



VANDLØB 2021

– Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 527

2023



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

VANDLØB 2021

– Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 527

2023

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

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. 5279
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vandløb 2021
Undertitel:	-Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer. NOVANA
Forfattere:	Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg, Jonas Rolighed, Christian Kjær, Søren Erik Larsen, Niels Bering Ovesen & Gitte Blicher-Mathiesen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	2023
Redaktion afsluttet:	Februar 2023
Faglig kommentering:	Hans Estrup Andersen (ikke kapitel 3)
Faglig kommentering:	Peter Borgen Sørensen (kapitel 3)
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Elisabeth Kler
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR527_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Kjær, C., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Blicher-Mathiesen, G. 2023. Vandløb 2021. -Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 527 http://dce2.au.dk/pub/SR527.pdf Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Dette års rapport beskriver status og udvikling i vandkemiske forhold i vandløb, stoftransport af kvælstof og fosfor til kystvandene for perioden før og under NOVANA – og frem til og med 2021.
Emneord:	Vandløb, overvågning, NOVANA, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi, Nitrat, Miljøfarlige forurenende stoffer
Layout:	Grafisk værksted, AU Ecoscience, Århus
Foto forside:	Hans Thodsen. Kongeåen ved Vilslev spang
ISBN:	978-87-7156-743-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	90
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR527.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
1 Datagrundlag, databehandling og rapportindhold	9
1.1 Om overvågningsprogrammet	9
1.1 Kemisk vandkvalitet og stoftransport	9
1.2 Miljøfarlige fourenende stoffer (MFS)	11
1.3 Særlige forhold ved årets rapportering	12
2 Ferskvandsafstrømning, klima og vejr	21
2.1 Datagrundlag og metoder	21
2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning	22
2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland	26
3 Miljøfarlige forurenende stoffer	27
3.1 Metoder	27
3.2 Vandfasen	28
3.3 Sediment	31
3.4 Biota	34
3.5 Konklusion	38
4 Kvælstof i vandløb	40
4.1 Tilstanden i 2021	40
4.2 Udvikling siden 1989	41
5 Fosfor i vandløb	43
5.1 Tilstanden i 2021	43
5.2 Udvikling siden 1989	45
6 Kvælstoftilførslen til havet	46
6.1 Datagrundlag og metoder	46
6.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2021	48
6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel	52
6.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2021	53
6.5 Kvælstoftilførsel fra målt opland	55
6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen	57
6.7 Sammenfatning af resultaterne	60
7 Fosfortilførslen til havet	61
7.1 Datagrundlag og metode	61
7.2 Fosfortilførsel til havet i 2021	62
7.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel	63
7.4 Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2021	67
7.5 Fosfortilførsel fra målt opland	68
7.6 Sammenfatning af resultaterne	70

8	Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer	71
8.1	Nitrattransport og -koncentration for 75 havbelastningsoplande i 2021	72
8.1	Nitrattransport og -koncentration for 30 landbrugsdominerede typeoplande	73
8.2	Sammenligning til opgørelsen for hele landet	75
9	pH i vandløb	76
9.1	Baggrund	76
9.2	Data	76
9.3	Sammenligning af laboratoriemålinger og feltmålinger	77
9.4	Udvikling igennem tid	78
9.5	Månedsvariation	80
9.6	Geografisk variation	81
9.7	pH i søudløb	82
9.8	Konklusioner	83

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 2021.

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 2021. Den seneste rapport var Vandløb 2020 (Thodsen m.fl. 2021b). 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 pH i vandløb og MFS (Miljøfarlige forurenende stoffer) mens kapitlet om den økologiske udvikling og tilstand i vandløb udgår og rapporteres senere i en særskilt NOVANA rapport.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2021', 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. 46 %, mens reduktionen er på ca. 33 % 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 2021 sket reduktioner i den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor fra land til de danske kystvande. Reduktionen i kvælstof- og fosfortilførslen er henholdsvis 42 % 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 tilkøbt renseanlæg) tale om en reduktion på ca. 35 %.

Tilførslen fra land til kystvandene er for 2021 beregnet til hhv. ca. 49.000 tons kvælstof og ca. 1.600 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 2021 er den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder på 49.000 tons N mod 46.000 i 2020 N. Den normaliserede diffuse tilførsel er som gennemsnit af de foregående 5 opgjorte år (2016 – 2020) 51.000 tons N, med et interval på 46.000 – 60.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 5.400 tons N beregnes for 2021 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 55.000 tons N. For 2020 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N tilførsel på 51.000 tons. For de fem år forud for 2021 (2016-2020) er den gennemsnitlige normaliserede N tilførsel på 57.000 tons N med et interval imellem 51.000 – 66.000 tons N/år. Ferskvandsafstrømningen i 2021 var 304 mm mod et gennemsnit på 324 mm i perioden 1990-2020.

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.

Miljøfarlige forurenende stoffer

Kontrolovervågningsprogrammets resultater for miljøfarlige forurenende stoffer i vandprøver, sediment og fisk i vandløb præsenteres for hver stofgruppe. Den enkelte stofgruppe overvåges som udgangspunkt kun i den matrice, hvor det ud fra fysisk/kemiske karakteristika er mest sandsynligt, at den vil forekomme.

Metaller og uorganiske sporstoffer

De fleste metaller blev fundet i alle vandprøver. Koncentrationen af barium var højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Derudover blev der fundet enkeltprøver, hvor zink og kobber er højere end maksimumkoncentrationen. På baggrund af datagrundlaget i NOVANA er det ikke muligt at fastslå hvilke kilder, der har givet ophav til de høje værdier. Siden sidste overvågningsperiode er koncentrationen af arsen, bly, cadmium, krom, nikkel og zink signifikant ændret. Arsen har en forøget koncentration i vandløbsvandet, mens koncentrationen af de øvrige nævnte metaller er faldet.

Pesticider

De hyppigst fundne pesticider i vandfasen er glyphosat; dets nedbrydningsprodukt AMPA og MCPA. Tilsvarende er de højeste gennemsnitskoncentrationer af enkeltstoffer fundet for AMPA og MCPA. I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke fundet værdier højere end kvalitetskravene på kontrolovervågningsstationerne. 2,6-dichlorbenzamid (BAM) er faldet signifikant fra forrige til denne overvågningsperiode. Det samme gør sig gældende for diuron og mechlorprop.

Blødgørere

Der blev kun fundet få prøver med en koncentration af blødgørere større end detektionsgrænsen for det enkelte stof. I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke observeret prøvевærdier højere end kvalitetskravene.

Chloroform

Der var ganske få detektioner af chloroform, og ingen var højere end det generelle miljøkvalitetskrav.

Polyaromatiske kulbrinter

De polyaromatiske kulbrinter (PAH) er fundet over detektionsgrænserne i sedimentet i langt de fleste vandløb. Der er kun udviklet miljøkvalitetskrav for enkelte PAH'er i sediment. Der blev fundet koncentrationer højere end kvalitetskravet for Benz(ghi)perylene og Benzo(a)pyren.

Aromatiske kulbrinter

Aromatiske kulbrinter blev fundet i vandløbssedimenter. Forskellen mellem laveste og højeste koncentration varierede imellem de enkelte stoffer fra omkring en til to størrelsesordener. I 29% af prøverne for de to-ringede naphthalener var koncentrationen højere end det generelle miljøkvalitetskrav. For naphthalen var der ikke prøvевærdier over kvalitetskravet.

Fenoler

Der blev fundet meget få prøver med en sedimentkoncentration af fenoler større end detektionsgrænsen for det enkelte stof og i de tilfælde var det med en lav koncentration. Der blev ikke fundet koncentrationer højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer på kontrolovervågningsstationerne.

Organotinforbindelser

Der blev fundet tributyltin, dibutyltin og monobutyltin i sedimentet. En enkelt bestemmelse af tributyltin var på 45 ug/kg TS og var dermed højere end miljøkvalitetskravet.

Dioxiner og furaner

Dioxiner og furaner, omregnet til toksicitetsækvivalenter for at vurdere den samlede påvirkning på basis af koncentrationen i fisk, viste ikke nogen overskridelse af miljøkvalitetskravet.

Kviksølv og heptachlor

Kviksølv i fisk viser værdier over miljøkvalitetskravet. Der var ingen fund af heptachlor og heptachlorepoxyd i fisk, som var over detektionsgrænsen.

Perflourerede forbindelser

For PFAS er der kun etableret miljøkvalitetskrav for PFOS. Der var ikke overskridelse hverken generelt eller for maksimalværdi (omregnet fra lever til muskelværdi da grænsen er med henblik på fare ved indtag).

1 Datagrundlag, databehandling og rapport-indhold

Hans Thodsen, Christian Kjær, Jonas Rolighed, Niels Bering Ovesen & 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. Resultaterne af den økologiske overvågning i vandløb rapporteres i en selvstændig NOVANA-rapport senere på året, mens de resterende overvågnings-elementer afreporteres med nærværende rapport.

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. 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. Det skyldes bl.a. at tidsserier med opdaterede daglige vandafstrømninger ikke er genberegnet til nye stoftransporter og dels at korrektion af fejl-målte total-kvælstof- og total-fosforkoncentrationer på beregningstidspunktet endnu ikke var tilgængelige i VanDa databasen. Genberegninger er foretaget fortrinsvis for perioden før 2010 samt for 2009-2015 hvor der er foretaget korrektioner af total kvælstofkoncentrationer. Således er nogle af de i denne rapport anvendte stoftransporter ikke de samme som i ODA-databasen.

