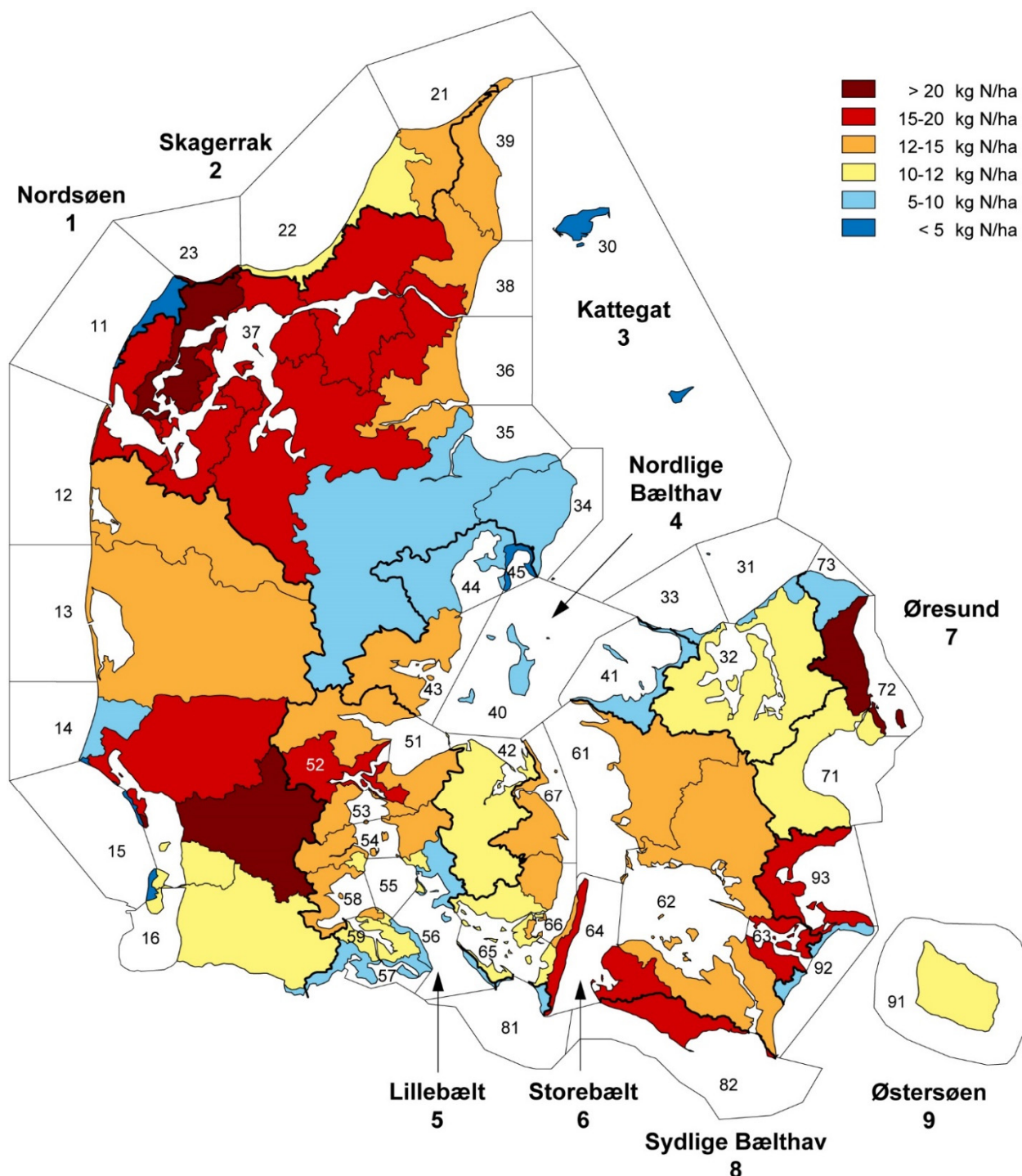
6.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2020

For 2020 blev der i alt beregnet en tilførsel på omkring 57.000 tons total- kvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Dette er 23 % mindre end for 2019, hvor tilførslen var ca. 74.000 ton N. Samtidig var vandafstrømningen på 359 mm i 2020 ca. det samme som i 2019, 358 mm. Dermed blev kvælstoftilførslen i 2020 lavere end året før, mens vandafstrømningen var den samme.

Tabet af total-kvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var som gennemsnit i 2020 omkring 13,3 kg N/ha mod ca. 17,1 kg N/ha i 2019. Der var dog betydelige afvigelser imellem de forskellige dele af landet (Figur 6.1). I nogle oplande var tabet til de kystnære vandområder mindre end gennemsnittet, fx i Gudenå-systemet. Her sker der via vandløbssystemets mange søer en væsentlig fjernelse af det tilførte kvælstof, inden vandet løber ud i Randers Fjord (Figur 6.1). Det almindelige mønster er forholdsvis små oplandstab i Østdanmark, mens der ses større oplandstab i de vestlige og nordlige dele af Jylland. Det skyldes, at kvælstofoverskuddet på markerne i Østdanmark typisk er mindre end gennemsnittet (Windolf m.fl. 2012b), samt at vandafstrømningen i det østlige Danmark er væsentligt mindre end mod vest. Dette sædvanlige mønster er ikke så tydeligt i 2020 (Figur 6.1). Der ses forholdsvis høje oplandstab i oplandet til Limfjorden og oplandet til den nordlige del af Vadehavet, men også forholdsvis høje arealspecifikke tab fra Sydsjælland og Lolland-Falster. Der ses dog forholdsvis lave tab på Djursland og i oplandet til Randers fjord samt i oplandet til Flensborg fjord, på Als, Sydvestfyn og det nordligste Sjælland (Figur 6.1).

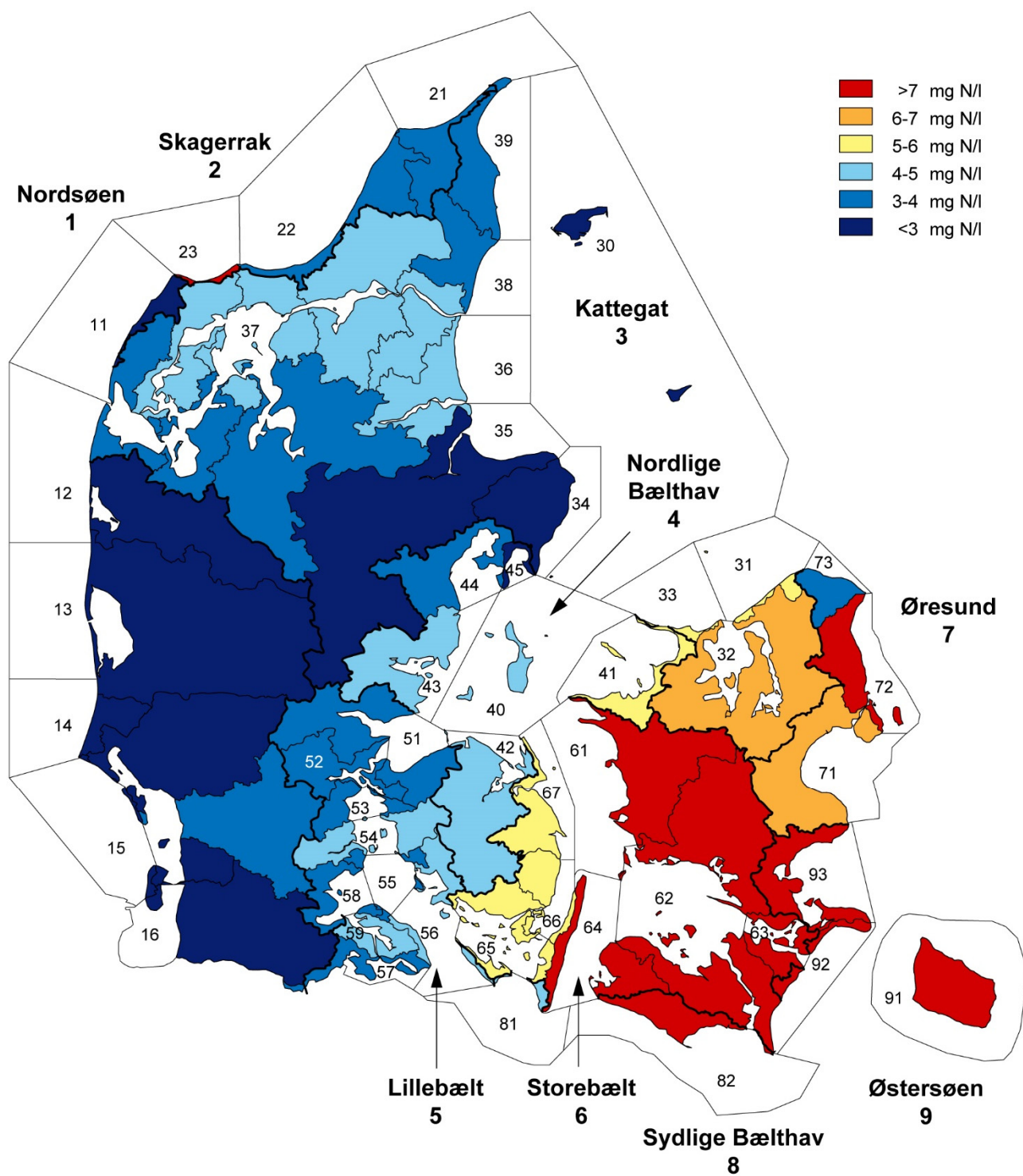
Den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof for hele landet er for 2020 opgjort til 3,7 mg N/L, som er den laveste koncentration siden overvågningsperiodens start i 1990, og klart lavere end de 4,8 mg N/l i 2019, som var usædvanligt høj og den højeste siden 2004 (Figur 6.5b). Indholdet af total-kvælstof i det afstrømmende vand til kystvandene var i store dele af Jylland mindre end 3 mg N/l og er typisk større i det østlige Danmark (Figur 6.2). Den relative variation over landet var meget lig med den fra året før, hvor Syd- og Vestsjælland og Lolland-Falster har forholdsvis høje koncentrationer, ofte >7 mg N/L.

Der ses for 2020 således en markant forskel på de østlige og vestlige dele af landet. De mange søer i Gudenå-systemet medvirker, som nævnt oven for, til via denitrifikation at fjerne en betydelig andel af det kvælstof, der udledes til vandløbene, inden vandet med den resterende mængde kvælstof når frem til Randers Fjord. For fx 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 det udvaskede kvælstof således nitratreducerende lag i undergrunden, hvorved der sker en fjernelse (denitrifikation) af en væsentlig andel af det udvaskede kvælstof. I enkelte jyske oplande – fx visse områder omkring Limfjorden, Mariager Fjord og Horsens Fjord - var koncentrationerne generelt større end 4 mg N/l.

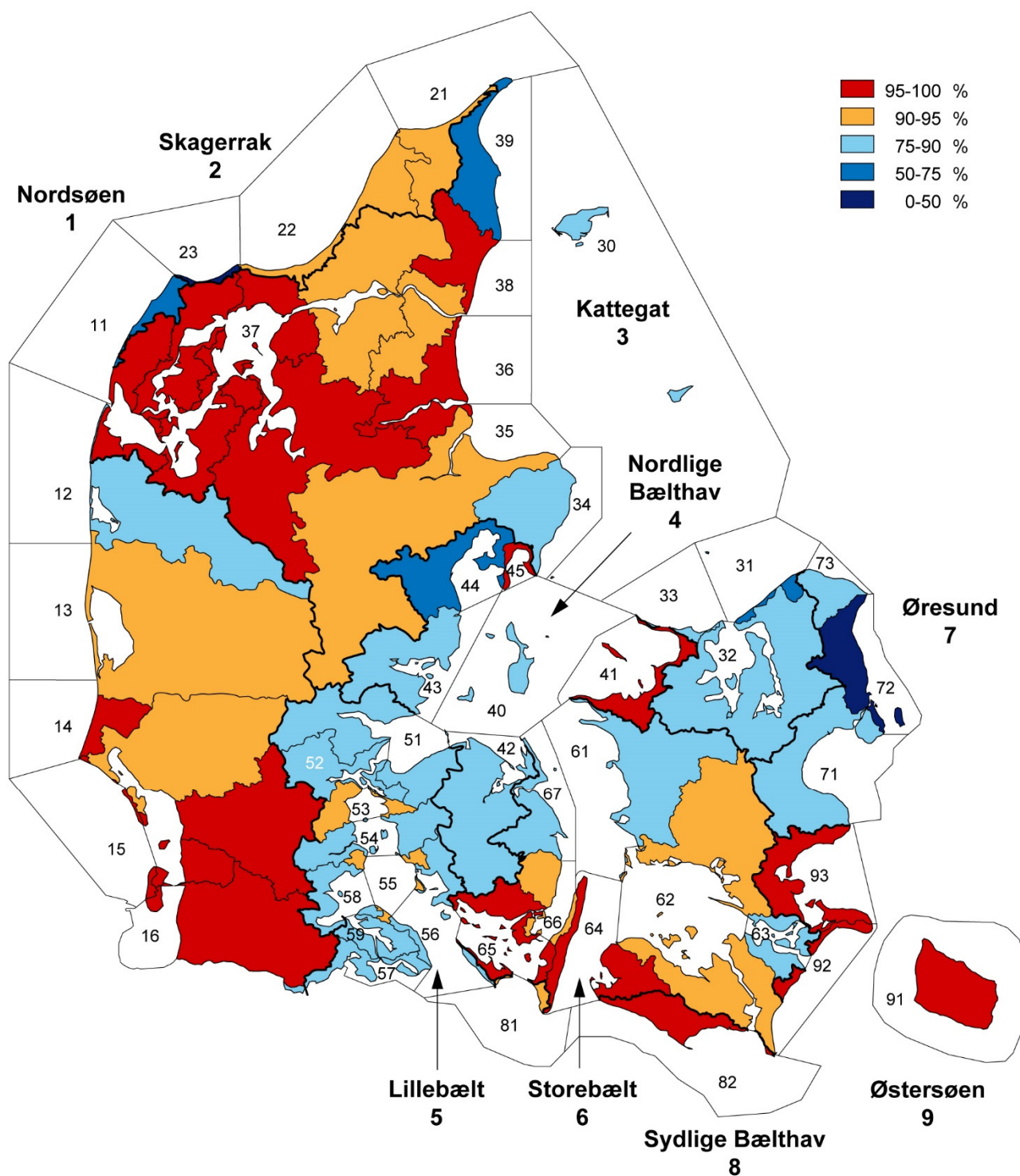


Figur 6.1. Areal specifikt tab af kvælstof fra oplandene til marine kystafsnit i 2020.

De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystområderne varierede – som i tidligere år – en del fra landsdel til landsdel (Figur 6.3). De diffuse kilder omfatter tilførsler fra såvel dyrkede som udyrkede jorder, men også i mindre omfang udledninger af spildevand fra spredtliggende ejendomme i ikke kloakerede egne. 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 totalkvælstof fra punktkilder (dvs. renselanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur og industri med særskilt udledning) på ca. 5.400 tons i 2020. Den diffuse tilførsel udgjorde ca. 52.000 tons. Det svarer til en fordeling på henholdsvis 9 % og 91 % af den totale kvælstoftilførsel, meget lig fordelingen til kystområderne de seneste 5 opgjorte år (8-11 % og 89-92 %).



Figur 6.2. Vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i vand, der afstrømmer til marine kystafsnit i 2020.



Figur 6.3. Diffus (samlet kvælstoftilførsel minus kvælstof fra punktkilder) andel af den totale kvælstoftilførsel til marine kystafsnit i 2020.

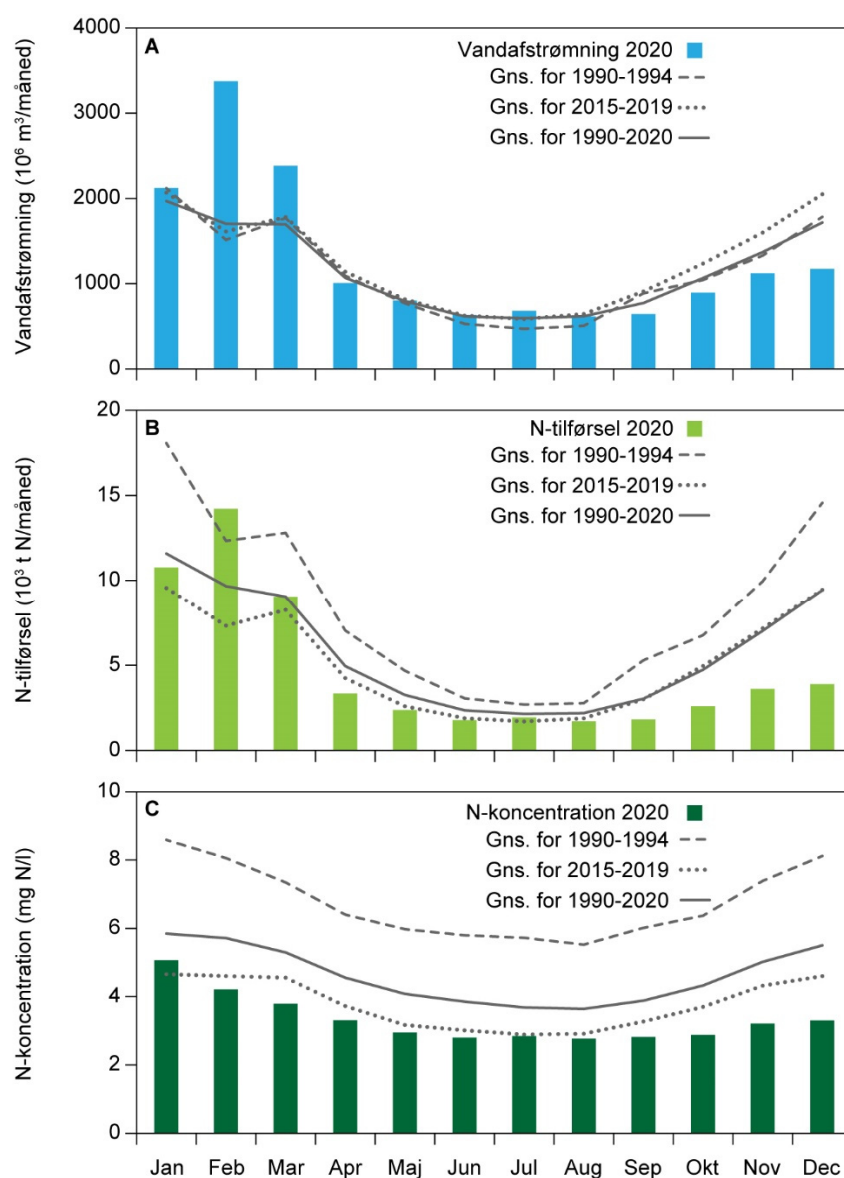
6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel

I 2020 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark 11 % højere end gennemsnittet for perioden 1990-2019 (Figur 6.4, A, se også kapitel 2). Der var i de enkelte måneder betydelige afvigelser i forhold til gennemsnittet. I februar og marts var afstrømningen betydeligt større end gennemsnittet i perioden siden 1990, mens den i årets sidste 4 måneder var lavere, specielt i december var den markant lavere. Generelt var afstrømningen mellem april og august tæt på gennemsnittet for den forudgående periode siden 1990.

Ligesom vandafstrømningen var kvælstoftilførslen i februar 2020 noget højere end gennemsnittet for februar de seneste 5 år (2015-2019) og faktisk højere end gennemsnittet for 1990-1994. I marts var kvælstoftilførslen tæt på midlet over de foregående 5 år, selvom vandafstrømningen var forholdsvis høj. Fra maj og frem til og med august lå tilførslen tæt på middel for de foregående 5 år, ligesom afstrømningen, mens april lå lidt under. I årets sidste fire måneder var kvælstoftilførslen markant under gennemsnittet for de foregående 5 år, specielt november og december havde lave tilførsler (Figur 6.4, B).

Kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand var for alle måneder tydeligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990 - 2020 (Figur 6.4, C). Kvælstofkoncentrationen lå for januar lidt over middel for perioden 2015-2019, juli lå tæt på middel, mens de resterende måneder lå under middel. Specielt marts og oktober til december havde lave koncentrationer. Det reducerede kvælstofindhold igennem perioden 1990-2020 i den samlede vandafstrømning er betinget af de markant reducerede tab af kvælstof fra de dyrkede marker samt af de reducerede udledninger af kvælstof med spildevand og i mindre grad som følge af reduceret atmosfærisk kvælstof deposition.

Figur 6.4. Månedsvise vandafstrømning (A), kvælstoftilførsel (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C) i 2020 og som gennemsnit for perioderne 1990-2020, 2015-2019 og 1990-1994.

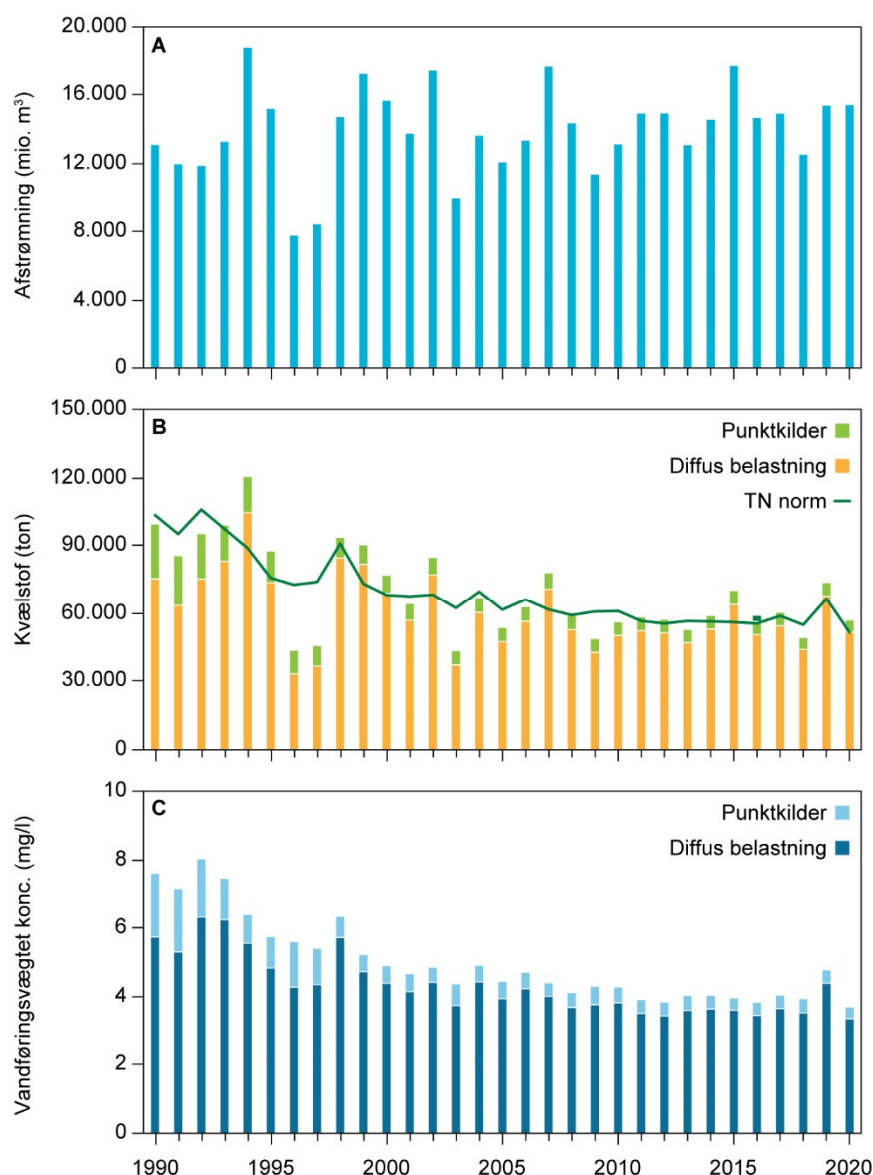


6.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2020

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 er specielt tydeligt, når der ses på udviklingen i den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof (Figur 6.5, C). Den vandføringsvægtede koncentration er således faldet fra et niveau på >7 mg N/l i begyndelsen af 1990'erne til i de seneste 5 år (2016-2020) i gennemsnit at være 4,1 mg N/l. Størstedelen af faldet gennem perioden kan forklares af en reduktion i de landbrugsrelaterede diffuse tab af kvælstof (Figur 6.5, B & C).

Det ses af Figur 6.5B & C, at både tilførslen og koncentrationen i 2019 var højere end i de omkringliggende år. Den høje 2019 koncentration skyldes en kombination af en tørkeramt og dermed lav høst i 2018 og et efterfølgende tørt sidste halvår 2018 med meget lille vandafstrømning. Herved var der en unormalt stor pulje kvælstof tilgængelig i jorden til 2019 med en høj koncentration til følge, nok primært på lerjorde med lav afstrømning (for yderligere forklaring se Thodsen m.fl. (2021)). Efteråret 2019 var, som nævnt andetsteds, meget afstrømningsrigt, hvorved hovedparten af den tilgængelige kvælstofmængde for 2019/20 vinterhalvåret, herunder en rest fra 2018, blev udvasket i 2019 og januar 2020. Derfor ses der i Figur 6.4 forholdsvis lave koncentrationer fra februar 2020 og resten af foråret, da den lettilgængelige kvælstofpulje i jorden her er udtømt. Afstrømningen er i efteråret 2020 lav, hvilket betyder, at grundvandsandelen af afstrømningen er høj. Da koncentrationen generelt er forholdsvis lav i grundvand, samtidigt med at kvælstofpuljen i overjorden nok er forholdsvis lille, giver det en lav koncentration og tilførsel i efteråret 2020. Derved bliver årskoncentrationen for 2020 lav.

Figur 6.5. Udvikling i ferskvands-afstrømning (A), kvælstoftilførsel, afstrømningsnormaliseret kvælstoftilførsel (TN-norm) og tilførsel fra hhv. diffuse- og punktkilder (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C), 1990-2020. 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. For 2016 er der en ekstraordinær tilførsel på 2.755 tons N som følge af ulykke på Fredericia havn (Thodsen m.fl. 2018)



Den gennemførte forbedrede spildevandsrensning har dog også bidraget signifikant til den samlede reduktion i kvælstoftilførslerne. Således er udledningerne af kvælstof fra punktkilder gennem perioden reduceret med 15-20.000 tons, eller omkring 80 % siden 1989/90 ifølge Miljøstyrelsen (2021). Miljøstyrelsen medregner i deres opgørelse kvælstof fra spredt bebyggelse, som ikke er inkluderet som punktkilde i denne rapport, hvor den betragtes som en del af de diffuse kilder. I 2020 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder således kun ca. 9 % af den samlede kvælstoftilførsel fra land til havet mod typisk 20-25 % i begyndelsen af 1990'erne.

En statistisk analyse (Mann-Kendall trend test, Tabel 6.1) viser, at der er tale om et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede årstilførsel af totalkvælstof til havet (Larsen m.fl., 2020a). Signifikansen af tidsserietrenden er testet ved anvendelse af Mann-Kendalls trend test samt "change-point"-modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For Total N er der defineret to knæpunkter hhv. mellem 1993 & 1994, eller mellem 1994 & 1995 (alt efter farvandsopland, for tilførslen fra hele landet er knæpunktet mellem 1993 & 1994) og 2010 & 2011. Derved er tre lineære modeller estimeret, og det totale fald gennem perioden er beregnet ved formlen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2020} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor $\hat{x}_{1990}$ er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er $\hat{x}_{2020}$ den estimerede værdi for 2020. Estimerer er beregnet ud fra de tre lineære modelers matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimererne for årene 1990 og 2020. Det signifikante fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel for hele landet er estimeret til 43 % (95 % konfidensgrænser: 38 til 49 %). Udviklingen i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel er et godt mål for den reelle udvikling i kvælstoftilførslen, fordi der delvist tages højde for betydningen af de store naturlige udsving i vandafstrømning. Ligeledes kan der for hvert af de analyserede 11 farvandsområder konstateres et signifikant fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel (Tabel 6.1). Faldet i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel er også signifikant og estimeres på landsplan til 36 % i perioden 1990-2019, (95 % konfidensgrænser: 29 % til 43 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel mellem 8 % og 48 %. For diffus total-kvælstof er der for de 11 farvandsoplande estimeret et knæpunkt mellem hhv. 1993 & 1994, eller 1994 & 1995 (alt efter farvandsopland) og 2010 & 2011 undtagen for Sydlige Bælthav, hvor der ikke kan bestemmes knæpunkter.

Tabel 6.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede og i den diffuse tilførsel af kvælstof til kystområderne for perioden 1990–2020. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på afstrømningsnormaliserede tilførsler. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5%-niveau.

Kvælstof		
Farvandsområde	Diffus tilførsel % ændring	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-29	-35
Skagerrak	-41	-50
Kattegat	-33	-42
Nordlige Bælthav	-48	-51
Lillebælt	-44	-50
Storebælt	-28	-37
Øresund	-36	-70
Sydlige Bælthav	-8	-12
Østersøen	-24	-34
Limfjorden	-32	-33
Isefjorden/Roskilde fjord	-35	-32
Danmark	-36 (-43; -29)	-43 (-49; -38)

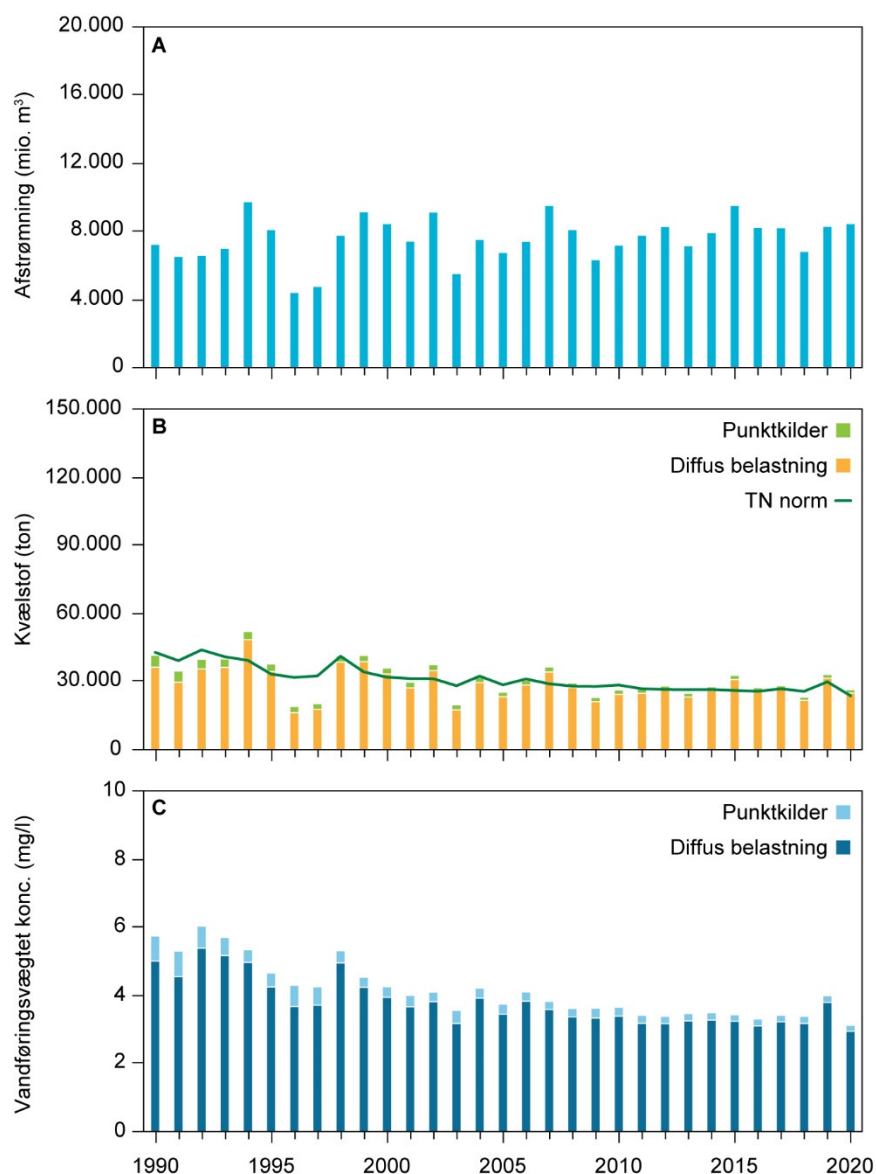
Analyserne af udviklingen i kvælstoftilførselen i Tabel 6.1 er udført på de samlede tilførsler fra målte og umålte oplande. Gennemføres en lignende statistisk analyse af udviklingen i den samlede kvælstoftransport fra vandløbsmålestationer, der indgår i beregningerne med måletidsserier for hele perioden 1990-2020, finder man en tilsvarende udvikling i den diffuse kvælstoftilførsel.