1.2 Kemisk vandkvalitet og stoftransport

Undersøgelserne i NOVANA-programmet har i 2021 omfattet en række fysiske og kemiske parametre samt vandføring og transporten af næringsstoffer og en række andre substanser. 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, spildevandsudledning

ger, 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 måldata, der fører til mindre ændringer i de opgjorte tilførsler. Desuden sker der med mellemrum forbedringer af opgørelsesmetoderne. På grund af disse løbende ændringer vil opgørelsen af tilførsler, afstrømninger og stoftransporter af N & P (og normaliserede versioner af disse) ændres også for år forud for det aktuelle opgørelsesår (Thodsen & Tornbjerg, 2022).

I en del af rapportens analyser er stoftransportmålestationerne 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 2021 (lige som for de senere år) 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 næringsstofftilførsel 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 et diffust 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 tidsserie-analyse (1989-2020) og aktuel status i 2021. Oplandstyper for tidsserie-analyser er opgjort efter oplandskarakteristika i 1991.

Oplandstype	Type nr.	1989-2020 tidsserie-analyser	2021 aktuel status
Naturoplande *	1	6	18
Vandløb i dyrkede oplande (P):			
Dyrkningsgrad > 15%			
Bebyggelse < 50 %	2	26	#
Punktkildebidrag < 25 g P/ha, 0,5 kg N/ha			
Vandløb i dyrkede oplande (N):			
Dyrkningsgrad > 15 %	3	45	#
Bebyggelse < 50 %			
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	13	#
> 40% af punktkildebidrag			
Vandløb i bebyggede områder	6	1	#
> 50% bebyggelse			
Ikke-naturoplande, i alt		124	423

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

ikke opgjort separat for typerne 2-6

Beregninger af udviklingstendenser i transporter af fosfor følger Larsen m.fl. (2014b). Beregninger af udviklingstendenser for totalkvælstof i denne rapport (kapitel 6 og 8) på baggrund af afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsler (Larsen m.fl. 2020a) og ikke som i Larsen m.fl. (2014b) 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 ID15v2.5. Kortet kan rekvireres ved at skrive til ID15@ecos.au.dk

1.3 Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS)

Overvågningen af MFS omfatter organiske og uorganiske stoffer, herunder metaller, som ikke er naturligt forekommende, eller som forekommer i koncentrationer, der er højere end de naturligt forekommende koncentrationer, og som kan være skadelige for natur, miljø og menneskers sundhed. Generelt foretages overvågningen ved analyse af prøver fra vandfasen, sedimentfasen og biota. Vandopløselige stoffer måles i vandfasen, og stoffer som primært er partikelbundne måles i sedimentfasen. I fisk (biota) måles stoffer som bioakkumuleres. Vandrammedirektivets kvalitetskriterier er gældende i vand, og

for godt 10 stofgrupper i biota. Ifølge vandrammedirektivet kan der fastsættes nationale kvalitetskriterier for sediment. Dette er sket for nogle metaller, phenoler og PAH'er. For de stoffer, hvor der ikke er fastsat kvalitetskriterier, kan målingerne i sediment anvendes til vurdering af udviklingen i stoffernes forekomst, ligesom det i flere tilfælde vil være muligt at vurdere stoffernes biologiske betydning. Dette års rapportering omfatter en status over forekomsten af MFS i vandfase, sediment og biota for hele programperioden 2017-2021.

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 (korrektion) 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 auto-klavemetoden (Larsen m.fl. 2018). For perioden 2016 og første kvartal 2017, hvor analyserne er foretaget af laboratoriet ALS A/S, er der foretaget en korrektion af TN- og TP-værdierne, for gennemgang se Thodsen m.fl. (2021a).

Til NOVANA-rapporten "Vandløb 2018" (Thodsen m.fl. 2019b) var der anvendt en foreløbig korrektion 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 korrektion 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 korrektion desuden for de fleste prøver indskrænket til 2009-15, hvorfor størstedelen af de korrektioner, der allerede var gennemført i årene 2007-2008, blev rullet tilbage (ophævet) (tabel 1.2). Den nye korrektion, beskrevet i detalje i Larsen m.fl. (2021a, b), har således afløst (tilbagerullet) eller suppleret den tidligere anvendte midlertidige korrektion på 1,3 % for prøver analyseret af Eurofins (Larsen, 2018). Korrektionen er foretaget på kvartalsbasis og er forskellig for hhv. almindelige vandløbsmålestationer og målestationer karakteriserede som sø afløb og afhænger af andelen af organisk kvælstof i vandprøverne. Den gennemsnitlige korrektion er:

- Almindelige vandløb 7,3 %
- Sø afløb 19,9 %.

Korrektionen 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 korrektionerne ses i Tabel 1.2. Korrektionen beskrevet i Larsen m.fl. (2021a, b) og for naturvandløb Larsen m.fl. (2022b) er anvendt på alle TN-data analyseret af Eurofins fra perioden 2009-2015, der indgår i denne rapport (Tabel 1.2).

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. Der pågår i øjeblikket et arbejde med at importere de korrigerede værdier til VanDa og ODA (VanDa data tilgås igennem "miljødata" <https://miljoedata.miljoportal.dk/>).

Tabel 1.2. Oversigt over de foretagne korrektioner af analyser af total-kvælstof i vandløb under NOVANA-programmet i perioden 2007-2017 for de enkelte analyselaboratorier samt betydningen af de nye korrektioner (årlig effekt for gennemsnitlig total kvælstofkoncentrationen 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 har vist sig, at den fejlagtigt anvendte metode ikke har været anvendt alligevel (Larsen m.fl., 2021a).

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 m.fl., 2018; **) Larsen, 2018; ***) Larsen m.fl., 2021a; ****) Larsen m.fl., 2021b.

Betydningen af korrektionerne af TN-koncentrationerne for opgørelsen af kvælstoftilførslen til havet er estimeret på baggrund af stoftransporter fra 77 kystnære målestationer. Ændringen er beregnet for perioden 2011 – 2014 hvor laboratoriet Eurofins har analyseret alle prøver. Den samlede ændring i stoftransporten for de 77 målestationer er ca. 7 % hvilket svare til korrektionen af TN-koncentrationen (Tabel 1.2). Hvis det antages at ændringen på lands-tilførslen til havet ligeledes ændres ca. 7 % svare det til en ændring på omkring 4000 ton N/år i gennemsnit for de 4 år 2011 – 2014. Der er ikke taget højde for at tilførslen fra punktkilder, der udgør ca. 11 % af den samlede tilførsel, ikke er korrigeret, derfor er estimatet lidt for højt.

Genopretning af TN for naturoplande

Der er foretaget en separat genopretning af TN-koncentrationer analyseret for naturoplande i perioden 2009-2015 (Larsen m.fl. 2022b). De udviklede korrektionsformler for naturvandløb viser, at der er behov for en yderligere korrektion af koncentrationen af organisk kvælstof i 1. kvartal, mens der i 2. kvartal, ikke skal korrigeres yderligere ift. den allerede foretagne midlertidige korrektion i 2018 (Larsen m.fl. 2018). I 3. kvartal skal den tidligere gennemførte korrektion helt tilbagerulles, og i 4. kvartal skal den delvist tilbagerulles. Den samlede betydning af de nye korrektioner, etableret i Larsen m.fl. (2022b), og den allerede gennemførte midlertidige korrektion i 2018 betyder, at den gennemsnitlige årlige total kvælstof-koncentration i naturvandløb målt med UV-metoden i perioden 2009-2015 ender med at være korrigeret op med i gennemsnit 13,5 %.

Genopretning af TP

Total fosfor (TP) 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 biaskorrektur 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 Thodsen m.fl. (2021b) 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 tidligere markerede perioden 2009-2015 (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 blev imellem udgivelsen af Vandløb 2018 (Thodsen m.fl., 2019b) og Vandløb 2019 (Thodsen m.fl. 2021a) konstateret et homogenitetsbrud i DMIs griddede nedbørstidsserier ved årsskiftet 2010-2011, hvor en ny metode i form af bl.a. 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 nedbørsmålingen påvirkes af fx 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 korrigerbare forhold er rettet i nedbørsdatasæt leveret af DMI efter juni 2021 (An-

dersen (red), 2021). De nye nedbørsdatasæt har en mindre bias (nedbørsunderskud) end det oprindelige datasæt, men på landsplan findes størstedelen af biasen fortsat i datasæt downloadet i juni 2021 og således også i de nyere data, der er anvendt i denne rapport (for beregningsmetode se Thodsen m.fl. 2020). 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 blev vurderet, at biasen fører til en mindre 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 og 2021. 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 vandføringsvægtede koncentrationer, før den anvendes for det umålte opland
- Korrigeret gridnedbør, der anvendes som drivparameter i den empiriske totalfosformodel, der modellerer koncentrationen af totalfosfor i ID15-oplande
 - Den modellerede vandløbsfosforkoncentration bias-korrigeres mod målte vandføringsvægtede 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) 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 af gennemføre trend- og biaskorrektionen 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 biaskorrektionen 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).

Justeringer i trend- og biaskorrektion af ferskvandsafstrømningen

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

Trendkorrektionen 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 residuallet 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 trendkorrektionen som en justering imellem perioden 1990-2010 og 2011-2021, så længe der eksisterer en synlig inhomogenitet i nedbøren. Trendkorrektionen sker således ved, at afstrømningen for perioden 2011-2021 justeres med en faktor, således at middelresiduallet imellem modelleret og målt vandafstrømning er det samme i de to perioder.