6.5 Kvælstoftilførsel fra målt opland

I dette afsnit er kvælstoftransporten opgjort for det målte opland, altså den del af Danmark, som er placeret opstrøms målestationer, som har været i drift med total-kvælstof- og total-fosfor-målinger igennem hele perioden 1990-2020. Det er tilfældet for 96 stationer og dækker ca. 46 % af landets areal (19.790 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (96 stationer) er for 2020 opgjort til 427 mm, hvilket er 2 % højere end i 2019 (419 mm) og 12 % højere end gennemsnittet for perioden 1990-2019 på 382 mm (Figur 6.6, A). Den relative forskel mellem 2019 og 2020 er således næsten den samme som for hele landet (ca. 0 %). Vandafstrømningen for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 359 mm i 2020.

Figur 6.6. Udvikling i ferskvands-afstrømning (A), kvælstoftransport fra hhv. diffuse kilder og punktkilder samt afstrømnings-normaliseret total kvælstof transport (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2020. Kvælstoftransporten er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder. Der er i den beregnede kildeopsplitning ikke indregnet retention af kvælstof udledt med spildevand til ferskvand.



Kvælstoftilførselen fra det målte opland var i 2020 ca. 26.000 ton, hvilket er et fald på ca. 20 % i forhold til kvælstoftilførselen på 33.000 i 2019 (Figur 6.6, B). Andelen af kvælstoftransporten, som stammer fra punktkilder, er opgjort til 6 %, 1500 ton. Denne andel har været faldende igennem perioden siden 1990, hvor gennemsnittet for 1990-1994 var ca. 11 % mod et gennemsnit på ca. 6 % for de foregående 5 år. Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkildeandelen er lidt overestimeret.

Den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration for det målte opland er for 2020 opgjort til 3,1 mg N/l mod 4,0 i 2019 (Figur 6.6, C). 3,1 mgN/l er den

laveste værdi målt siden 1990, den hidtidige laveste værdi var 3,3 mgN/l i 2016. Kvælstofkoncentrationen i begyndelsen af måleperioden 1990 til 2019 var højere, end den er nu. Middelkvælstofkoncentrationen 1990 til 1994 var 5,6 mg N/l, mens middel for de foregående fem år (2015-2019) er 3,5 mg N/l.

Ved sammenligning mellem Figur 6.5 og Figur 6.6 ses det, at den overordnede udvikling på det målte opland og hele landet er tæt på at være ens.

6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen

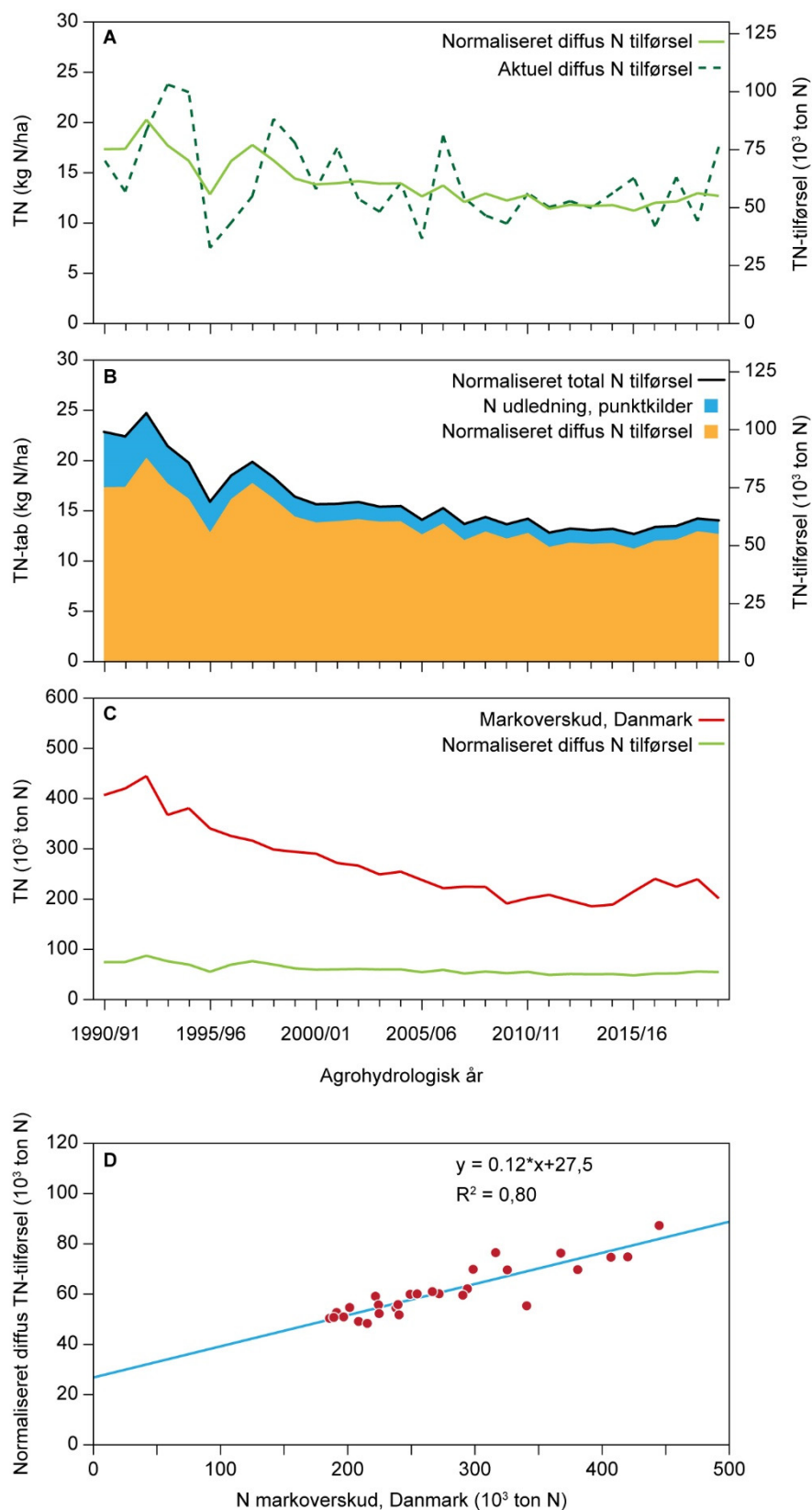
Som bl.a. vist i dette kapitel er der en væsentlig kobling mellem størrelsen af ferskvandsafstrømningen og den tilknyttede kvælstoftilførsel. I nedbørsrige år med stor ferskvandsafstrømning vil der typisk også være en større kvælstoftilførsel end i nedbørsfattige år. Variationer i ferskvandsafstrømningen medfører således en betydelig år til år variation i kvælstofafstrømningen. Denne variation vanskeliggør i nogen grad en vurdering af, hvorledes de kvælstofbegrænsende tiltag generelt er slået igennem. Betydningen af variationer i ferskvandsafstrømningen for det enkelte års kvælstoftilførsel er i bl.a. Figur 6.7A søgt reduceret. Figuren viser dels den – stærkt varierende – aktuelle samlede kvælstoftransport i vandløb fra diffuse kilder de enkelte agrohydrologiske år (1. april til 31. marts det følgende kalender år) i perioden siden 1990/91 og dels den afstrømningsnormaliserede kvælstoftransport, der varierer betydeligt mindre end den aktuelle tilførsel (der indgår også afstrømningsnormaliserede tilførsler af total-kvælstof, målt kvælstoftransport og målt nitrattransport i Figur 6.5, 6.6, 8.2 og 8.3). Det er således nemmere, både statistisk og visuelt, at erkende udviklingen i årstilførslen på normaliserede- end aktuelle tilførsler. Når kvælstoftilførslen til havet søges normaliseret, er det således 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 kvælstoftabet fra de dyrkede arealer.

Den anvendte metode til afstrømningsnormalisering er beskrevet i Larsen m.fl. (2020a) og kort i afsnit 6.1. Det bemærkes, at den anvendte normaliseringsmetode ikke tager højde for alle effekter af vejret på dyrkningen og den heraf afledte effekt på kvælstoftilførslen til havet. Der kan fx ikke normaliseres for effekten af dårlig høst som følge af tørke eller for effekten af manglende såning af- eller misvækst af- efterafgrøder fx pga. en våd periode efter høst.

Det ses tydeligt, at der gennem perioden siden 1990 er sket et fald i den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder (Figur 6.7 A). Det totale fald i kvælstoftilførslen ses tydeligt at være størst i den første del af perioden (Figur 6.7, delfigur A & B).

Ud over de diffuse kilder til kvælstoftransporten udledes der også kvælstof med spildevand til vandmiljøet. Spildevandsudledninger er ikke i samme grad som tilførslerne 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 tilførsel) fås således et estimat for, hvordan udviklingen i den samlede 'normaliserede' kvælstoftilførsel til de kystnære områder har været siden 1990.

Figur 6.7. Udvikling i indikatorer for kvælstoftilførsler beregnet for agrohydrologiske år (1. april til 31. marts). (A) Aktuel og klimanormaliseret kvælstoftilførsel. (B) Normaliseret total-kvælstoftilførsel, normaliseret diffus kvælstoftilførsel og punktkildetilførsel, opgivet både som arealtab (kg/ha) og som tilførsler. (C) Kvælstof markoverskud og normaliseret diffus kvælstoftilførsel. (D) Plot af kvælstof-markoverskud mod normaliseret diffus tilførsel.



Den samlede normaliserede kvælstoftilførsel fra såvel diffuse kilder som fra punktkilder er illustreret i Figur 6.7 (B). Her er der regnet i agrohydrologiske år (1. april til 31. marts), idet dette er mest korrekt ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus kvælstoftilførsel til havet. Den aktuelle diffuse kvælstoftilførsel i 2019/20 er opgjort til 76.000 tons N, dvs. noget højere

end i 2018/19, hvor tilførslen var på 44.000 tons N og er den højeste siden 2006/07. Den samlede (diffus + spildevand) normaliserede tilførsel på agrohydrologiske år er i 2019/20 på 60.000 tons N mod 61.000 tons N i 2018/19. For de foregående 5 år (2014/15-2018/19) har den samlede normaliserede kvælstoftilførsel ligget på 55.000 til 61.000 tons N. Den normaliserede diffuse tilførsel er i 2019/20 opgjort til ca. 55.000 tons N. For de foregående 5 år (2014/15-2018/19) har de beregnede diffuse normaliserede kvælstoftilførsler været mellem 48.000-56.000 tons N.

Normaliseres der på kalenderår, fås for 2020 en normaliseret tilførsel fra diffuse kilder på 46.000 tons N mod 60.000 i 2019. Den normaliserede diffuse tilførsel er som middel af de foregående 5 opgjorte år (2015 – 2019) ca. 52.000 tons N med et interval på 50.000 – 60.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 5.400 tons N beregnes for 2020 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 51.000 tons N. For 2019 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N tilførsel på 66.000 tons N. For de fem år forud for 2020 (2015-2019) er den gennemsnitlige normaliserede N tilførsel på 59.000 tons N med et interval imellem 55.000 – 66.000 tons N/år. Både den normaliserede diffuse tilførsel og den normaliserede totale (inkl. punktkilder) tilførsel er de laveste i overvågningsperioden (1990 – 2020).

Den dominerende 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 6.7 C). Markoverskuddet er beregnet som beskrevet i Blicher-Mathiesen m.fl. (2015) og omfatter det samlede markoverskud for hele landets areal, dvs. fra såvel dyrkede som udyrkede arealer. Det ses af figuren, at markoverskud og den diffuse normaliserede kvælstoftilførsel falder i takt med hinanden.

Der er således – for perioden som helhed - en signifikant lineær relation mellem det nationale markoverskud og den samlede, normaliserede kvælstoftransport fra diffuse kilder (Figur 6.7, D). I de seneste 5 opgjorte agrohydrologiske år (1. april til 31. marts) har kvælstofoverskuddet (mark) varieret mellem 202.000 – 240.000 tons N.

På kvælstoffets vej fra mark til rodzone og ud i vandløb mod fjorde og øvrige kystvande sker der en reduktion i den transporterede kvælstofmængde (Figur 6.7 C). Reduktionen i den transporterede kvælstofmængde er tidligere vist ikke alene for landet som helhed, men også for en række deloplande til danske fjorde (Windolf m.fl. 2012b, 2012c).

Det er påvist, at der ikke for alle fjordoplande ses en lige hurtig respons på den diffuse kvælstoftilførsel af nedgangen i markoverskuddet (Windolf m.fl. 2012b, 2012c). Det gælder fx 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 nedgang i markoverskuddet, og som relationen vist i Figur 6.7 D indikerer. En væsentlig medvirkende forklaring herpå er forekomst af ikke-reduceret dybereliggende grundvand og deraf følgende højt indhold af kvælstof kombineret med høj opholdstid af grundvandet (gammelt grundvand), som bidrager væsentligt til kvælstoftransporten i vandløbene i disse områder.

6.7 Sammenfatning af resultaterne

- Den samlede kvælstoftilførsel fra land til kystvandene i 2020 er beregnet til ca. 57.000 tons N / år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 5.400 tons N / år. Beregningerne dette år (2020) er baseret på målinger fra 210 kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland.
- Den vandføringsvægtede total-kvælstof-koncentration for hele landet var i 2020 3,7 mg N / l, mod 4,8 mg N / l året før.
- Den vandføringsvægtede total-kvælstof-koncentration for 96 målestationer med fuld måletidsserie var i 2020 3,1 mg N / l.
- Den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystvandene for 2020 (kalender år) er beregnet til ca. 46.000 tons N.
- Den normaliserede totale kvælstoftilførsel til kystvandene for 2020 (kalender år) er beregnet til ca. 51.000 tons N.
- Kvælstoftilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 43 % (beregnet ud fra udviklingen i afstrømningsnormaliseret tilførsel).
- 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.
- De diffuse kilders andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystvandene var i 2020 omkring 91 %.
- Punktkildernes andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystvandene var i 2020 omkring 9 %.

7 Fosfortilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen og Søren Erik Larsen

7.1 Datagrundlag og metode

Fosfortilførslen er som kvælstoftilførslen opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit, jf. oplandene på kortene fig. 7.3–7.5. For måledatagrundlaget og den metodiske tilgang for opgørelserne henvises til kapitel 6. Der anvendes data fra i alt 233 stationer dækkende et oplandsareal på 26.020 km², svarende til 60 % af landets samlede areal. Det er en udvidelse af stationsnettet i forhold til tidligere. I opgørelsen for 2017 og tidligere år indgik 169 målestationer, som dækkede et samlet opland på 24.380 km², svarende til 57 % af landets samlede areal. For 96 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990. Disse stationer dækker ca. 19.790 km², svarende til 46 % af landets areal. For 137 stationer findes der ikke komplette måletidsserier for perioden siden 1990, og der foretages derfor en huludfyldning for fosfortransporten på disse stationer på tilsvarende vis som for kvælstof (Windolf m.fl. 2013).

For den øvrige del af landet (helt umålte oplande) er tilførslen beregnet ved hjælp af en empirisk model for den diffuse tilførsel, og resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra renseanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur og industriudledninger) og derefter fratrasket retentionsen i søer inden for de respektive oplande. Den diffuse tilførsel omfatter blandt andet tab af fosfor fra dyrkede og udyrkede jorder, eroderede vandløbsbrinker og udledninger af spildevand fra spredtliggende ejendomme i det åbne land (dvs. uden for kloakerede områder) (Andersen & Heckrath (red.), 2020). Modellen for den diffuse tilførsel anvender data for jordtype, dyrkningsgrad, andel af vådområder, nedbør og base-flow (dvs. grundvandsandelen af den samlede afstrømning) 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, hvor der beregnes for høje fosfortilførsler (bias) med den nuværende model (Tornbjerg m.fl. 2019). Denne bias opfattes som en generel model-bias. Derfor foretages der en biaskorrektion af enkeltmånedstilførsler i de samme 9 geografiske regioner som anvendt i Thodsen m.fl. (2019a). Biaskorrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

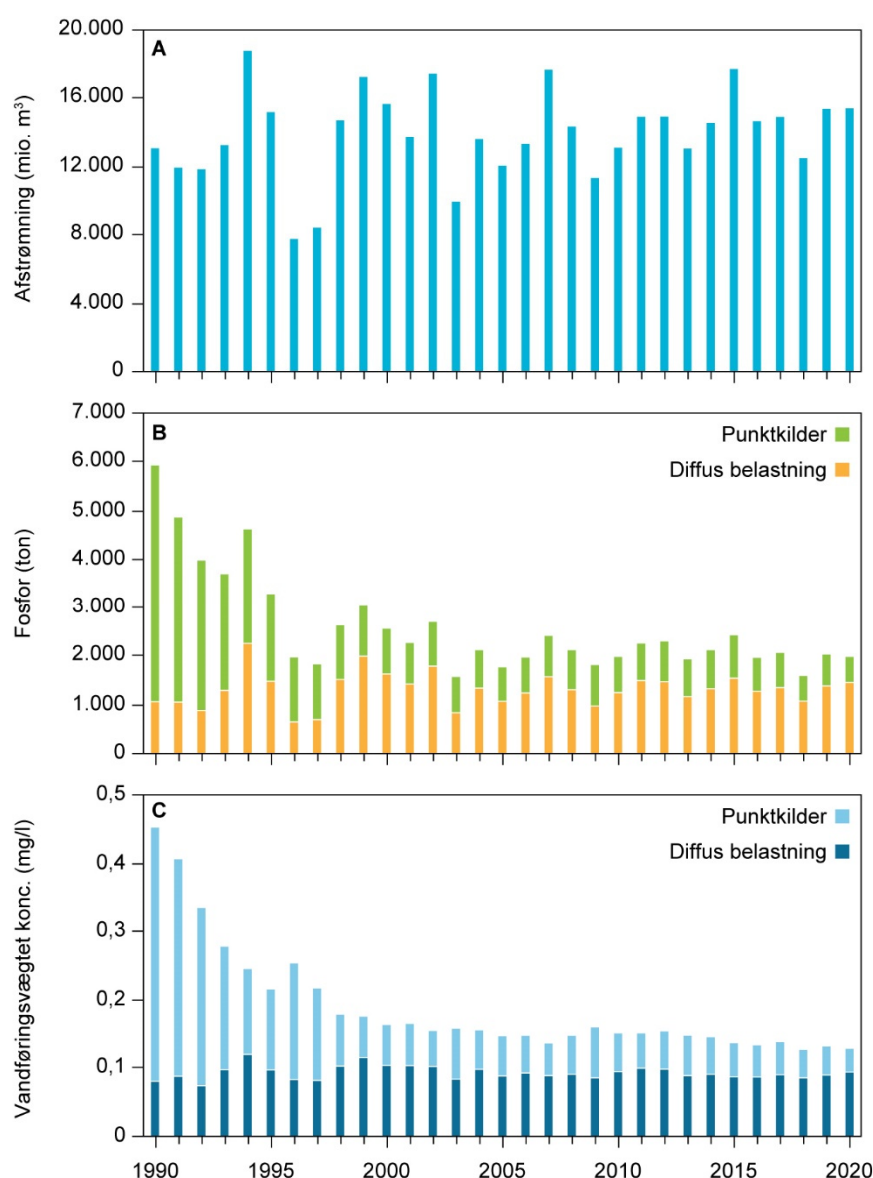
Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse tilførsel angivet som differensen mellem totaltilførslen og spildevandsudledningerne. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne er tilvejebragt som beskrevet i afsnit 66.1. For vandløbs vandkemiprøver analyseret i 2016 og de første 4 måneder af 2017 med en forkert analysemetode er der foretaget en korrektion (Thodsen m.fl., 2021). Der er ligeledes gennemført en analyse af, om data målt fra 2009 til 2015 skulle korrigeres (Larsen, 2018). Der blev ikke på det foreliggende grundlag fundet grund til at korrigere total-fosfor-data fra denne periode, se afsnit 1.4.1. Der er ikke foretaget korrektion af eventuelle fejlanalyser på spildevand (Miljøstyrelsen, 2018). I NOVANA rapporten ”Vandløb 2019” (Thodsen m.fl., 2021), er der en grå baggrund over perioden 2009-2015 i diverse tidsserie grafer. Denne skravering er fjernet i nærværende rapport, da data nu er analyseret grundigere og stadig uden tydelige indikation af, at der er brug for en korrektion. Analysen er dog ikke tilbundsående, så behovet for en eventuel biaskorrektion kan stadig opstå i fremtiden (se også afsnit 1.4.1).

7.2 Fosfortilførsel til havet i 2020

I 2020 blev der i alt beregnet en tilførsel af ca. 2.000 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (Figur 7.1, B). Det er omkring 3 % mindre end året før. Vandafstrømningen var i 2020 359 mm, hvilket er næsten det samme som året før (358 mm). Den vandføringsvægtede samlede fosfor (diffus + punktkilde tilførsel) koncentrationen i den samlede ferskvandsafstrømning til havet var 0,13 mg P/l i 2020 mod også ca. 0,13 mg P/l i 2019 og er faldet ca. 3 % (på uafrundede værdier) (Figur 7.1, C).

En del af forskellen i fosfortilførsel kan forklares ved variation i vandafstrømningen, dog er forskellen i både vandafstrømning og total-fosfor-koncentration imellem 2019 og 2020 meget lille. Specielt tilførslen fra diffuse kilder følger vandafstrømningen forholdsvis tæt, $R^2 = 0,86$ for perioden siden år 2000.

Figur 7.1. Ferskvandsafstrømning (A), samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) for 1990 til 2020. Fosfor er fordelt på tilførsler 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 P udledt med spildevand fra punktkilder.



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, B), hvilket er en direkte effekt af den forbedrede rensning, som i forbindelse med de daværende amters skærpede krav og

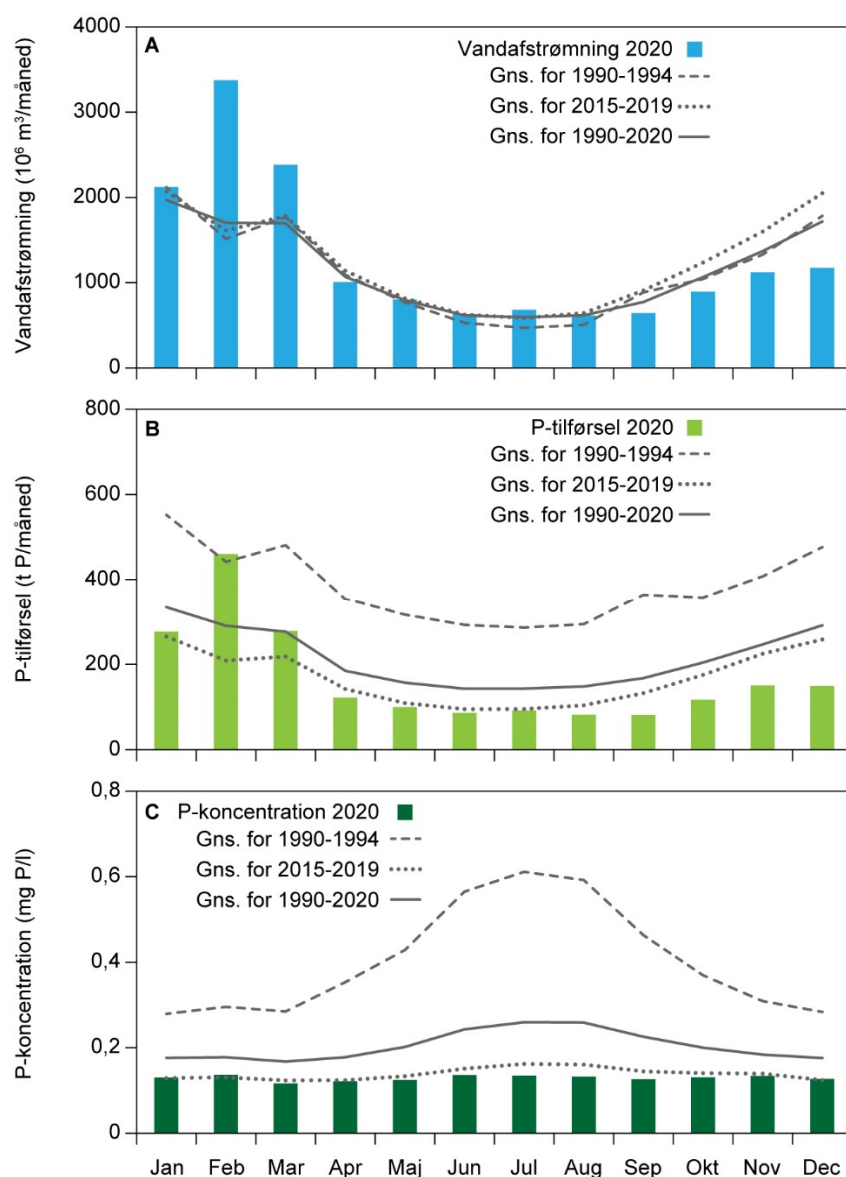
kravene i den første vandmiljøplan blev iværksat omkring og umiddelbart efter 1990. De samlede udledninger af fosfor med spildevand fra punktkilder (uden spildevand fra spredt bebyggelse, der indregnes som diffus kilde) er således faldet fra omkring 4.900 tons fosfor i 1990 til et niveau på 500-900 tons fosfor de seneste 5 år. Spildevandsudledningerne af fosfor fra punktkilder udgjorde i 2020 ca. 540 tons og blev dermed ca. 18 % lavere end i 2019. Spildevandsandelen af total-fosfor tilførslen er således ca. 27 %. Det skal bemærkes, at allerede i 1980'erne blev der på foranledning af krav fra de daværende amter reduceret kraftigt i udledningerne af 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). 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, A).

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, C). Efter det markante fald frem til slutningen af 1990'erne ses et nær konstant niveau de følgende år.

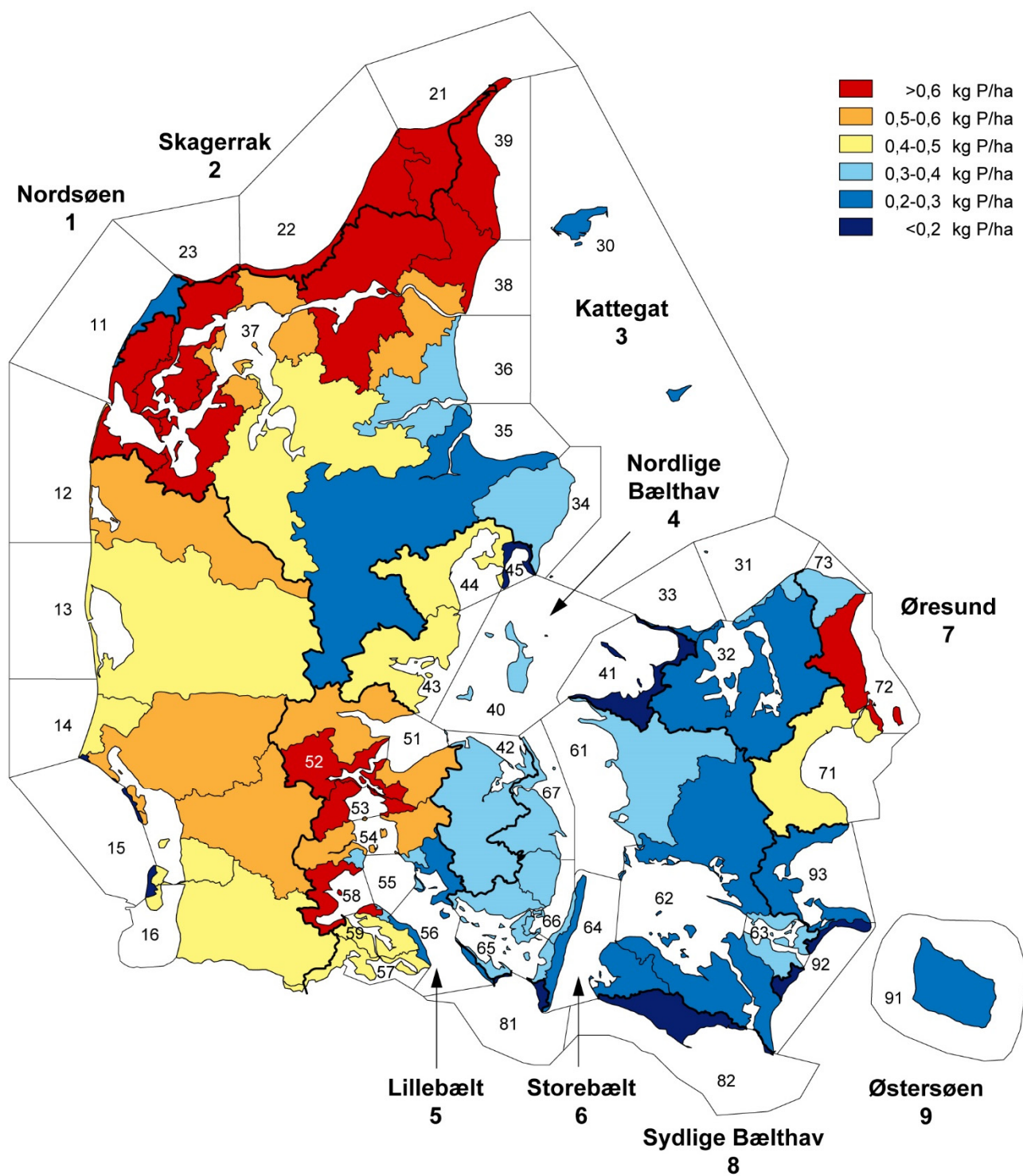
7.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel

Hen over året 2020 var fosfortilførslerne i alle måneder, med undtagelse af februar, markant lavere end gennemsnittet for årene 1990-1994 og også lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2020, undtagen i februar og marts. I forhold til gennemsnittet for de foregående 5 år 2015-2019 er fosfortilførslen i 2020 lavere i april og fra august til december, men højere i februar og marts. Specielt perioden september til december har forholdsvis lille fosfor-tilførsel. I de resterende måneder er 2020 på niveau med tilførslerne de foregående 5 år (Figur 7.2, B). Variationen i fosfortilførslerne fulgte som i tidligere år variationen i ferskvandsafstrømningen. De relativt høje fosfortilførsler i februar og marts forklares således af den store vandafstrømning i disse måneder, mens den forholdsvis lille fosfortilførsel i september til december primært skyldes den lave vandafstrømning i disse måneder (Figur 7.2, A). For 2020 er det specielt, at fosfortilførslen er forholdsvis høj i februar, hvilket primært skyldes den usædvanligt høje nedbørsmængde og afstrømning i denne måned. Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2020, men var på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder - markant mindre end gennemsnittet for perioden siden 1990-2020 (Figur 7.2, C). Fosforkoncentrationen ligger for alle årets måneder forholdsvis tæt på gennemsnitskoncentrationen for de sidste 5 år (2015-2019), dog lidt under juni til september. Generelt er fosforkoncentrationerne størst i sommermånederne, fordi ferskvandsafstrømningen her er mindst (Figur 7.2, A), hvorved det udledte spildevand ikke fortyndes så meget som i øvrige måneder. Dette fænomen er dog mindre tydeligt nu end tidligere, hvor spildevandstilførslen bidrog relativt mere til den samlede koncentration (Figur 7.2, C). I 2020 er total-fosfor-koncentrationen i det afstrømningsfattige efterår på samme niveau som i sommermånederne.

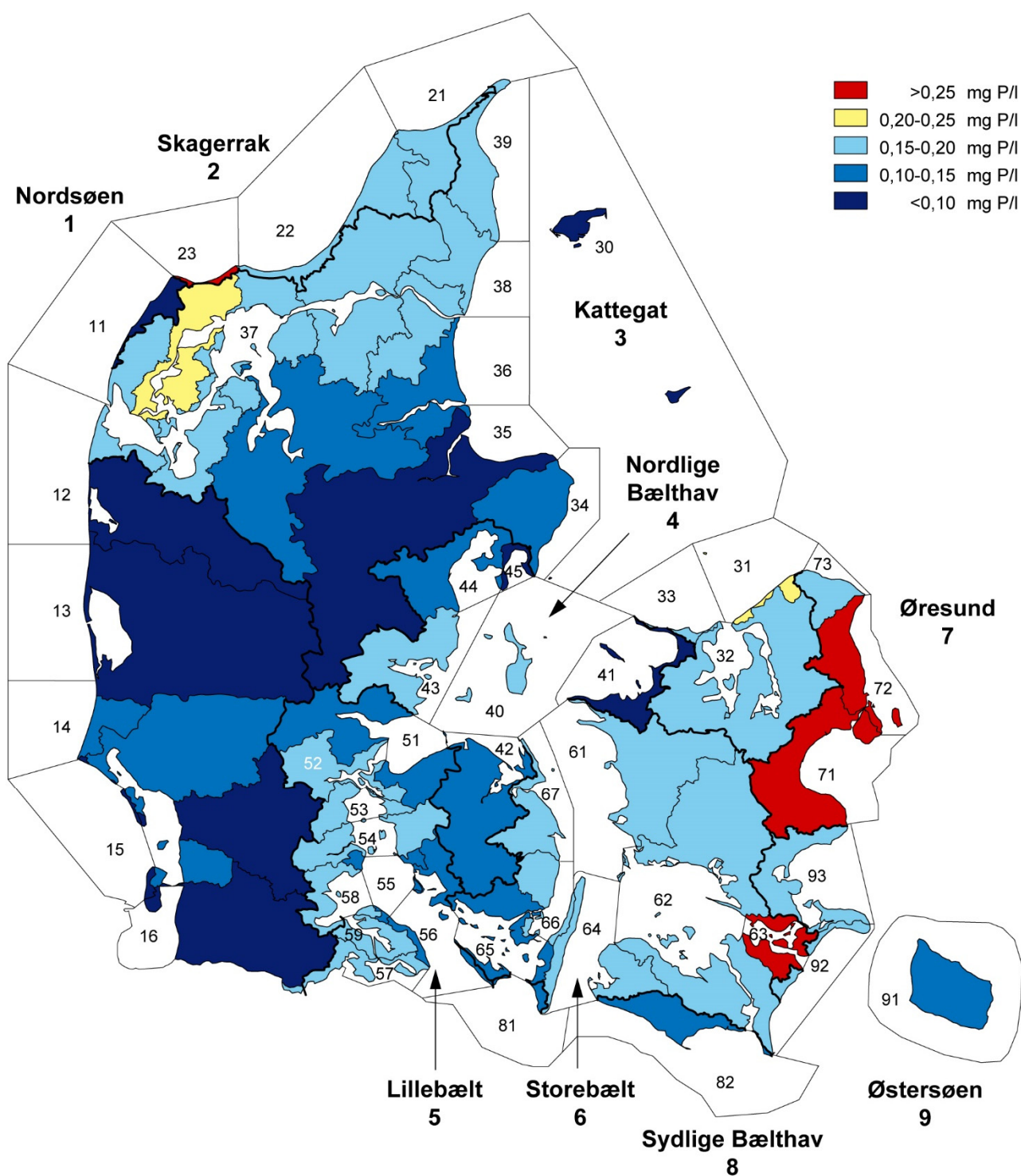
Figur 7.2. Månedsvise vandafstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2020 og som gennemsnit for 1990-2020, 2015-2019 og 1990-1994.