For Fyn foretages ingen trend- eller biaskorrektion, 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 overkorrektion af afstrømningen i umålt opland.

I Thodsen m.fl. (2019a, b) angives, at trend- og biaskorrektion 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 Kramnitz, 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 biaskorrektionen 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.

1.4.3 Homogenitetsbrud i vandføringsmålinger

Frem til 2004 er vandføringsmålinger udelukkende foretaget med vingeinstrumenter, men i årene herefter er der sket en gradvis overgang til primært to nye typer af måleinstrumenter. I 2005 blev de første ADCP-målinger introduceret i nogle af de større vandløb, og fra 2014 og frem har elektromagnetisk strømmåler gradvist overtaget vingeinstrumenterne i de mindre vandløb (Ovesen m.fl. 2023). Skiftene i instrument-typerne har betydet, at der er introduceret homogenitetsbrud i vandføringstidsserierne, idet de nye instrumenter har systematiske afvigelser i forhold til de tidligere anvendte vingeinstrumenter (Ovesen m.fl. 2023).

De overordnede tests i Ovesen m.fl. (2023) viser, at ADCP-instrumentet i gennemsnit måler 2,6 % højere vandføring end vingeinstrumentet, mens den elektromagnetiske strømmåler giver 5,7 % mindre end vingeinstrumentet. Før 2019 anvendtes andre beregningsrutiner til ADCP-målingerne, og her var resultaterne i vandføringsberegningerne yderligere 1,9 % højere end vingemålingerne (i alt 4,5 %). Det kan ikke afgøres, om ADCP- eller vingeinstrumentet måler den faktisk korrekte (sande) vandføring, men det er påvist, at ved hastigheder under 0,5 m/s registrerer den elektromagnetiske strømmåler mindre end den korrekte hastighed (Kainz, 2021). Dette medfører, at på målestationer, hvor den elektromagnetiske strømmåler er anvendt, bliver der beregnet for lav vandføring. Der er behov for yderligere undersøgelser for at afklare mere vandløbsspecifikke forskelle, og muligheder og procedurer for evt. korrektioner af vandføringstidsserier er pt. ikke afklaret.

Homogenitetsbruddet i vandføringen influerer alle opgjorte vandafstrømninger i denne rapport. Vandafstrømningen anvendes til beregning af næringsstoftransporter for målestationer, som således også er direkte influerede. Opgørelser af næringsstofftilførsler til havet er ligeledes influerede, da de dels er baserede på målte næringsstofftilførsler og dels på modellerede næringsstofftilførsler der er biaskorrigerede imod målte tilførsler. Både aktuelle og normaliserede næringsstofftilførsler/-transporter er influerede.

1.4.4 Ny model for diffus vandføringsvægtet koncentration af fosfor

Der er blevet udviklet en ny empirisk model til modellering af diffuse totale fosforkoncentrationer (Larsen m.fl. 2022a). Modellen afløser den hidtil anvendte model (Andersen m.fl. 2005).

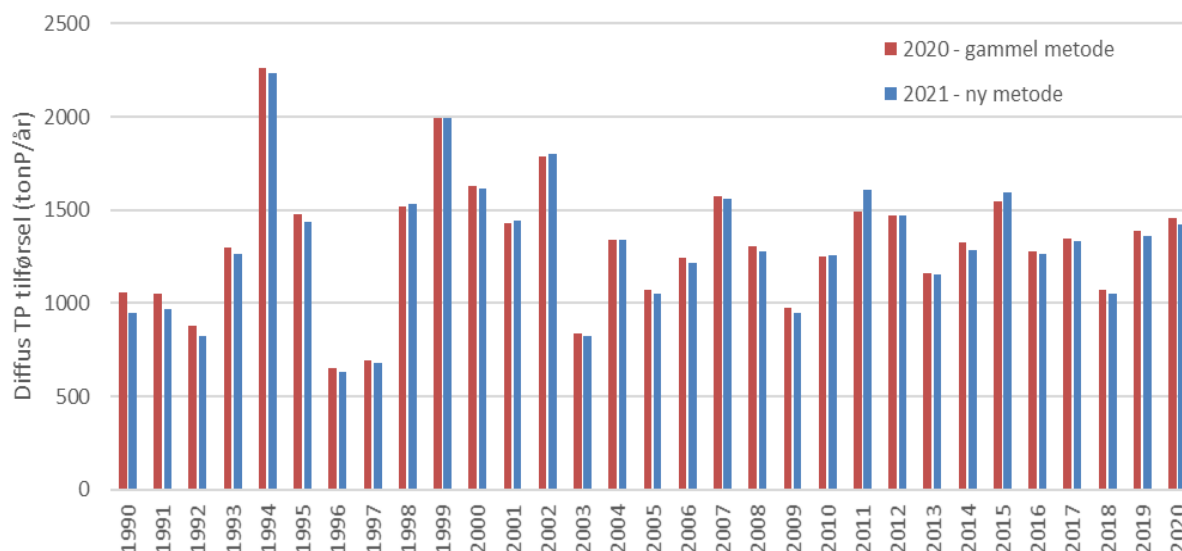
Den nye model giver årlige vandføringsvægtede koncentrationer af diffus total fosfor (TP), inklusivt bidrag fra spredt bebyggelse. Den udviklede maskinlæringsmodel er af typen 'eXtreme Gradient Boosted Trees Regressor with early stopping' og indeholder i alt 13 forklarende variable. Som eksempler på de mest betydende forklarende variable i modellen kan nævnes omfanget af

Der er tre lag i udviklingen af maskinlæringsmodellen i DataRobot, og de har følgende forklaringsgrader: Træningsdatasættet, som består af 64 % af data ($R^2 = 0,69$), valideringsdatasættet, som består af 16 % af data ($R^2 = 0,71$), og hold out datasættet med 20 % af data ($R^2 = 0,67$). Hertil kommer en validering af modellen på det uafhængige datasæt, som har en god forklaringsgrad (R^2) både før (0,62) og efter (0,41) tilbagetransformering af logaritme transformerede data. Den nye TP-model har derfor en langt større forklaringsgrad end den tidligere TP-model anvendt i NOVANA-beregningerne (Larsen m.fl. 2022a).

Figur 1.1. TP biasregioner



18



Figur 1.2. Tilførsel af fosfor fra diffuse kilder opgjort med model (og opgørelsesmetode) anvendt til og med NOVANA-rapporten "Vandløb 2020" (2020 gammel metode) sammenlignet med tilførsel opgjort med ny model og opgørelsesmetode (2021 – ny metode) anvendt i denne rapport (Thodsen m.fl. 2021). De lave tilførsler, der er beregnede for den første del af overvågningsperioden, er underestimerede, hvilket skyldes, at det ikke er muligt at inddrage retentionen på udledningen fra punktkilder, som er høj i denne periode (se kapitel 7).

1.4.5 Nye metoder til opgørelse af månedstilførsler af TN og TP fra punktkilder

Mængden af TN og TP fra punktkilder, der anvendes i opgørelsen af tilførslen til havet og kildeopsplitningen, beregnes af Miljøstyrelsen og leveres som årsværdier. Da opgørelsen af tilførslen til havet i denne og tidligere rapporter sker med på et månedligt tidsskridt, er der brug for at neddele årsværdier til månedsværdier. Det er hidtil sket ved at dele årsværdien i 12 lige store månedsværdier.

I denne rapport (og fremtidige rapporter) er det søgt at beregne månedsværdier for de forskellige punktkildetyper på en mere realistisk måde. Fremgangsmåden er at splitte årsværdierne i standard månedsfraktioner for forskellige punktkildetyper. I anden sammenhæng har Miljøstyrelsen (Lassen & Frank-Gopolos, 2022) analyseret data fra PULS-databasen for rensningsanlæg, industri og dambrug. Resultaterne fra disse analyser er anvendt i denne rapport. DHI har analyseret på punktkildedata fra RBU'ere (regnbetingede udløb) og havbrug anvendt i diverse marine modelopsætninger. Resultaterne herfra er ligeledes anvendt i denne rapport. På det grundlag er der beregnet månedlige andele af årsudledningen for diverse punktkildetyper (Tabel 1.3). For de forskellige punktkildetyper er der anvendt månedsfraktioner som vist i (Tabel 1.3).

Tabel 1.3. Punktkilde månedsfraktioner til beregning af månedlige tilførsler af TN og TP fra punktkilder på basis af årsværdier.

Punktkilde type	Måned											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Kvælstof (TN)												
Renseanlæg, avanceret rensning	12,4	12,9	11,4	8,1	6,7	5,7	5,5	5,9	6,1	7,1	8,5	9,6
Renseanlæg, mellem rensning	12,3	12,7	11,2	8,2	6,5	5,6	5,8	6,2	6,2	7,2	8,6	9,4
Renseanlæg, mekanisk rensning	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Dambrug	8,6	8,7	9,1	8,5	8,2	7,8	7,8	7,5	8,1	8,5	8,6	8,6
Industri	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Havbrug	0	0	0	2	13	17	19	16	18	11	3	0
Regn Betingede Udløb (RBU)	5	10	13	5	3	10	10	18	13	8	2	3
Fosfor (TP)												
Renseanlæg, avanceret rensning	10,0	10,1	9,8	8,2	7,9	7,4	7,2	7,6	7,3	7,6	8,2	8,5
Renseanlæg, mellem rensning	10,4	10,6	9,9	8,4	8,1	7,4	7,3	7,4	6,9	7,4	8,0	8,1
Renseanlæg, mekanisk rensning	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Dambrug	8,7	8,6	8,5	8,1	8,2	8,9	8,7	7,9	7,7	7,8	8,4	8,6
Industri	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33	8,33
Havbrug	0	0	0	2	13	17	19	16	18	11	3	0
Regn Betingede Udløb (RBU)	5	10	13	5	3	10	10	18	13	8	2	3

Det ses bl.a., at der er en betydelig årstids-/temperatureffekt på rensningen i avancerede og mellem avancerede rensningsanlæg, og at fraktionen fra havbrug er 0 i perioden december til marts, da der ikke er fisk i burene i denne periode.

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 næringsstoffer, der tabes 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, 5.maj 2022. Månedsnedbøren og -temperatur er således baseret på data fra grids bestående af kvadrater på henholdsvis 10×10 km og 20×20 km. Grids 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 den empiriske modeller for TN, 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 næringsstofftransport 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) (se afsnit 1.4.2).

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) (se afsnit 1.4.2). Effekten heraf på den opgjorte ferskvandsafstrømning er estimeret i Thodsen m.fl. (2020). Den korregerede daglige gridnedbør, der er anvendt i DK-modellen, er downloadet fra DMI den 5. maj 2022.

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 for hele overvågningsperioden (1990-2021) indgår måledata fra i alt 243 vandføringsmålestationer, der samlet dækker ca. 26.809 km², svarende til 62 % af landets areal. Anvendelsen af 243 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. Det er ikke alle stationer der har været i drift i alle år, men antallet af stationer i drift er også steget fra 127 i 2016 til 208 i 2018 hvorefter antallet har været forholdsvis konstant og i 2021 er 215 stationer i drift. Det samlede oplandsareal til de 215 stationer i drift er ca. 25.917 km², svarende til ca. 60 % 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.

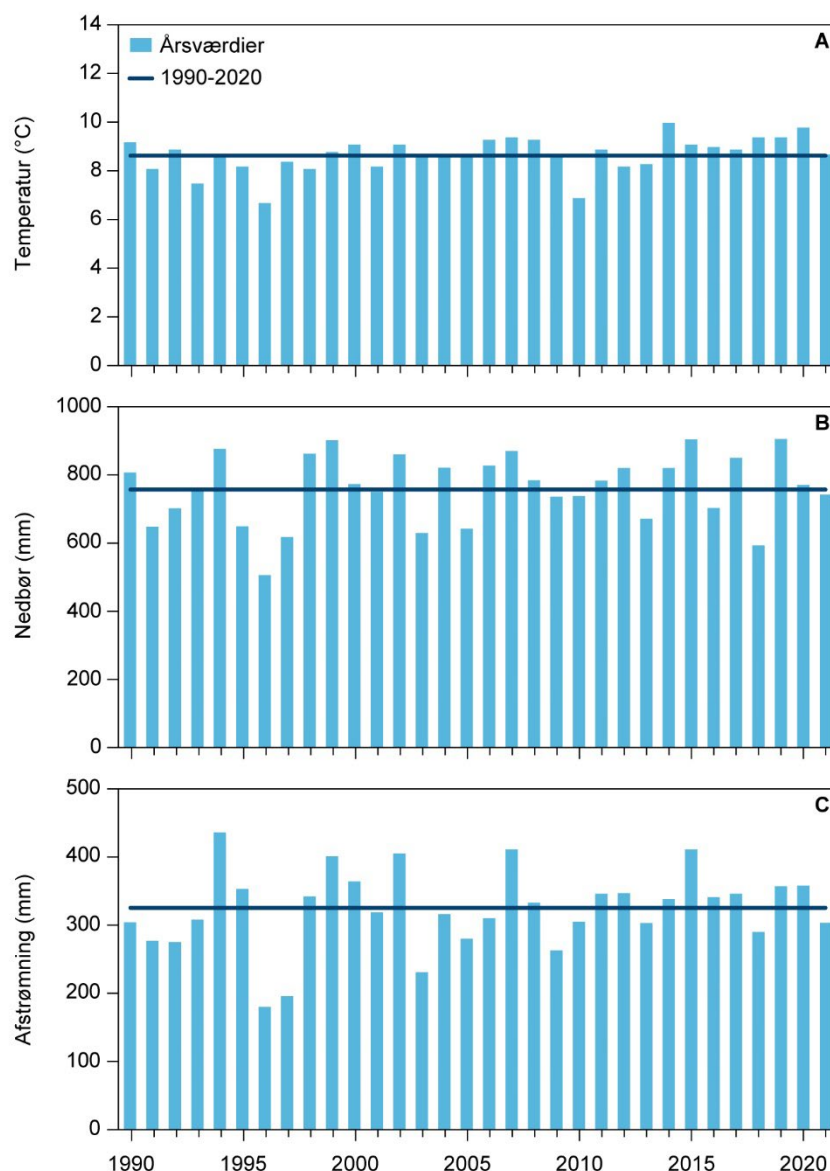
2.2 Klima, vejr og ferskvandsafstrømning

Vejret i 2021 var som helhed tæt på gennemsnittet for overvågningsperioden 1990-2020, (Figur 2.1 & 2.4). Middeltemperaturen for landet blev 8,7°C, hvilket er det samme som normalgennemsnittet (8,7°C) for perioden 1991-2020 (Rubek m.fl. 2022). Det var især månederne januar, februar, april, maj og august, der var koldere end gennemsnittet (Figur 2.4A). Til gengæld var juni, juli og november varmere end gennemsnittet for 1990 - 2020.

Nedbørsmængden, beregnet på basis af 10x10 km observeret gridnedbør over land, var i 2021 for hele landet 744 mm, hvilket er 15 mm (2 %) under normalen for 1991-2020 (759 mm) og 18 mm (2 %) under gennemsnittet for 1990-2020 (762 mm). 2021 var således tæt på normalen. Rubek m.fl. (2022) angiver også en nedbør for 2021 på 744 mm. Maj måned var meget våd mens februar, april, juni var forholdsvis tørre. Maj måned blev den vådeste maj i perioden siden 1990 med 107 mm, den næst vådeste maj var i 2015 med 86 mm.

Den samlede ferskvandsafstrømning til de danske farvande er for 2021 opgjort til 13.100 millioner m³, hvilket svarer til en arealspecifik afstrømning på 304 mm (Figur 2.1C). Vandafstrømningen blev dermed 15 % lavere end i 2020, hvor den var 359 mm. Gennemsnittet for perioden 1990-2020 er 324 mm, afstrømningen blev dermed 6 % lavere end gennemsnittet. Gennemsnittet for de sidste 20 år 2001 - 2020 er 330 mm.

Figur 2.1. Årsmiddelværdier for temperatur (A), nedbør (ukorrigeret) (B) og ferskvandsafstrømning (C) fra 1990 til 2021 samt gennemsnit for perioden 1990-2020. Data for temperatur og nedbør er aggregeret fra DMI's gridværdier. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.

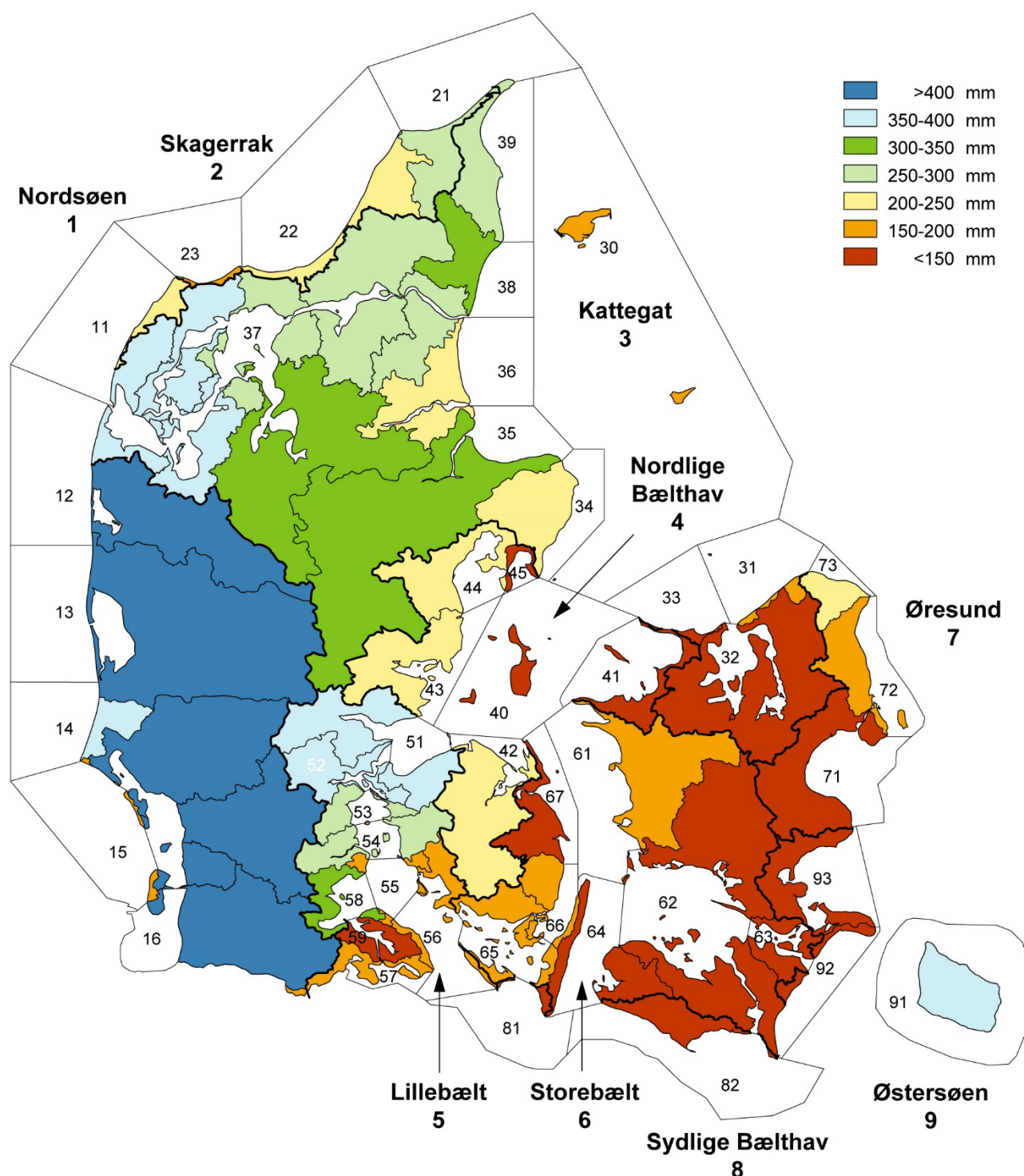


Afstrømningsforholdene udviser normalt - ligesom nedbøren - en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2021 (Figur 2.2).