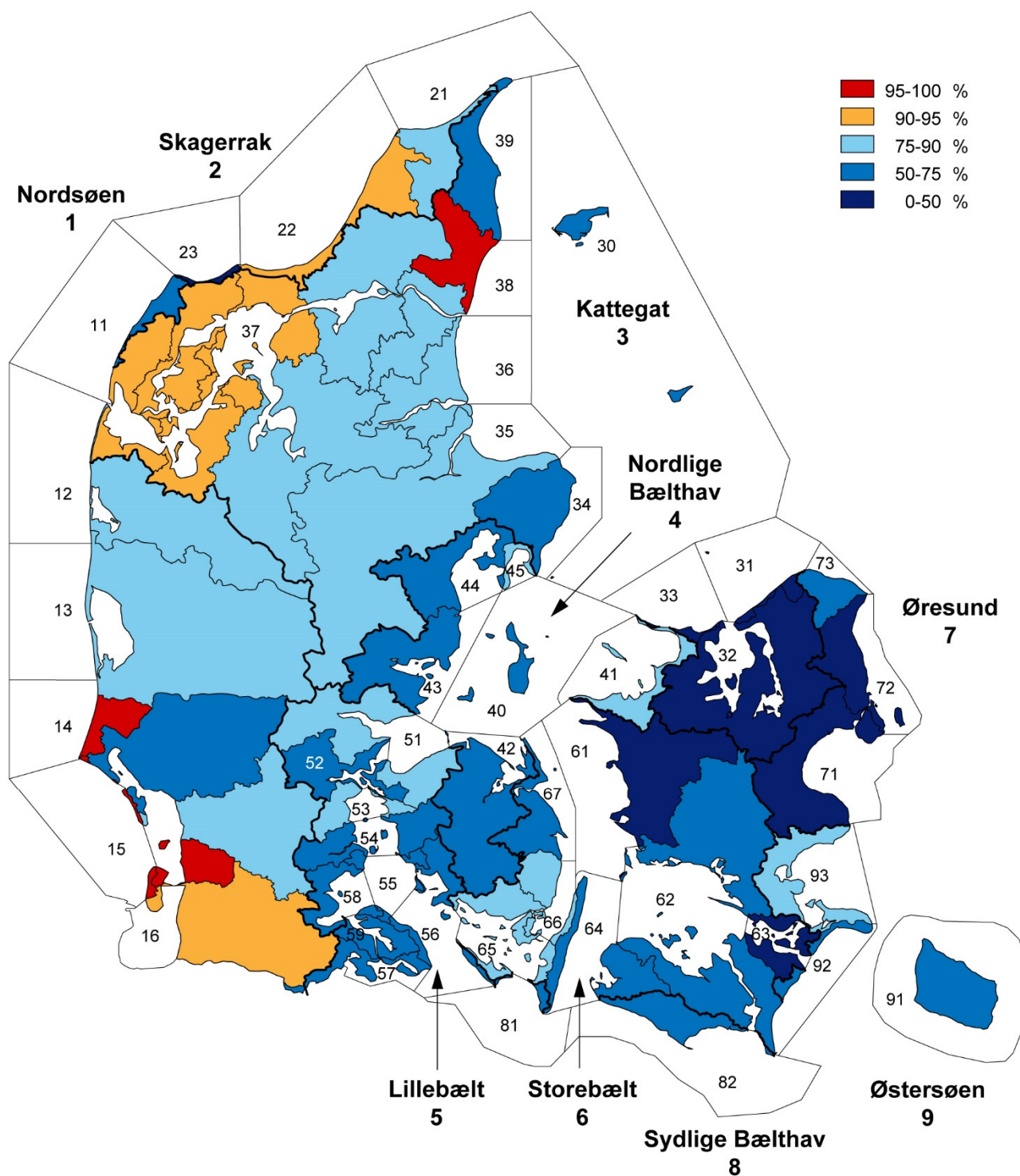
Den regionale tilførsel til kystområderne varierede betragteligt i 2020 (Figur 7.3). Størst var oplandstabet (målt som kg P/ha) i enkelte oplande til Lillebælt, Øresund samt for store dele af det nordlige Jylland, hvor tabet generelt var større end 0,6 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total-fosfor var i store dele af Midt- og Sydjylland <0,1 mg/l og i størstedelen af det øvrige Jylland, Fyn, Sjælland, Bornholm og Lolland Falster på mellem 0,1 og 0,2 mg P/l. Koncentrationen var generelt højere i oplandet til Øresund, Køge bugt, Storstrømmen og den del af Limfjorden, der ligger mellem Mors og Thy (Figur 7.4). De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i hhv. det nordvestlige og sydvestlige Jylland. De diffuse kilder betyder mindst i oplandene til Øresund, Køgebugt, Roskildefjord / Isefjorden og Storstrømmen (Figur 7.5).



Figur 7.3. Arealspecifikt tab af total-fosfor fra oplandene til marine kystafsnit i 2020



Figur 7.4. Vandføringsvægtet total-fosforkoncentration i vand afstrømmende til marine kystafsnit i 2020



Figur 7.5. Diffus (samlet fosfortilførsel minus fosfor fra punktkilder) andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2020

7.4 Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2020

Der har i perioden 1990-2020 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 trenden er testet ved anvendelse af Mann-Kendalls trend-test samt ”brocken-stick”-modeller (Carstensen & Larsen, 2006). For TP er der defineret et knæpunkt mellem 1997 og 1998, to lineære modeller er estimeret, og det totale fald er beregnet ved formelen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2020} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor $\hat{x}_{1990}$ er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er $\hat{x}_{2020}$ den estimerede værdi for 2020. Estimerer er beregnet ud fra de to lineære modeller matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimerterne for årene 1990 og 2020. Faldet er estimeret til omkring 69 %, varierende mellem 16 % til Limfjorden og 84 % fald i tilledningen til Øresund.

Reduktionen i tilførslen til 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 13 ud af 29 dyrkede type-vandløb uden udledninger fra egentlige punktkilder (jf. kapitel 5), afspejles således ikke i landstallene.

Tabel 7.1. Mann-Kendall trend-test af udviklingen i den samlede tilførsel af fosfor til kystområderne for perioden 1990–2020. Resultaterne er angivet som procentvis ændring i forhold til et estimeret niveau for 1990. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Tallene i parentes angiver 95 % konfidensinterval. Alle udviklinger er signifikante på 5 %-niveau.

Fosfor	
Farvandsområde	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-52
Skagerrak	-71
Kattegat	-64
Nordlige Bælthav	-69
Lillebælt	-70
Storebælt	-69
Øresund	-84
Sydlig Bælthav	-67
Østersøen	-76
Limfjorden	-16
Isefjorden/Roskilde fjord	-72
Danmark	-69 (-74; -65)

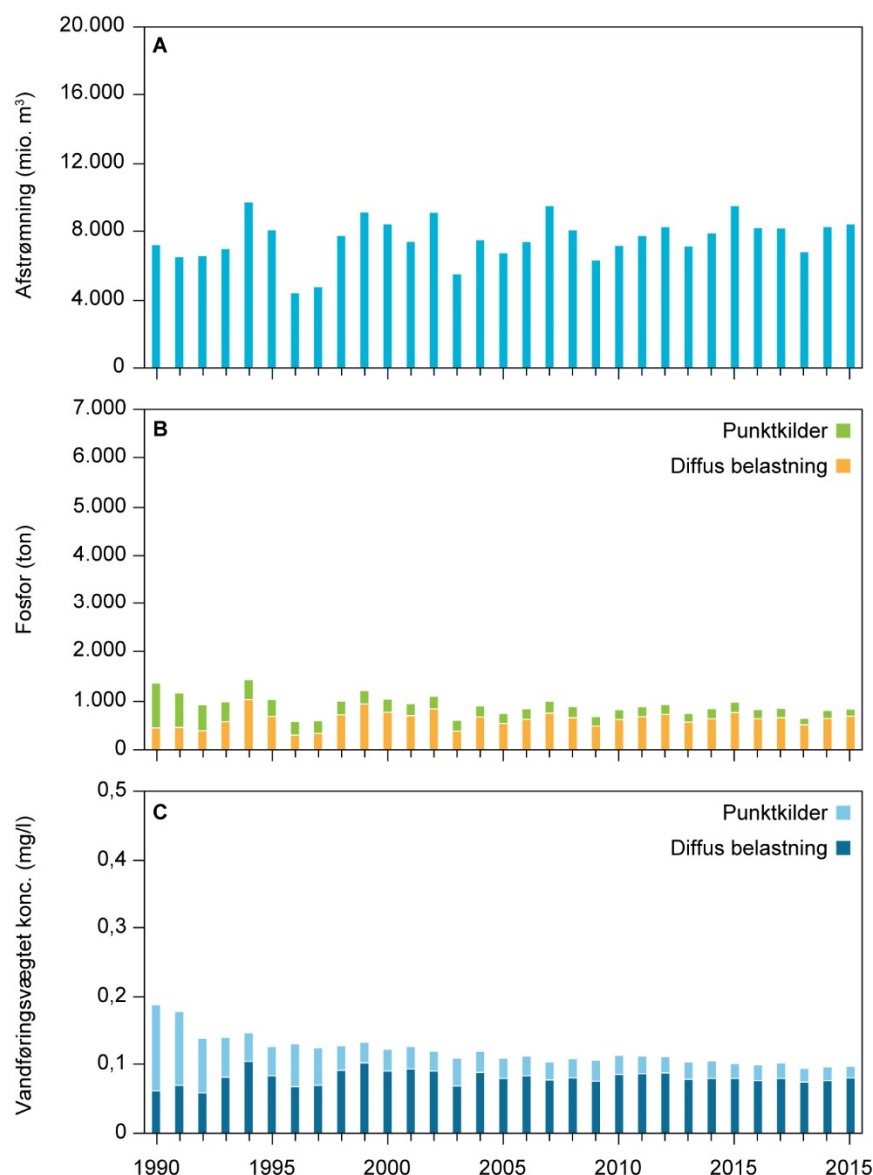
7.5 Fosfortilførsel fra målt opland

I dette afsnit er fosfortransporten opgjort for det målte opland, altså den del af Danmark, som er placeret opstrøms målestationer, som har været i drift med total-kvælstof- og total-fosfor-målinger igennem hele perioden 1990-2020. Det er tilfældet for 96 stationer, som dækker ca. 46 % af landets areal (19.790 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (96 stationer) er for 2020 opgjort til 427 mm, hvilket er 2 % højere end i 2019 (419 mm) og 12 % højere end gennemsnittet for perioden 1990-2019 på 382 mm (Figur 7.6, A). Den relative forskel mellem 2019 og 2020 er således næsten den samme som for hele landet (ca. 0 %). Vandafstrømningen (mm) for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 359 mm i 2020.

Fosfortilførslen fra det målte opland var i 2020 ca. 830 ton, hvilket er en stigning på ca. 3 % i forhold til fosfortilførslen i 2019 (Figur 7.6, B). Fosfortilførslen, som stammer fra punktkilder, er opgjort til ca. 150 ton P, svarende til 18 % af den samlede tilførsel. Denne andel har været faldende igennem perioden siden 1990, hvor gennemsnittet for 1990-1994 var ca. 50 % mod et gennemsnit på ca. 22 % for de foregående 5 år (2015-2019). Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkildeandelen er overestimeret.

Figur 7.6. Udvikling i ferskvands-afstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2020. Fosfortilførslen er fordelt på diffuse kilder (inkl. spildevand fra spredt bebyggelse) og spildevand fra punktkilder. Der er i den beregnede kildeopsplitning ikke indregnet retention af fosfor udledt med spildevand til ferskvand.



Den vandføringsvægtede fosforkoncentration for det målte opland er for 2020 opgjort til 0,099 mg P/l, hvilket er ca. 1 % højere end de 0,097 mg P/l i 2019 (Figur 7.6, C). Middel vandføringsvægtet fosforkoncentrationen 1990 til 1994 var 0,158 mg P/l, mens gennemsnittet for de sidste fem (2015-2019) år er 0,099 mg P/l.

Ved sammenligning mellem Figur 7.1 og Figur 7.6 ses det, at den overordnede udvikling på det målte opland og hele landet er næsten ens.

7.6 Sammenfatning af resultaterne

Den samlede fosfortilførsel fra land til kystvandene i 2020 er beregnet til ca. 2.000 tons P /år. Heraf udgør fosfor udledt med spildevand fra punktkilder ca. 540 tons P /år. Beregningerne dette år er baseret på målinger fra 210 aktive (i 2020) kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland

Den vandføringsvægtede total-fosfor-koncentration for hele landet var i 2020 0,13 mg P/l

Den vandføringsvægtede total-fosfor-koncentration for 96 målestationer med fuld måletidsserie var i 2020 0,099 mg P/l

Fosfortilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 69 % (vurderet ud fra udviklingen i vandføringsvægtede koncentrationer)

De diffuse kilders andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2020 omkring 73 %

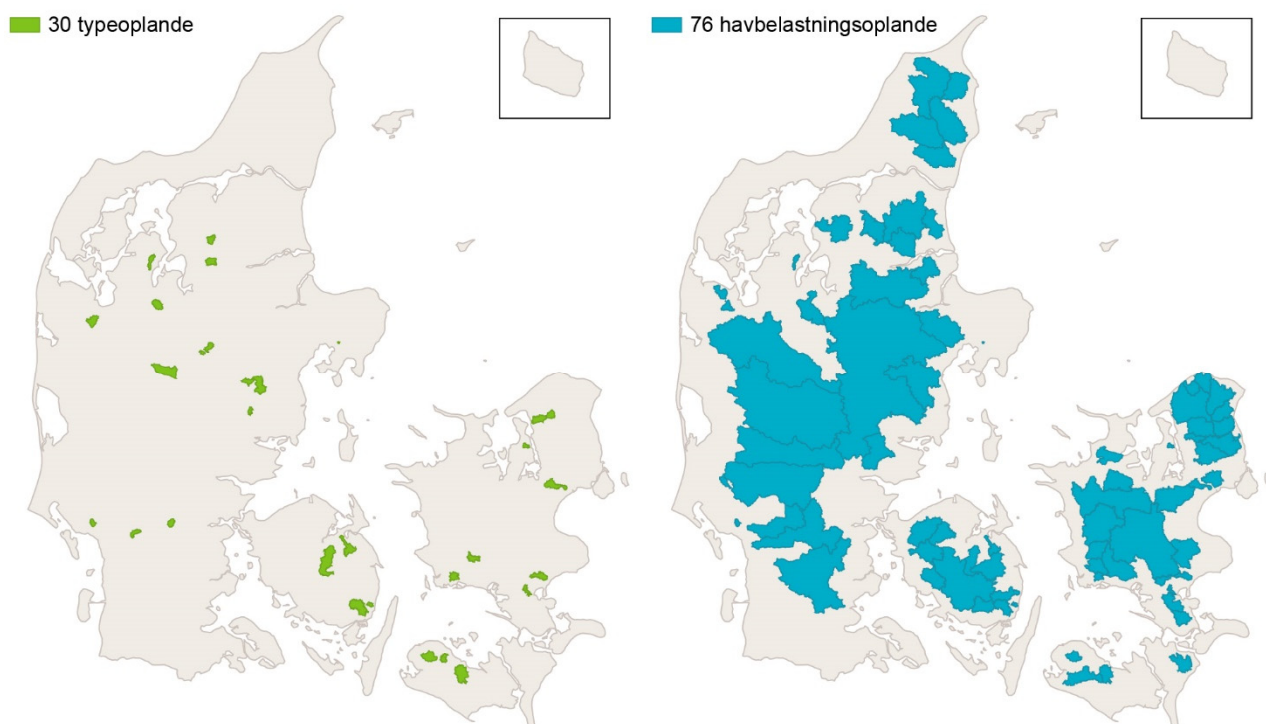
Punktkildernes andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2020 omkring 27 %

8 Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer

Jonas Rolighed, Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Gitte Blicher-Mathiesen

Nitrat-N-analyserne er i modsætning til TN-analyserne ikke analyseret med en forkert metode (jf. afsnit 1.4.1). Derfor er det interessant at se på udviklingen i nitrat-N og sammenligne med udviklingen i TN. Det er desuden interessant at sammenstille nitrat-N-data med TN-data.