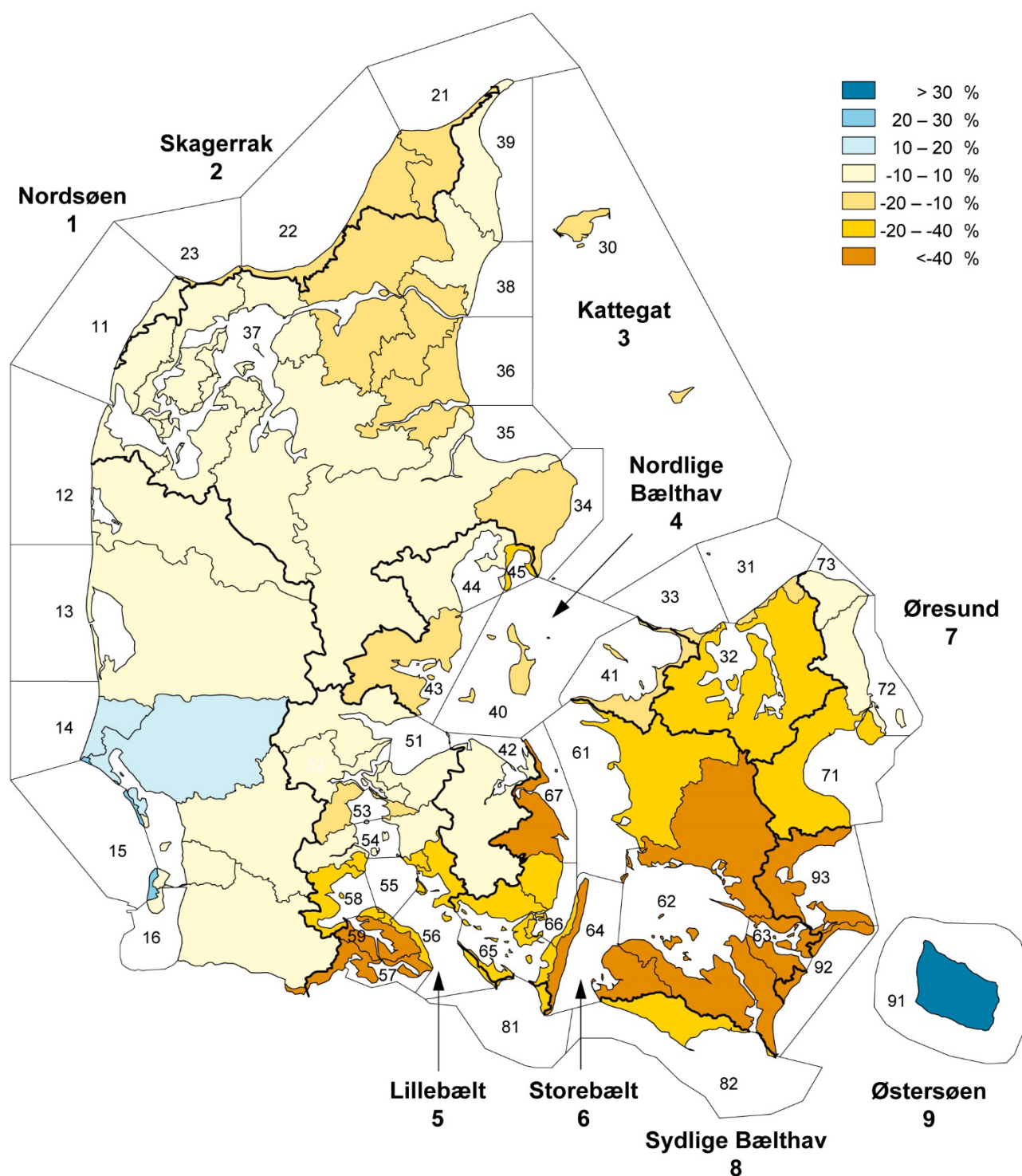
I det vestlige Jylland var årsafstrømningen typisk større end 400 mm, mens afstrømningen i dele af Nord- og Østjylland var noget mindre. For Sjælland var afstrømningen typisk under 150 mm. Der ses lave årsafstrømninger for Lolland-Falster, Storebælts området Sydfyn og øerne inklusivt området omkring Als, mange steder under 150 mm. For landet som helhed ses således en forholdsvis stor forskel i afstrømningsfordelingen fra øst mod vest med omkring tre gange så stor afstrømning i vest i forhold til øst.

I de små oplande ses i visse tilfælde en afvigende afstrømningsmængde i forhold til de nærværende liggende store oplande, fx farvandsområderne 45 (Ebeltoft vig) i forhold til 34 (østsiden af Djursland) (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.

Afstrømningen i 2021 var i den vestlige del af Jylland omkring det normale (gennemsnit for 1990-2020), mens den i Nordjylland nogle steder var lidt under (Figur 2.3). Sjælland samt dele af Fyn og den sydøstligste del af Jylland havde en lavere afstrømning end normalt. Den eneste del af landet der havde en klart højere afstrømning end normalt var Bornholm (Figur 2.3).



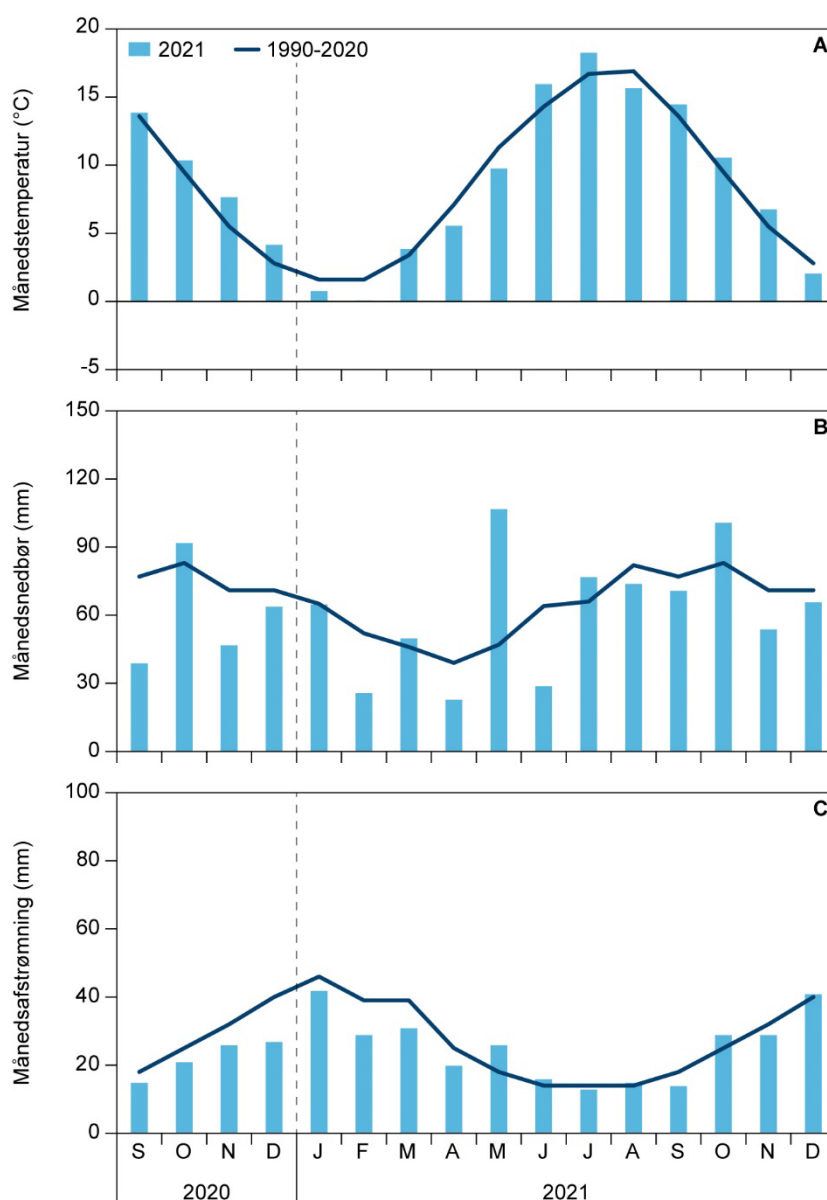
Figur 2.2. Ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2021 (mm/år).



Figur 2.3. Afvigelse (%) i ferskvandsafstrømning til marine kystafsnit i 2021 i forhold til gennemsnittet for 1990-2020.

Ferskvandsafstrømningen i 2021 varierede noget hen over året (Figur 2.4C). I begyndelsen af året (januar til april) var afstrømningen forholdsvis lav, lige som afstrømningen var forholdsvis lav i de sidste 4 måneder af 2020. Specielt i februar var afstrømningen lavere end gennemsnittet for overvågningsperioden (1990-2020). Samlet set har vinterhalvåret 2020 - 2021 en forholdsvis lav afstrømning, hvor alle måneder mellem september 2020 og april 2021 har en afstrømning under gennemsnittet. I maj var afstrømningen over middel mens sommermånederne var tæt på middel, lige som der kun var mindre afvigelser fra middelafrømningen i efteråret og december.

Figur 2.4. Månedsværdier for temperatur (A), nedbør (B) og ferskvandsafstrømning (C) for Danmark i 2021 og de sidste 4 måneder i 2020. Desuden er vist månedsgennemsnit for perioden 1990-2020. Afstrømningsdata er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



2.3 Ferskvandsafstrømninger fra det målte opland

Afstrømningen er opgjort for de 243 hydrometrstationer, der indgår i årets opgørelse af landsafstrømningen. I 2021 er der målt afstrømning på 215 stationer (dækkende ca. 60 % 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 hydrometrstationer dækker et areal på ca. 19.982 km², svarende til ca. 46 % af landets areal.

Afstrømningen for de 100 hydrometrstationer med fuld måletidsserie siden 1990 er for 2021 opgjort til 370 mm mod 424 mm året før (13 % lavere). Gennemsnitsafstrømningen for de sidste 20 år (2001 – 2020) er 390 mm, mens den for perioden 1990-2020 er 381 mm.

Den arealspecifikke afstrømning (mm) fra det målte opland er opgjort til at være højere end afstrømningen fra hele landet, i 2021 hhv. 370 mm og 304 mm. Det skyldes primært, at nedbørsmængden er større inde i landet (målt opland) end langs kysten (umålt opland).

3 Miljøfarlige forurenende stoffer

Christian Kjær

Kontrolovervågningen af Miljøfarlige Forurenende Stoffer (MFS) i vandløb i NOVANA-overvågningen omfatter 25 vandløbsstationer med undersøgelse ved hver station ét år i løbet af programperioden. Overvågningen er tilrettelagt, så der i udgangspunktet skal indsamles prøver fra fem stationer pr. år. De årlige undersøgelser omfatter måling af vandrammedirektivets prioriterede stoffer i 12 vandprøver pr. vandløbsstation og måling af nationalt prioriterede miljøfarlige forurenende stoffer i fire årlige vandprøver. Desuden indsamles der på de samme stationer årligt en sedimentprøve. Derudover indsamles ved hver station fisk til kvantificering af udvalgte stoffer, som bioakkumuleres i biota.

De stoffer, hvis forekomst kvantificeres under kontrolovervågningsprogrammet for vandløb, er fordelt på 10 grupper: Metaller og uorganiske sporstoffer, pesticider, aromatiske kulbrinter, fenoler, halogenerede alifatiske kulbrinter, polyaromatiske kulbrinter (PAH), dioxiner og furaner, perfluorerede forbindelser (PFAS), blødgørere og organotinforbindelser.

Den samlede liste over analyserede parametre kan findes i programbeskrivelsen for NOVANA 2017-2021

(<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf>).

I det følgende gives en overordnet beskrivelse af indholdet af hvert af stofferne i de vandløb, der er undersøgt ifm. NOVANA-kontrolovervågningsprogrammet for 2016-2021. 2016 var et overgangså, og som sådan er de enkelte stationer medtaget i henholdsvis den seneste (2010-2015) eller denne (2017-2021) overvågningsperiode, således at alle stationer er repræsenteret i nærværende overvågningsperiode, og at der er en ensartet repræsentation mellem perioder. Resultater for perioden 2010-2015 er tidligere beskrevet i Thodsen m.fl. (2016).

3.1 Metoder

Fund under detektionsgrænsen

I tilfælde, hvor et stof forekommer i prøver i lavere koncentrationer end den analytiske detektionsgrænse, anvendes følgende fremgangsmåde til beregning af middelværdi, median osv. (Boutrup m.fl. 2021): Hvis fundhyppigheden er større end 20 % for prøver indsamlet på samme station, indgår værdier mindre end detektionsgrænsen i beregning af middelværdi, median osv. med værdien $\frac{1}{2} \times$ detektionsgrænsen jf. Larsen et al. (2013). Ved fundhyppigheder under 20 % indgår værdier under detektionsgrænsen med værdien nul. For biota er det den fundhyppighed, der er for hele overvågningsperioden på grund af det lave antal observationer/analyser.

Miljøkvalitetskrav

Endnu findes kun miljøkvalitetskrav for få miljøfarlige forurenende stoffer i vandløbssediment og biota (bekendtgørelse nr. 1625 af 19/12/2017), mens der

findes miljøkvalitetskrav for en række stoffer i vandløbsvand. Miljøkvalitetskrav for miljøfarlige forurenende stoffer i vandløbsvand sammenholdes med gennemsnitsværdi for den enkelte vandløbsstation i overvågningsperioden. Ligeledes nævnes det, hvis enkeltværdier er højere end maksimumkoncentrationen.

Disse resultater kan anvendes til at give et indtryk af status for miljøforekomsten af de enkelte stoffer og stofgrupper samt eventuelt udviklingen af koncentrationer af disse stoffer i vandløb mellem overvågningsperioder.

3.2 Vandfasen

Prøver fra vandfasen på kontroludviklingsstationer analyseres for følgende stofgrupper: Metaller og uorganiske sporstoffer, pesticider samt blødgørere og halogenerede alifatiske kulbrinter. Her følger en gennemgang af resultaterne.

Metaller og uorganiske sporstoffer

Disse stoffer er naturligt forekommende i miljøet, men frigives desuden fra fossile brændstoffer, handelsgødning og dyrefoder og frigivelse i forbindelse med sænkning af grundvandsspejl. Det betyder, at de kan forekomme i forhøjede koncentrationer. De koncentrationer, der måles i NOVANA-programmet, repræsenterer summen af den naturlige baggrundskoncentration og menneskeskabte udledninger (Boutrup m.fl. 2015). Denne baggrundsværdi er kun etableret for visse metaller.

De fleste metaller blev fundet med detektionsfrekvenser på 100 %. Miljøkvalitetskravene for de fleste metaller skal vurderes i relation til aktuelle baggrundskoncentrationsniveauer for at kunne, sammenholde fundkoncentrationerne med etablerede grænseværdier (Boutrup m.fl. 2015). Disse baggrundskoncentrationsniveauer kendes for barium, kobber, nikkel og zink (Bak & Larsen 2014). Barium blev fundet i koncentrationer, der var højere end det generelle kvalitetskrav, med en gennemsnitsværdi på 34,5 µg/l efter at baggrundskoncentrationen er fratrasket. Der blev fundet en observation, hvor koncentrationen af zink er klart højere end maksimumkoncentrationen, og koncentrationen af kobber er ligeledes højere end maksimumkoncentrationen (tabel 3.1). Zink har en stor og bred anvendelse i Danmark og kan som følge heraf genfindes i punktkilder som renseanlæg og regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede områder (Boutrup m. fl 2021). Ligeledes anvendes zink i betydelige mængder i landbrug. På baggrund af datagrundlaget i NOVANA er det ikke muligt at fastslå hvilke af disse mulige kilder, der har givet ophav til koncentrationer højere end maksimumkoncentrationen.

Siden sidste overvågningsperiode er koncentrationen af arsen, bly, cadmium, krom, nikkel og zink signifikant ændret. Arsen har en forøget koncentration i vandløbsvandet, mens indholdet af de øvrige nævnte metaller er faldet.

Tabel 3.1. Metaller i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer antal observationer, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene (generelt og maksimumkoncentrationen) er vist i kolonnerne yderst til højre. Maksimalværdien angiver den højest målte værdi i en enkelt prøve. Enheden er ug/l.

Stof	Antal	Gennem- snit	Median	10%- fraktil	90%- fraktil	Detektions- grænse	Maksi- mal- værdi	Gen- nemsnit fratræk- ket bag- grund- koncen- trationer	Estime- rede bag- grunds- koncen- trationer	Generelt kvalitetskrav	Maksi- mumkon- centration
Arsen	112	1,36	1,2	0,76	2,5	0,03	5,3	-	-	4,3	43
Barium	112	42,8	39	35	51	0,03-1	110	34,48	15	19	145
Bly	299	0,16	0,115	0,03	0,17	0,025	0,79	-	-	1,2 ³	14
Cadmium	298	0,011	0,009	0,006	0,016	0,003-0,004	0,18	-	-	0,08-0,25 ⁵	<0,45-1,5 ⁵
Chrom	112	0,28	0,23	0,16	0,55	0,01-0,03	1,5	-	-	1,2/0,3 ²	5,4/21 ²
Kobber	112	2,4	1,9	1,6	4,9	0,03-0,04	5	0,69	0,66	1 ^{1,3} /4,9 ⁶	2/4,9 ⁶
Nikkel	299	2,3	1,65	1,1	1,8	0,03	11	1,08	0,82	4 ³	34
Vanadium	111	0,59	0,47	0,3	1,3	0,05-0,2	1,3	0,32	0,11	4,1 ¹	57,8
Zink	112	23,5	2,5	0,78	110	0,3-0,5	110	6,81	1,5	7,8 ^{1,3} /3,1,4	8,4 ¹

¹: Kvalitetskravet er denne koncentration tilføjet den naturlige baggrundskoncentration

²: Kvalitetskrav for CrVI/CrIII

³: Kvalitetskravet gælder for den biotilgængelige koncentration, men ikke i kombination med 1)

⁴: Kvalitetskravet gælder for blødt vand

⁵: Afhænger af vandets hårdhedsgrad

⁶: Øvre koncentration uafhængig af naturlig baggrundskoncentration

Pesticider

Pesticider er en samlet betegnelse for midler anvendt til ukrudts-, insekt- og svampebekæmpelse samt til vækstregulering i afgrøder. Stofferne har udbredt anvendelse i landbruget, men mange aktivstoffer anvendes ligeledes som biocider fx til desinfektion, konservering eller anden skadedyrsbekæmpelse end i jordbrug. Overvågningen af pesticider i vandløbsvand omfatter en række herbicider og nedbrydningsprodukter heraf og to insekticider.