Udviklingen i nitrat-N-koncentrationen og -transporten i perioden 1990 til 2020 er belyst i dette kapitel. Udviklingen kan beskrives for 30 typeoplande (>60 % dyrkning) og 76 havbelastningsstationer med månedlig måletidsserie for hele perioden. Havbelastningsstationerne dækker ca. 38 % af landet, svarende til et samlet målt areal på 16.345 km², og har en gennemsnitlig dyrkningsgrad på 55 %, hvilket stort set svarer til dyrkningsgraden for hele landet, der er på ca. 60 %. Det målte areal er vist i Figur 8.1.



Figur 8.1. Placering af de 30 typeoplande (tv) og 76 havbelastningsoplande (th), der i dette kapitel anvendes til at opgøre nitrat-N-transport.

Der findes færre kystnære målestationer med en fuld måletidsserie for nitrat-N end for TN, hvorfor der indgår færre stationer i dette afsnit end i afsnittet 6.5 om det målte opland.

Der foreligger ikke metoder til at estimere nitrat-N-værdier for målestationer med manglende måledata for en del af måleperioden eller for umålt opland, hvorfor der ikke kan beregnes en nitrat-N tilførsel for hele landet, som det er gjort for TN i kapitel 6.

Nitrat-N udgør for de fleste danske vandløb en forholdsvis stabil og høj andel af TN, hvorfor nitrat-N kan bruges som verifikation af TN-udviklingen på målestationer (Blicher-Mathiesen, 2017). Vurderinger af status og udvikling i koncentrationen og transporten af nitrat-N er således et supplement til de tilsvarende vurderinger af TN. Nitrat-N's andel af TN opgjort årligt for den samlede transport på de 76 målestationer varierede mellem 78 % og 87 % for perioden 1990 til 2017 (Blicher-Mathiesen, 2017). Der er en tendens til, at de højeste værdier findes i den første del af perioden. Således findes de 3 værdier over 85 % alle i perioden 1990 – 1993. Dermed kan der ved samme TN-transport to forskellige år være ca. 10 % variation i nitrat-N-transporten. For 30 typeoplande (>60 % dyrkning) med fuldstændig tidsserie varierede nitrat-N's andel af TN mellem 82 % og 91 % for perioden 1990 til 2017. For typeoplande ses også høje værdier for den tidlige del af perioden (Blicher-Mathiesen, 2017).

8.1 Nitrattransport og -koncentration for 76 havbelastningsoplande i 2019

Der er fra 2018 til 2019 forsvundet en målestation med fuld måletidsserie siden 1990, da vandafstrømningen ikke har kunnet opgøres for stationen i 2019. Derfor er der nu 76 stationer og ikke 77 som i Blicher-Mathiesen (2017).

Den aktuelle nitrat-N-transport for havbelastningsoplandene viser en stor år til år variation, som det også ses for vandafstrømningen (Figur 8.2A) og for TN-transporten (Figur 6.6). I perioden 2010-2018 varierer den aktuelle nitrat N-transport mellem 14.900 og 21.000 tons N, i 2019 var transporten 19.800 tons N og i 2020 16.700 tons N (Figur 8.2B). Vandafstrømningen på de 76 stationer var i 2020 399 mm, svarende til 10 % over middel i forhold til måleperioden 1990 til 2019 (363 mm).

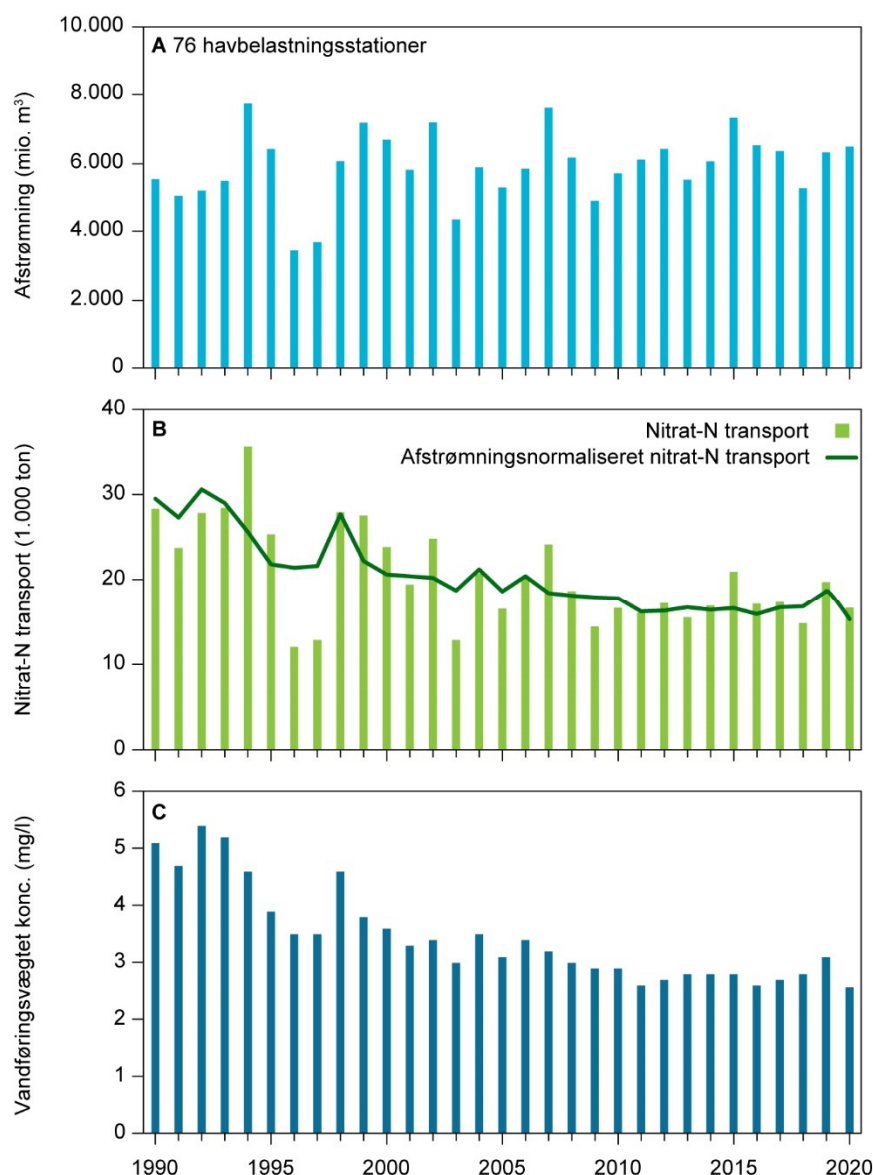
Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport varierede i perioden 2010 - 2018 mellem 15.900 til 17.800 tons. I 2019 var den 18.700 tons og i 2020 15.300 tons nitrat-N.

Den vandføringsvægtede nitrat-N koncentration varierede i perioden mellem 2010 til 2018 mellem 2,6 og 2,9 mg nitrat-N /l. I 2019 var den 3,1 mg nitrat-N /l og i 2020 2,6 mg nitrat-N /l (Figur 8.2C). Der ses et markant fald i den vandføringsvægtede nitrat-koncentration fra omkring 5 mg nitrat-N /l i begyndelsen af 1990'erne til under 3 mg nitrat-N /l i de seneste år (bortset fra 2019). For hele perioden svarer dette til et signifikant fald i den vandføringsvægtede nitrat-koncentration på 43 %.

8.2 Nitrattransport og -koncentration for 30 landbrugsdominerede typeoplande

Med typeoplande menes dyrkningsdominerede, små oplande, der overvåges for bl.a. nitrat- og TN-transport igennem NOVANA. Oplandene er valgt, så der ikke forekommer spildevandsudledning fra større punktkilder. Vandløbene ligger øverst i vandløbssystemerne og er derfor minimalt påvirkede af omdannelse af nitrat til organisk kvælstof, der sker i ferskvandssystemet, og som er særligt stor i oplande med store søer som fx i Gudenå-systemet. En respons på ændring i dyrkningspraksis, herunder ændret gødsning, vil forholdsvis hurtigt kunne måles i disse små og stærkt dyrkningspåvirkede vandløb. Mange af disse små vandløb er dog også meget dynamiske, og den tidslige variation i vandafstrømning, nitrat-koncentration og -transport er relateret til variationer i klimaet. Først og fremmest variationer i nedbøren.

Figur 8.2. Havbelastningsoplandenes udvikling i samlet ferskvandsafstrømning for 76 oplande (A), beregnet samlet årlig nitrat-N transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) ved de 76 stationer (B) samt vandføringsvægtet nitrat-N koncentration (C) opgjort for kalenderår i perioden 1990-2020. Kort med geografiske placering af de 76 havbelastningsoplande i Figur 8.1.

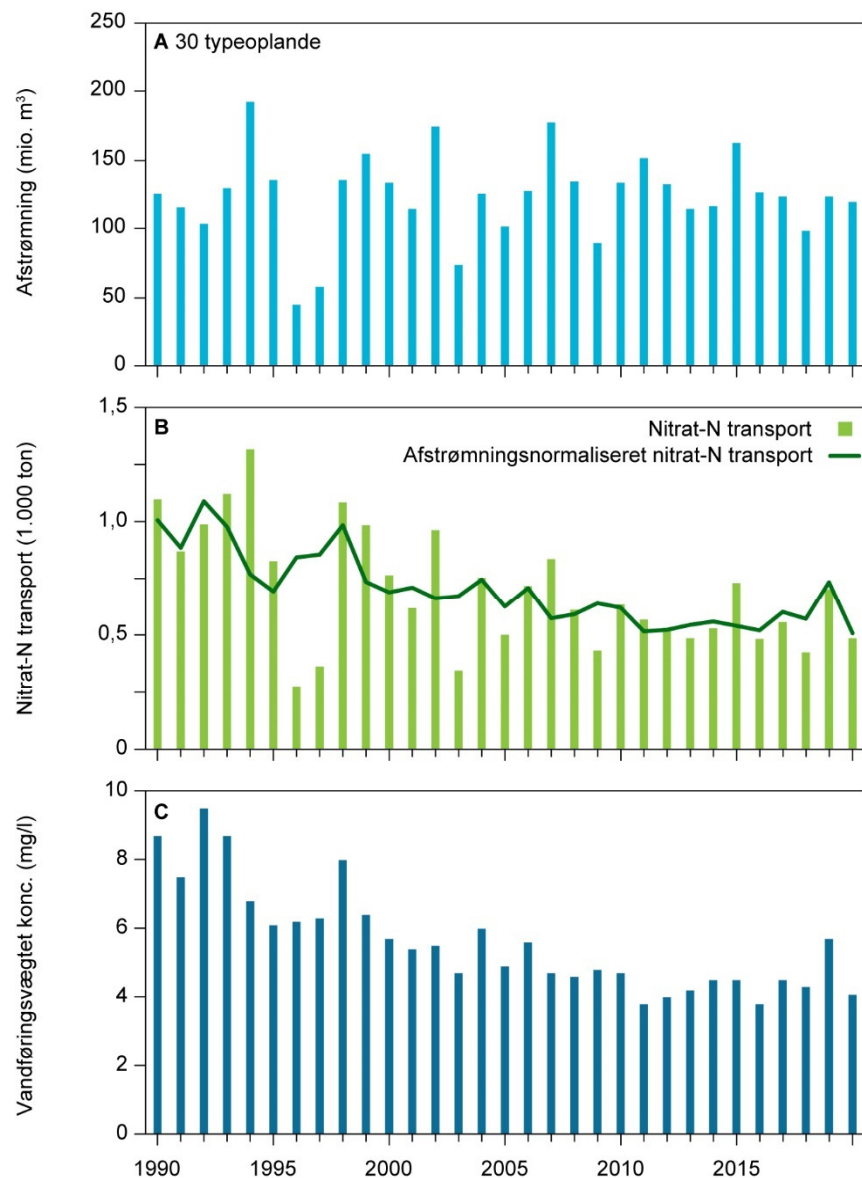


De nationale data for dyrkningsdominerede typeoplande omfatter årlige målinger af TN på 44 målestationer i perioden 1990-2018, hvor der er målt i alle år. På 30 af disse stationer findes desuden en fuld tidsserie, hvor der hvert år (siden 1990) også er målt nitrat. Her præsenteres derfor nitratmålinger for disse 30 typeoplande. I Blicher-Mathisen (2017) anvendes 31 typeoplande, men et af disse har ikke længere en fuld måletidsserie. De anvendte typeoplande er forholdsvis små 0,6 - 65 km² og ligger spredt over det meste af landet, dog indgår der ikke typeoplande i Nordjylland og i Sønderjylland eller på Bornholm på grund af manglende stationer med fuld tidsserie af årlige nitratmålinger i perioden siden 1990 (Figur 8.1) (Blicher-Mathiesen, 2017). De 30 typeoplande dækker et samlet areal på 540 km² og har en gennemsnitlig dyrkningsandel på 66 % (2019) af oplandsarealet.

Den aktuelle nitrat-N-transport for de 30 typeoplande viser stor år-til-år variation, som det også ses for vandafstrømningen (Figur 8.3A). Den aktuelle nitrat-N-transport varierer i perioden 2010-2018 imellem 430 og 730 tons nitrat-N (Figur 8.3B). I 2019 var nitrat-N transporten på 700 tons nitrat-N og i 2020 490 tons nitrat-N. Vandafstrømningen for 2020 var 222 mm, svarende til 4 % under

middel for måleperioden 1990 – 2019 (231 mm). Den forholdsvis lave vandafstrømning i forhold til landsafstrømningen skyldes, at hovedvægten af arealet i de 30 typeoplande er lokaliseret i Østdanmark, hvor afstrømningen er lavere end landsgennemsnittet.

Figur 8.3. Udvikling i den samlede vandafstrømning fra de 30 typeoplande (A), beregnet samlet årlig nitrat N-transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) (B) samt vandføringsvægtet nitrat N-koncentration (C). Data er opgjort for kalenderår i perioden 1990-2020. Kort med den geografiske placering af typeoplandene Figur 8.1.



Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport udgjorde i perioden 2010 – 2018 mellem 520 og 620 tons nitrat-N. I 2019 var den afstrømningsnormaliserede nitrat N-transport 740 tons nitrat-N og 510 tons nitrat-N i 2020. Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N transport er opgjort som en sum for alle typeoplande.

Den vandføringsvægtede nitrat-N-koncentration varierer i perioden 2010 – 2018 imellem 3,8 mg nitrat-N/l og 4,7 mg nitrat-N/l (Figur 8.3C). I 2019 var koncentrationen 5,7 mg nitrat-N/l og i 2020 4,1 mg nitrat-N/l. Der ses et markant fald i den vandføringsvægtede nitrat-N-koncentration fra omkring 8 mg nitrat-N/l i begyndelsen af 1990'erne til omkring 4 mg nitrat-N/l i de seneste år, dog med en højere værdi i 2019. For hele perioden svarer dette til en signifikant fald i den vandføringsvægtede nitrat-koncentration på 43%.

Fælles for udviklingen i den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport for både de 30 landbrugsdominerede typeoplande og de 76 havbelastningsoplande er et fald fra 2010 til 2011, et stabilt niveau i perioden 2011-2016 og et lidt højere niveau i 2017 -2018, et højt niveau i 2019 og et lavere niveau i 2020.