De hyppigst fundne stoffer er glyphosat; dets nedbrydningsprodukt AMPA, og MCPA. Tilsvarende er de højeste gennemsnitskoncentrationer af enkeltstoffer fundet for AMPA og MCPA (tabel 3.2). I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke fundet overskridelse af kvalitetskravene på NOVANA-stationerne.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) er faldet signifikant fra forrige til denne overvågningsperiode. Det samme gør sig gældende for Diuron og Mechlorporp (alle herbicider), hvor diuron blev forbudt i 2000.

Det skal bemærkes, at der ved undersøgelse af cypermethrin blev analyseret med en detektionsgrænse på 0,0004 µg/l, hvilket er højere end det generelle miljøkvalitetskrav for cypermethrin i ferskvand på 8×10⁻⁵ µg/l og samme størrelsesorden som miljøkvalitetskravets maksimumkoncentration på 6×10⁻⁴ µg/l. Derfor er det ikke muligt at vurdere, om der kan have forekommet koncentrationer, der er højere end kvalitetskravet.

Internationale undersøgelser har vist, at maksimumkoncentrationerne af pesticider, især de stærkt lipofile stoffer, typisk forekommer ifm. kraftige nedbørshændelser, hvor koncentrationsniveauet øges betragteligt (en faktor 10-

100) sammenlignet med koncentrationer under basisvandføring (fx Bundschuh m.fl. 2014; Rasmussen m.fl. 2015). Da vandprøverne i forbindelse med overvågningen er indsamlet uafhængigt af klima og nedbør, må det forventes, at de fundne gennemsnit kan være underestimerede, også fordi nogle af stofferne kun indsamles 4 årlige prøver.

Tabel 3.2. Pesticider i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal bestemmelser, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene (generelt og maksimumkoncentration) er vist i kolonnerne yderst til højre. Maksimalværdien angiver den højest målte værdi i en enkelt prøve. Enheden er µg/l.

Stof	Antal	Middelværdi	Median	10%- fraktil	90%- fraktil	Detektions- grænse	Maksimal- værdi	Generelt kvalitetskrav	Maksimum- koncentration
Ukrudtsmidler									
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)	101	<DG	—	—	—	0,01	0,033	78	780
AMPA	101	0,29	0,31	0,096	0,43	0,01	1		
Atrazin	289	>DG	—	—	—	0,01	—	0,6	2,0
Bentazon	101	0,21	0,008	0,005	0,81	0,01	0,81	45	450
DNOC	101	<DG	—	—	—	0,01	0,064	Ingen	
Diuron	289	0,0033	—	—	—	0,01	0,036	0,2	1,8
Glyphosat	101	0,171	0,088	0,047	0,46	0,01	1,40	266	
Irgarol 1051	172	<DG	—	—	—	0,05	—	0,0025	
Isoproturon	289	<DG	—	—	—	0,01	—	0,3	1
MCPA	101	0,23	0,017	0,005	0,85	0,01	0,85	Ingen	
Mechlorprop	101	<DG	—	—	—	0,01	0,026	18	187
Prosulfocarb	101	0,0073	0,005	0,005	0,014	0,01	0,033	Ingen	
Simazin	290	<DG	—	—	—	0,01	—	1	4
Terbutryn	290	<DG	—	—	—	0,0065	—	0,065	0,34
Trichloreddikesyre	101	0,0063	0,005	0,005	0,01	0,01	0,06	Ingen	
Insektmidler									
Chlorpyrifos	289	<DG	—	—	—	0,003	0	0,03	0,1
Cypermethrin	172	<DG	—	—	—	0,0004	0	8×10^{-5}	6×10^{-4}

Blødgørere

Blødgørerne omfatter stofgruppen phthalater og en enkelt adipat, der anvendes som blødgørere i plastik, gummi, maling m.m. Blandt blødgørerne har di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) tidligere haft størst anvendelse, men stoffet er blevet pålagt reguleringer, og forbruget er derefter faldet markant (Kjølholt et al. 2007). Blødgørerne tilføres til omgivelserne med spildevand, med overfladisk afstrømning og via afdampning til atmosfæren, hvorfra det udvaskes. Blødgørerne har forskellig vandopløselighed, mindst vandopløselig er DEHP.

I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke fundet overskridelse af kvalitetskravene på NOVANA-stationer. Der blev fundet meget få prøver med en koncentration af blødgørere større end detektionsgrænsen for det enkelte stof (Tabel 3.3), og i de tilfælde var det med en lav koncentration.

Tabel 3.3. Blødgørere i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal bestemmelser, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene (generelt og maksimumkoncentration) er vist i kolonnerne yderst til højre. Maksimalværdien angiver den højest målte værdi i en enkelt prøve. Enheden er µg/l.

Stof	Antal	Middelværdi	Median	10%-90%- frak-frak- til til	Detektions- grænse	Maksimal- værdi	Generelt kvalitetskrav	Maksimumkon- centration
Benzylbutylphthalat	101	—	—	— —	0,1	0	7,5	50
DEHP	291	<DG	<DG	<DG <DG	0,1	0,56	1,3	Anvendes ikke
Di(2-ethylhexyl)adipat	101	—	—	— —	0,07	0	0,48	6,6
Di-n-octylphthalat	101	—	—	— —	0,1	0	Ingen	Ingen
Dibutylphthalat	101	0,088	0,05	0,05 0,2	0,1	0,33	2,3	35
Diisononylphthalat	101	0,165	<DG	<DG 0,17	0,1	11	Ingen	Ingen

Halogenerede alifatiske kulbrinter

Halogenerede alifatiske kulbrinter har udbredt anvendelse som opløsningsmiddel i fx maling og lak. Derudover anvendes halogenerede alifatiske kulbrinter i den kemiske industri ved syntese, ekstraktion og affedtning. Mange af de halogenerede opløsningsmidler er letflygtige og letopløselige i vand, og deres tilførsel til miljøet vil derfor være gennem luften og med spildevand. Chloroform er den eneste halogenerede alifatisk kulbrinte, som overvåges i kontrolovervågningen i vandløb. Der var ganske få detektioner af chloroform, og ingen overskred det generelle miljøkvalitetskrav (tabel 3.4).

Tabel 3.4. Forekomst af halogenerede alifatiske kulbrinter i vandprøver fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal bestemmelser, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene (generelt og maksimumkoncentration) er vist i kolonnerne yderst til højre. Maksimalværdien angiver den højest målte værdi i en enkelt prøve. Enheden er µg/l.

Stof	Antal	Middel- værdi	Me- dian	10%- fraktil	90%- fraktil	Detektions- grænse	Maksimal- værdi	Generelt kvalitetskrav	Maksimumkoncentra- tion
Chloroform	290	>DG	—	—	—	0,02	0,062	2,5	Ingen

3.3 Sediment

Prøver fra sedimentet på kontrolovervågningsstationer analyseres for følgende stofgrupper: Polyaromatisk kulbrinter (PAH), aromatiske kulbrinter, fenoler og organotinforbindelser. Her følger en gennemgang af resultaterne.

Polyaromatiske kulbrinter (PAH)

Polyaromatiske kulbrinter (PAH'er) er en væsentlig bestanddel i mange typer af råolie og stenkulstjære. PAH'er dannes desuden ved ufuldstændig forbrænding af organisk stof, hvilket betyder, at PAH'er også er naturligt forekommende forbindelser. PAH er en gruppe af stoffer sammensat af et forskelligt antal benzenringe. Antallet af benzenringe er afgørende for de enkelte stoffers forekomst og skæbne i miljøet. Som hovedregel falder stoffernes nedbrydelighed og vandopløselighed med stigende antal benzenringe, og dermed har de større tilbøjelighed til at blive bundet til partikler. Alle PAH'er har log Kow-værdier større end tre, hvilket betyder, at PAH'erne har større tendens til at blive bundet til partikler end til at forekomme opløst i vand. PAH'er spredes primært via luften til omgivelserne, men vil også via overfladisk afstrømning blive tilført til vandmiljøet. PAH'er omfatter i kontrolovervågningen aromatiske kulbrinter med mellem to og seks benzenringe.