9 Fosforfraktioner i vandløb

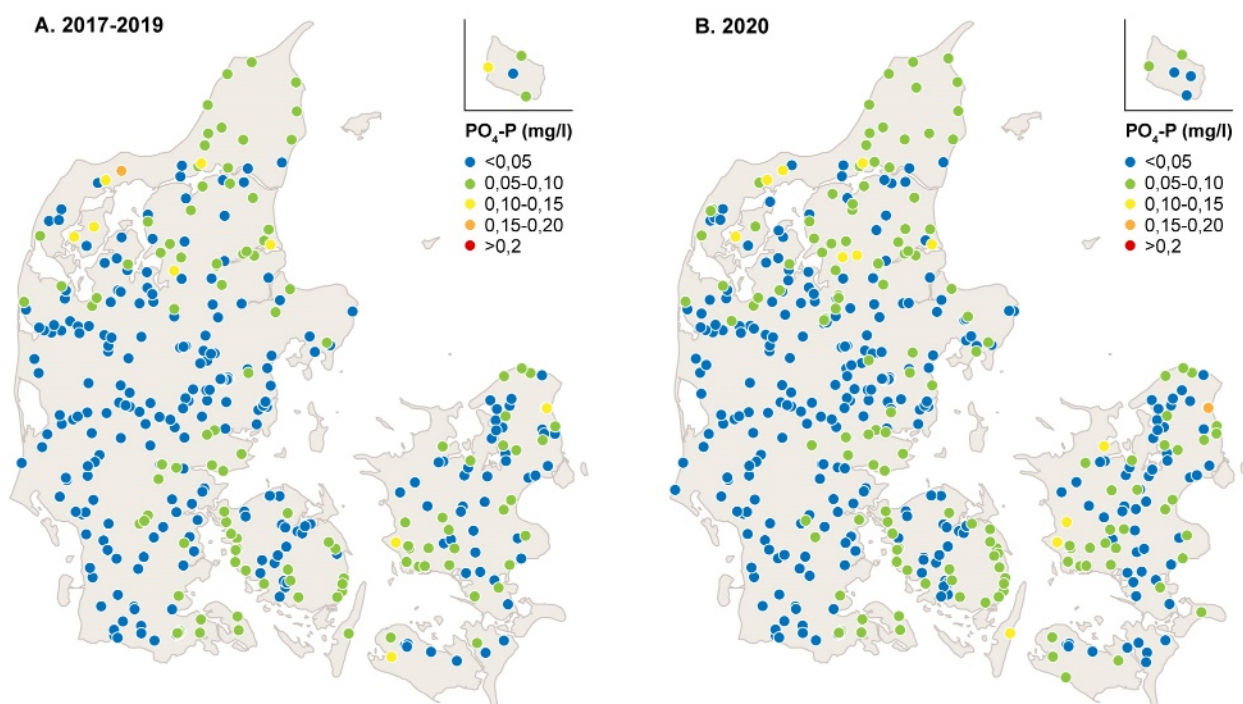
Jonas Rolighed, Hans Thodsen

9.1 Vandføringsvægtede koncentrationer af fosforfraktioner i vandløbene 2017-2020

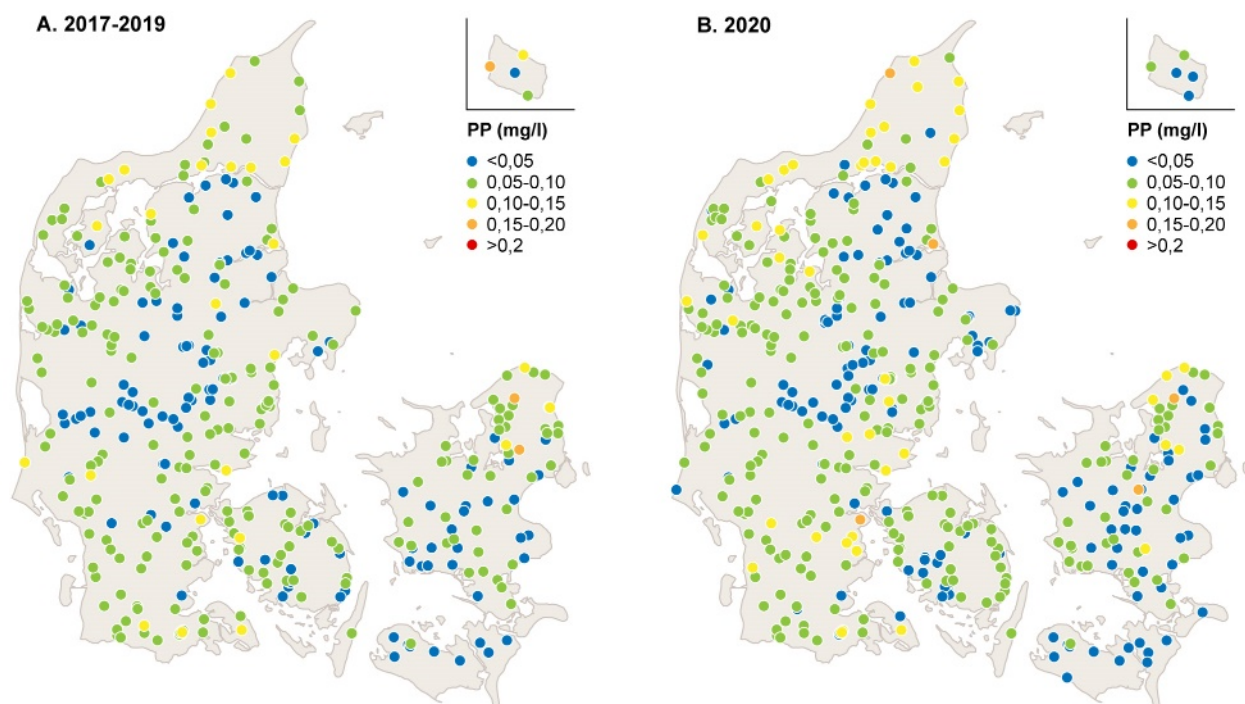
I vandløb findes fosfor i levende og døde organismer, bundet til jordpartikler og på opløst form. For at belyse den tidslige udvikling og variation i fosforfraktionerne, opløst uorganisk fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) og partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor (PP) er der lavet en sammenstilling af de vandføringsvægtede koncentrationer af de forskellige fosforfraktioner. Opgørelsen er lavet som et gennemsnit for perioden 2017-2019, begge år inklusive, samt for det aktuelle år, 2020. I dette kapitel beregnes den partikulære fraktion som $\text{PP} = \text{Total fosfor (TP)} - \text{PO}_4\text{-P (opløst)}$. Den beregnede PP koncentration indeholder således også opløst organisk fosfor.

For perioden 2017-2019 findes 360 stationer, hvor der er målt TP og $\text{PO}_4\text{-P}$ for alle år i perioden, mens der i 2020 findes 434 stationer med målinger for både TP og $\text{PO}_4\text{-P}$.

For perioden 2017-2020 udgør $\text{PO}_4\text{-P}$ - og PP-fraktionen i gennemsnit henholdsvis 40 % og 60 % af den totale vandføringsvægtede fosforkoncentration målt i vandløb. For perioden 2017-2019 er den vandføringsvægtede gennemsnitskoncentration af $\text{PO}_4\text{-P}$ 0,043 mg-P/l, mens den for året 2020 er 0,044 mg-P/l (Figur 9.1). Koncentrationen af PP er for perioden 2017-2019 i gennemsnit 0,063 mg-P/l, mens den for året 2020 er 0,064 mg-P/l (Figur 9.2).



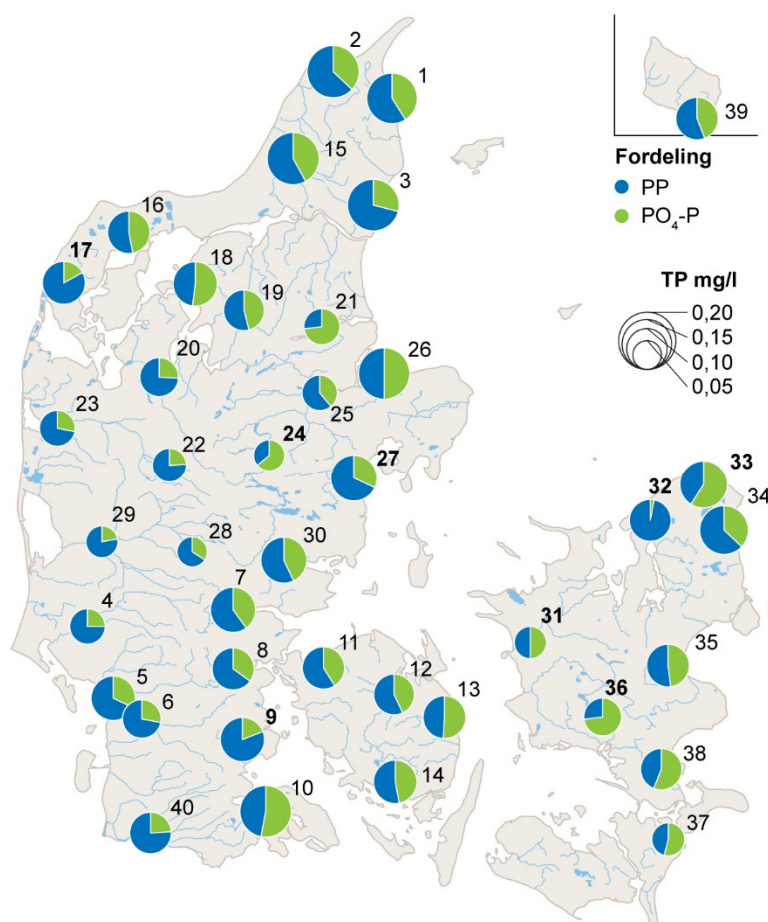
Figur 9.1. A. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i vandløb i 2017-2019 (360 stationer). B. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i vandløb i 2020 (434 stationer).



Figur 9.2. A. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for koncentrationen af partikulært og opløst organisk fosfor i vandløb i 2017-2019 (360 stationer). B. Vandføringsvægtede årsgennemsnit for koncentrationen af partikulært og opløst organisk fosfor i vandløb i 2020 (434 stationer).

Fordelingen mellem de forskellige fosforfraktioner bestemmes i høj grad af oplandets fosforkilder, jordbundsforhold, topografi, arealanvendelse og klima (Withers & Jarvie, 2008). I vandløb med betydelige punktkilder kan opløst, uorganisk P udgøre en relativt stor andel af den totale fosforbelastning, mens P i vandløb uden betydelige punktkilder overvejende vil udgøres af partikulært bundet P fra diffuse kilder som vandløbsbrinker, dyrkede arealer, spredt bebyggelse og natur-arealer. Belastningen og fordelingen mellem fraktioner kan variere betydeligt fra opland til opland som følge af oplandets beskaffenhed. Generelt ses i Vest- og Nordjylland en høj andel af PP, mens andelen i Østdanmark generelt er lavere (Figur 9.3).

Figur 9.3. Fosforfraktioner på udvalgte vandløbsstationer. Gennemsnitlig andel af opløst uorganisk fosfor og partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor for perioden 2017-2020. Cirkeldiagrammets størrelse angiver det vandføringsvægtede årsgennemsnit for koncentrationen af total fosfor. Nummerering henviser til KortID angivet i Tabel 1.1. Fed nummerering angiver stationer umiddelbart nedstrøms sø.



Tabel 9.1. Oversigt over udvalgte vandløbsstationer angivet i Figur 1.3. Gennemsnitlig andel af opløst, uorganisk fosfor og partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor samt gennemsnitskoncentration af total fosfor for perioden 2017-2020.

Kort ID	Hoved-vand-op-land	Stations-nummer	Lokalitet-navn	Oplandsareal	Station ligger umiddelbart ned-strøms sø	Partikulært PO ₄ -P	Total Fosfor	
				km ²		%	(mg-P/l)	
1	1.1	2000005	Elling Å	123		59	41	0,156
2	1.1	3000002	Uggerby Å	347		63	37	0,167
3	1.1	8000001	Gerå	152		71	29	0,163
4	1.10	31000027	Varde Å	815		75	25	0,077
5	1.10	36000009	Konge Å	427		68	32	0,121
6	1.10	38000024	Ribe Å	676		72	28	0,091
7	1.11	32000001	Vejle Å	199		60	40	0,125
8	1.11	34000019	Kolding Å	268		65	35	0,109
9	1.11	37000034	Haderslev Møllestrøm	105	Ja	81	19	0,119
10	1.11	41000020	Blå Å - Bovrup Bæk	31		47	53	0,163
11	1.12	43000001	Storå	133		59	41	0,109
12	1.13	45000002	Odense Å	535		57	43	0,101
13	1.14	44000020	Vindinge Å	167		49	51	0,112
14	1.15	47000001	Hundstrup Å	58		53	47	0,115
15	1.2	6000001	Ry Å	285		58	42	0,167
16	1.2	9000001	Storå	96		53	47	0,110
17	1.2	11000011	Hvidbjerg Å	236	Ja	83	17	0,112
18	1.2	13000010	Trend Å	138		48	52	0,120
19	1.2	13000011	Odderbæk	11		54	46	0,102
20	1.2	20000024	Karup Å	614		74	26	0,092
21	1.3	15000035	Villestrup Å	126		27	73	0,080
22	1.4	22000053	Sunds Møllebæk	48		76	24	0,071
23	1.4	22000062	Storå	1097		72	28	0,079
24	1.5	21000084	Gudenå	1285	Ja	36	64	0,059
25	1.5	21000467	Gudenå	2603		61	39	0,077
26	1.6	23000087	Hevring Å	79		50	50	0,161
27	1.7	26000080	Århus Å	324	Ja	68	32	0,132
28	1.8	25000021	Brande Å	46		66	34	0,056
29	1.8	25000097	Skjern Å	1552		78	22	0,062
30	1.9	28000001	Bygholm Å	154		57	43	0,129
31	2.1	55000015	Ndr. Halleby Å	419	Ja	50	50	0,064
32	2.2	49000054	Arresø Kanal	257	Ja	97	3	0,107
33	2.3	48000004	Esrum Å	128	Ja	41	59	0,139
34	2.3	50000056	Nive Å	62		63	37	0,146
35	2.4	58000047	Køge Å	134		52	48	0,111
36	2.5	57000058	Suså	756	Ja	27	73	0,088
37	2.5	61000013	Fribrødre Å	55		46	54	0,067
38	2.6	60000036	Tubæk	54		44	56	0,105
39	3.1	67000017	Øle Å	48		56	44	0,110
40	4.1	42000016	Grønå	560		76	24	0,106

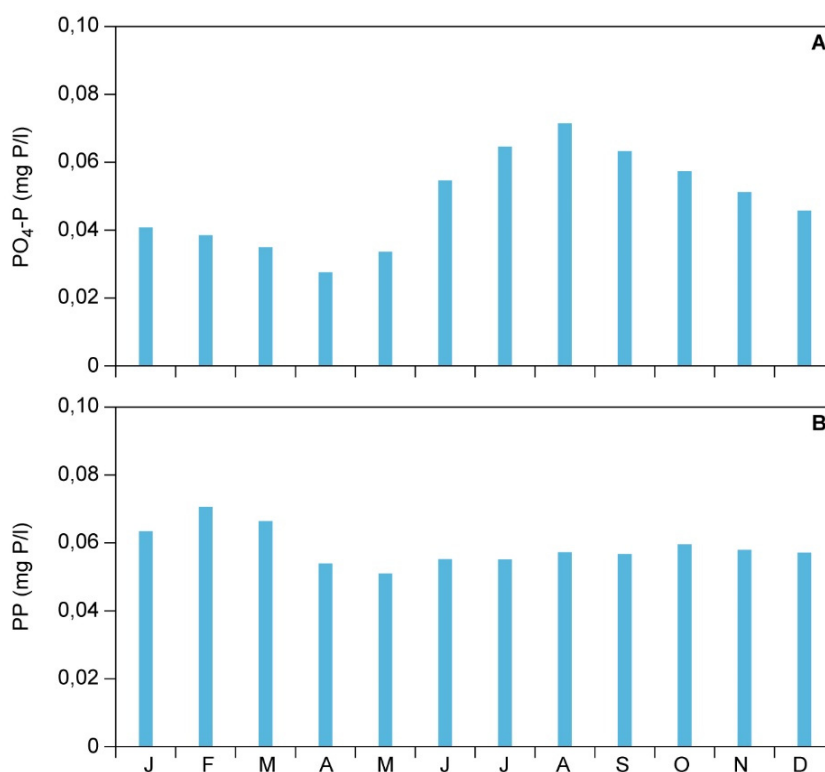
9.2 Sæsonvariation i vandføringsvægtede koncentrationer

Fosfortransport- og koncentration i vandløb er meget påvirket af sæsonvariationen i nedbør og afstrømning. Der er lavet en sammenstilling af de vandføringsvægtede månedskoncentrationer for hver fosforfraktion. Beregningen baserer sig på stationer med beregnet stoftransport for hver måned for alle fire år i perioden 2017-2020. Der indgår i alt 358 stationer med $\text{PO}_4\text{-P}$ - og PP-koncentrationer.

Belastningen fra punktkilder kan tilnærmelsesvist siges at være konstant hen over året, hvorfor en høj afstrømning vil have en fortyndende effekt på den uorganiske, opløste fosfor, som udledes fra rensningsanlæg og spredt bebyggelse. Dette resulterer i en lav koncentration af $\text{PO}_4\text{-P}$ i vinter- og forårsperioden (Figur 1.4A), hvor vandafstrømningen typisk er forholdsvis høj. I sommerperioden ses en højere koncentration af $\text{PO}_4\text{-P}$, som overvejende er et resultat af den lave afstrømning, men også frigivelse af opløst uorganisk fosfor fra søer og vandløbsnære vådområder (Dupas et al., 2015; Søndergaard et al., 2012).

For partikulært P er variationen i koncentrationen over året mindre udpræget. Der ses dog en tendens til højere koncentrationer af PP i vinter- og forårsmånederne. Dette kan tilskrives den gode sammenhæng mellem afstrømning og fosfortransport, idet højere afstrømning ofte forårsager en stigning i transporten af fosforbærende partikler fra erosion og dræn (Figur 9.4B).

Figur 9.4. Vandføringsvægtet koncentration for A) opløst uorganisk fosfor og B) partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor vist som gennemsnitlig koncentration for hver måned i perioden 2017-2020.



9.3 Stoftransporter

Den tidlige udvikling i $\text{PO}_4\text{-P}$ - og PP-transport i perioden 1990-2020 er præsenteret i dette afsnit. Stoftransporter for TP er præsenteret i kapitel 7. Til analysen anvendes havstationer (målestationer placeret så kystnært som

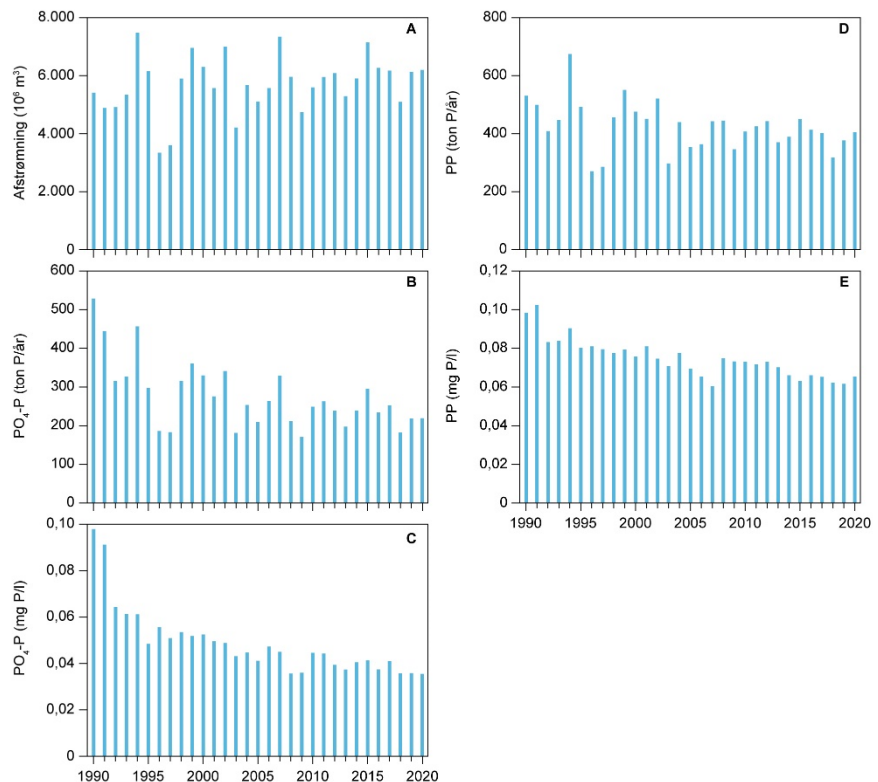
muligt) med fuld tidsserie i perioden 1990-2020, alle data er hentet fra <https://odaforalle.au.dk/>, september 2021.

89 havstationer har data for transport af $\text{PO}_4\text{-P}$ for hele perioden 1990-2020. Stationernes opland dækker 37 % af landet. Transporten af $\text{PO}_4\text{-P}$ på de 89 målestationer er opgjort til omkring 500 ton P per år i starten af perioden og falder igennem perioden til et niveau omkring 200 ton P per år (Figur 9.5B) med store variationer fra år til år. I 2020 var transporten af $\text{PO}_4\text{-P}$ på de 89 stationer 218 ton N. Den vandføringsvægtede $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentration er faldende igennem perioden 1990-2020 (Figur 9.5C). I 1990 og 1991 lå koncentrationen på henholdsvis 0,098 og 0,091 mg-P/l, mens den i slutningen af perioden er faldet til 0,036 og 0,035 mg P/l i henholdsvis 2019 og 2020.

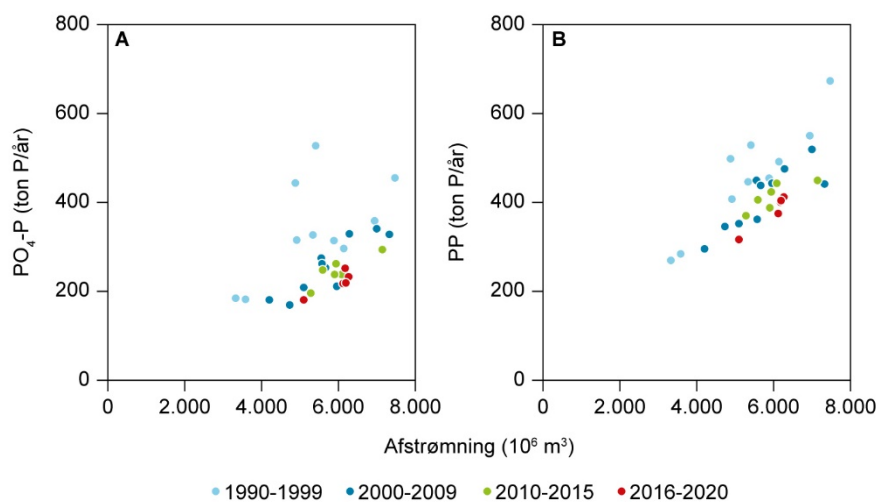
Transporten af PP er opgjort til omkring 500 ton-P per år i starten af perioden 1990-2020 og har en svagt faldende tendens igennem perioden (Figur 9.5D) med store variationer fra år til år. I 2020 var transporten af PP 404 ton P. Den vandføringsvægtede PP-koncentration er faldende igennem perioden 1990-2020 fra et niveau på henholdsvis 0,098 og 0,102 mg-P/l i 1990 og 1991 til et niveau på 0,061 og 0,065 mg P/l i 2019 og 2020 (Figur 9.5E).

Transporten af P i vandløb er meget påvirket af nedbør og afstrømning det enkelte år, således at transporten normalt er størst i år med stor afstrømning (Figur 9.6). Ved lineær regression mellem årlig afstrømning og stoftransport ses, at denne sammenhæng er stærkere for partikulært fosfor ($R^2=0,53$) end for opløst uorganisk fosfor ($R^2=0,18$). Af Figur 1.6 ses desuden fald i den vandføringsvægtede koncentration for både opløst uorganisk fosfor og partikulært fosfor inddelt i 4 måleperioder: 1990-1999, 2000-2009, 2010-2015 og 2016-2020.

Figur 9.5. A) Udvikling i årlig vandafstrømning på 89 målestationer (havstationer) 1990-2020 dækkende 37 % af landet, B) årlig transport af opløst uorganisk fosfor, C) årlig vandføringsvægtet koncentration af opløst uorganisk fosfor, D) årligt transport af partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor, E) årlig vandføringsvægtet koncentration af partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor.



Figur 9.6. Sammenhæng mellem vandafstrømning og den årlige transport af A) opløst uorganisk fosfor og B) partikulært fosfor inklusiv opløst organisk fosfor. Farverne angiver måleperioderne 1990-1999, 2000-2009, 2010-2015 og 2016-2020.



10 Referencer

Agresti, A. (1990). *Categorical Data Analysis*, John Wiley and Sons, New York.

Andersen R.C. (red.). (2021). Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål. Afrapportering til miljøministeriet. Danmarks Meteorologiske Institut. [Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål](#)

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397 <http://dce2.au.dk/pub/SR397.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.

Blicher-Mathiesen, Gitte, Henrik Tornbjerg, Jørgen Windolf, Hans Thodsen, Hans Estrup Andersen, Niels Bering Ovesen og Brian Kronvang (2017). Nitrat N-udledning for typeoplande og havbelastningsoplande med målt kontinuert tidsserie 1990-2016. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 22. november 2017. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2017/Nitrat_N-udledning_for_typeoplande_og_havbelastningsoplande_1990-2016.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>)

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>

Conley, D.J., Bjorck, S., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B.G., Hietanen, S., Kortekaas, M., Kuosa, H., Meier, H.E.M., Muller-Karulis, B., Nordberg, K., Norkko, A., Nurnberg, G., Pitkanen, H., Rabalais, N.N., Rosenberg, R., Savchuk, O.P., Slomp, C.P., Voss, M., Wulff, F. and Zillen, L., (2009) Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 43(10): 3412-3420.

Hirsch, R.M., Slack, J.R. & Smith, R.A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research* 18, 107-121.

Jacobsen, D. & Friberg, N. (1997). Macroinvertebrate communities in Danish streams: The effect of riparian forest cover. In: K. Sand-Jensen & O. Pedersen (Eds.) *Freshwater Biology. Priorities and development in Danish Research*. G.E.C. Gad, København: 208-222.

Kallestrup, H., Kjær, C. & Bruus, M. 2021. Vandløb 2019. Økologisk tilstand. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 22 s. - Videnskabelig rapport nr. 416 <http://dce2.au.dk/pub/SR416.pdf>

Larsen, S.E. 2018. Dokumentation for genopretning af TN og TP data fra perioden 2007-14. Notat fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi. 8 sider. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Dokumentation_genopretning_TN_TP.pdf

Larsen, S.E., Friberg, N., Wiberg-Larsen, P., Skriver, J. & Larsen, L.K. 2014a. Konvertering af DVFI faunaklasser til EQR-værdier (Økologisk Kvalitets Ratio) EQR-værdier. Vand og Jord 21 (1), 12-16.

Larsen, S.E., Windolf, J. & Kronvang, B. 2014b. 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 pp.

Larsen, S.E., Windolf, J., Tornbjerg, H., Hoffmann, C.C., Søndergaard, M. & Blicher-Mathiesen. 2018. Genopretning af fejlbehæftede kvælstof- og fosforanalyser. Ferskvand. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 110 <http://dce2.au.dk/pub/TR110.pdf>

Larsen, S.E., Thodsen, H., Tornbjerg, H. & Windolf, J. 2020a. Klimanormalisering af kvælstofafstrømning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport nr. 393. <http://dce2.au.dk/pub/SR393.pdf>

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Søndergaard, M., Thodsen, H. & Blicher-Mathiesen, G. 2020b. Forskelle i målt koncentration af totalkvælstof og totalfosfor i ferskvand ved at anvende de to oplukningsmetoder til organisk stof; autoklave- og UV-metode. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 53 s. – Fagligt notat nr. 2020|38 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_38.pdf

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Kronvang, B. & Blicher-Mathiesen, G. 2021a. Analyse af organisk kvælstof koncentrationer i vandløb i to perioder med henblik på at udvikle en korrektionsformel for perioden 2009-2014. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 115 s. – Fagligt notat nr. 2021|29 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_29.pdf

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Kronvang, B. & Blicher-Mathiesen, G. 2021b. Analyse af organisk kvælstof koncentrationer i vandløb med henblik på at udvikle en korrektionsformel for 2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. – Fagligt notat nr. 2021|39 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_39.pdf

Miljøstyrelsen 1998. Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Link: <https://mst.dk/media/121286/17-biologisk-bedommelse-af-vandkvalitet-vejledning-fra-miljoestyrelsen-nr-5-1998.pdf>

Miljøstyrelsen 2018. Punktkilder 2016. Miljøstyrelsen. 94 s. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/04/978-87-93614-44-4.pdf>

Miljøstyrelsen (2020a). Naturværdier i vandløb. Guide til fremsøgning af data. Link: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/02/978-87-7038-166-6.pdf>

Miljøstyrelsen 2020b. Opdatering af tidserie for udledning af spildevand fra Regnbetingede Udløb (RBU) og spredt bebyggelse 1990-2018. Ikke offentligt-gjort notat fra Miljøstyrelsen. 4 pp.

Miljøstyrelsen 2021. Punktkilder 2020. Miljøstyrelsen. 83 s.

Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Kronvang, B. 2009. Fosforbelastningen af havet. Kapitel 7 i: Bøgestrand, J. (red.) 2009: Vandløb 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 711 <http://www.dmu.dk/Pub/FR711.pdf>

Rubek F., Scharling M., Cappelen J. (2021). Danmarks klima 2020. Danmarks meteorologiske institut. DMI rapport 21-01. s 78. <https://www.dmi.dk/file-admin/Rapporter/2021/DMIRap21-01.pdf>

Skriver, J., Hansen, F.G., Jensen, P.B., Larsen, L.K. & Larsen, S.E. (2009). Anvendelse af en feltbaseret metode til bedømmelse af biologisk vandløbskvalitet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 42 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 731. Link: <http://www.dmu.dk/Pub/FR731.pdf>

Stisen S., Ondracek M., Troldborg L., Schneider R.M.J., van Til M.J., (2019). National Vandressource Model Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. GEUS rapport 2019/31. s 125. [DANMARKS OG GRØNLANDS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE RAPPORT 1997/110 \(vandmodel.dk\)](https://www.danmarksgeo.dk/undervisning/undervisningsmateriale/110/vandmodel.dk)

Svendsen, L.M. & Jung-Madsen, S. (red.) 2020. Homogenitetsbrud og potentielle fejl i nedbørsdata. Eksempler på konsekvenser for myndighedsbetjeningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. – Fagligt notat nr. 2020|51 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_51.pdf

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

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>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Kjeldgaard, A. (2018): Vandløb 2016 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 270 <http://dce2.au.dk/pub/SR270.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Troldborg, L., Windolf, J., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Højberg, A.L. 2019a. Udvikling af vanddelen af DK-QNP til havbelastningsberegninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport nr. 145 <http://dce2.au.dk/pub/TR145.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. 2019b. Vandløb 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 353
<http://dce2.au.dk/pub/SR353.pdf>

Thodsen H, Rasmussen JJ, Kronvang B, Andersen HE, Nielsen A & Larsen SE 2019c. Suspended matter and associated contaminants in Danish streams: a national analysis. *Journal of Soils and Sediments* 2019; 19: 3068-3082.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Højberg, A.L., Stiesen, S. & Troldborg, L. 2020. Betydning af sandsynligvis underestimeret nedbør på den beregnede tilførsel af vand, kvælstof og fosfor til havet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Teknisk rapport nr. 185
<http://dce2.au.dk/pub/TR185.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Holm, H. & Kjeldgaard, A. 2021. Vandløb 2019 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 452
<http://dce2.au.dk/pub/SR452.pdf>

Tornbjerg, H., Windolf, J., Larsen, S.E., Kronvang, B. 2019. Notat om opgørelse af fosfortransport i NOVANA – målinger og modeller. Notat fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, 32 pp. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/Opgoerelser_af_fosfortransport_i_NOVANA.pdf

Wiberg-Larsen, P. (2010). Makroinvertebrater i vandløb. Teknisk anvisning. https://bios.au.dk/fileadmin/rks.au.dk/Fagdatacentre/Ferskvand/V07_Makroinvertebrater_Ver2_4.pdf

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

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

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

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

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G. & Larsen, S. (2012b) Markbalancer og den diffuse kvælstofafstrømning. Fagligt notat fra DCE til Naturstyrelsen, 47 pp. https://pure.au.dk/portal/files/44570035/Notat_Markbalancer.pdf

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

Windolf, J., Timmermann, A., 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>)

VANDLØB 2020

NOVANA

Dette års rapport beskriver status og udvikling i økologiske og vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2020.