De polyaromatiske kulbrinter (PAH) er fundet over detektionsgrænserne i langt de fleste vandløb. Der ses en stor spredning i koncentrationniveauerne for størstedelen af stofferne, hvor spredningen spænder op til flere størrelsesordener mellem vandløbsstationer (tabel 3.5). Der er kun udviklet miljøkvalitetskrav for enkelte PAH'er i sediment. Der blev fundet koncentrationer højere end kvalitetskravet for Benz(ghi)perylen og Benzo(a)pyren

Tabel 3.5. Polyaromatiske kulbrinter (PAH) i vandløbssedimenter undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal bestemmelser, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene (generelt og maksimumkoncentration) er vist i kolonnerne yderst til højre. Enheden er µg/kg TS.

Stof	Antal	Middelværdi	Median	10% frak- til	90% fraktil	Fundhyp- pighed	Detektions- grænse	Generelt kvalitets- krav	Maksimal- koncentra- tion
1-Methylpyren	26	5,64	2,6	0,25	22	0,69	0,5-10		
2-Methylphenanthren	26	7,88	5,4	0,25	21	0,87	0,5-30		
2-Methylpyren	26	4,62	0	0	23	0,15	10-20		
Acenaphthen	26	9,1	4,05	0,25	26	0,62	0,5-40	9,6 mg/kg TSx f _{OC}	
Acenaphthylen	26	15,9	8,15	1,3	60	0,93	0,5		
Antracen	26	16,64	11	2	54	0,97	0,5	24	
Benz(a)anthracen	26	55,93	33	6,9	110	0,97	1,5	6040 µg/kg TS x f _{OC}	
Benz(a)fluoren	26	12,88	5,95	0,25	44	0,8	0,5-10		
Benz(ghi)perylen	26	67	35	9,2	230	1	1	420 µg/kg TS x f _{OC}	
Benzo(a)pyren	26	75,8	32	7,6	230	0,97	1	140 µg/kg TS x f _{OC}	
Benzo(b+j+k)fluranthen	26	127,4	56	0,074	440	1	1,5		
Benzo(e)pyren	26	60,6	32	7,4	160	1	1		
Crysen/triphenylen	26	68	44	8,2	150	1	1	4620 µg/kg TS x f _{OC}	
Dibenz(a,h)anthracen	26	15,9	7,5	1,8	57	0,87	1		
Dibenzothiophen	26	3,4	1,95	0,5	13	0,57	1		
Dimethylphenanthren	26	0,17	0	0	0	0,03	1		
Fluoranthren	26	110,2	64,5	14	270	1	3	69,7 mg/kg TS x f _{OC}	
Fluoren	26	4,79	3,95	0,25	13	0,8	0,5		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	26	55,7	27	7	200	1	2		
Perylen	26	144,9	67,5	12	390	1	1		
Phenanthren	26	42,6	32,5	6,2	110	0,96	0,60	7,8 mg/kg TS x f _{OC}	
Pyren	26	97,1	63	13	280	1	3	8,4 mg/kg TS x f _{OC}	

¹ F_{OC} er fraktionen af organisk stof i sedimentet.

Aromatiske kulbrinter

Aromatiske kulbrinter er i denne sammenhæng begrænset til den del af de aromatiske kulbrinter, der har til og med to benzenringe. De har stor affinitet til partikler og vil dermed blive bundet i sediment. Flere af stofferne findes i

miljøet som følge af, at de indgår i olieprodukter eller som nedbrydningsprodukter af olieprodukter. Aromatiske kulbrinter, som har flere end to benzenringe, hører til gruppen af polyaromatiske kulbrinter (PAH) og er beskrevet i forrige afsnit. Stofferne anvendelse samt deres fysiske kemiske egenskaber betyder, at de primært tilføres miljøet via luft og spildevand. De omtalte aromatiske kulbrinter har i højere grad tendens til at blive bundet til partikler end at være opløst i vand.

Aromatiske kulbrinter blev fundet i vandløbssedimenter (tabel 3.6). Forskellen mellem laveste og højeste koncentration varierede imellem de enkelte stoffer op til to størrelsesordener. Der blev fundet værdier højere end det generelle miljøkvalitetskrav i 29% af prøverne for de to-ringede naphthalener. Der var ingen overskridelser for naphthalen (Tabel 3.6)

Tabel 3.6. Aromatiske kulbrinter i sedimentet fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal bestemmelser, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Det generelle Miljøkvalitetskrav vist i kolonnerne til højre. Enheden er µg/kg TS.

Stof	Antal	Middel-værdi	Median	10% fraktil	90% fraktil	Fund-hyppighed	Detektions-grænse	Generelt kvalitetskrav	Andel overskridelser %
1-Methyl-naphthalen	26	3,49	2,5	0,25	9	0,79	0,5-1	Methyl-naphthalener: Σ 478 × Foc ¹	24
2-Methyl naphthalen	26	5,16	3,95	0,5	19	0,72	1		
Dimethylnaphthalener	26	80	37	5,9	180	1,00	3		
Trimethylnaphthalener	26	11,8	5	0,5	29	0,4	1-30		
Naphthalen	26	12,2	5	0,5	29	0,93	0,8	138	0

¹ F_{OC} er fraktionen af organisk stof i sedimentet.

Fenoler

Gruppen af fenoler er i denne sammenhæng begrænset til phenol, alkylphenoler og bisphenol A. Vigtige kilder til disse stoffer omfatter spildevand, importerede tekstiler, maling, lak, klæbemidler, fyldstoffer og fugemasser. Hertil kommer rengørings- og affedtningsmidler. Den vigtigste kilde til octylphenol skønnes at være restindhold i dæk, mens vigtige kilder til octylphenolethoxylater er tekstiler, læderbehandlingsmidler og vandbaserede malinger. Desuden kan brug af octylphenolethoxylater i pesticider og biocider være vigtige kilder til octylphenolethoxylater i overfladevand. Bisphenol A er et af de industrikemikalier, der produceres i størst volumen på verdensplan. Bisphenol A fungerer som byggesten for epoxyharpikser og polycarbonat plast, og som sådan anvendes bisphenol A i en lang række af forbrugerprodukter og artikler. Anvendelsen af bisphenol A er begrænset i flere produkter på grund af mistanke om, at stoffet har hormonforstyrrende effekt (Møller et al. 2013).

Der blev fundet meget få prøver med en koncentration af de omtalte fenoler større end detektionsgrænsen for det enkelte stof, og i de tilfælde var det med en lav koncentration (Tabel 3.7). Der blev ikke fundet overskridelser af de fastsatte miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer på NOVANA-stationer.

Tabel 3.7. Fenoler i sedimentet fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal bestemmelser, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene og andel overskridelser er vist i kolonnerne yderst til højre. Enheden er µg/kg TS.

Stofgruppe/stof	Antal	Middelværdi	Median	10% fraktil	90% fraktil	Fundhyppighed	Detektionsgrænse	Generelt kvalitetskrav mg/kg TS	Andel overskridelser %
4-Nonylphenol	25	<DG	0	0	0	0,04	0,5-10	25*Foc	0
4-n-octylphenol	26	0	0	0	0	0,03	10	39,3 x Foc	0
4-tert-octylphenol	26	<DG	0	0	1,5	0,21	0,5-6	39,3 x Foc	0
Bisphenol A	10	0	0	0	0	0,00	2	Ingen	—
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	24	<DG	0	0	0	0,04	10-400	25*Foc	0
Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)	24	<DG	0	0	0	0,00	10-30	25*Foc	0
Nonylphenoler	26	<DG	0	0	0	0,04	100	25*Foc	0

Organotinforbindelser

En meget udbredt anvendelse af organotinforbindelser har været anvendelsen af tributyltin (TBT) som antibegroningsmiddel i bundmaling til skibe og som biocid i træbeskyttelsesmidler. Triphenyltin (TPhT) har haft samme anvendelse. Disse anvendelser er ikke længere tilladt. De øvrige organotinforbindelser, mono- og dibutyltin, anvendes som stabilisator i PVC-plast og forekommer desuden som nedbrydningsprodukter af TBT.

TBT og TPhT er langsomt nedbrydelige og bioakkumulerbare stoffer og vil ud fra deres fysisk-kemiske egenskaber primært forekomme partikulært bundet. TBT nedbrydes til dibutyltin og monobutyltin, som er mindre giftige end TBT.

Der blev fundet tributyltin, dibutyltin og monobutyltin i sedimentet. Organotinforbindelser blev fundet i vandløbssedimenter (tabel 3.8). En enkelt bestemmelse på 45 µg/kg TS overskred kvalitetskravet for tributyltin.

Tabel 3.8. Organotinforbindelser i sedimentet fra vandløb undersøgt ved kontrolovervågning i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal stationer, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene og andel overskridelser er vist i kolonnerne yderst til højre. Enheden er µg/kg TS.

Stof	Antal	Gns.	Median	10% fraktil	90% fraktil	Fundhyppighed	Detektionsgrænse	Generelt kvalitetskrav	Andel overskridelser %
Dibutyltin	23	9,8	1	0,5	14	0,22	1-10		
Monobutyltin	23	13	6,1	0,5	49	0,70	1-10		
Tributyltin (TBT)	23	2	0	0	0	0,13	1-5	26 µg/kg TS × Foc ¹	4,3
Triphenyltin(TPhT)	23	0	0	0	0	0,00	0,10 -1		

¹ Foc er fraktion af organisk stof i sedimentet.

3.4 Biota

Fisk fanget på kontrolovervågningsstationer i vandløb er undersøgt for indhold af dioxiner og furaner, PFAS, heptachlor og kviksølv. Der er målt på forskellige fiskarter afhængig af hvilke fisk, det har været muligt at indsamle fra det enkelte vandløb. I den tekniske anvisning for 'Miljøfremmede stoffer

og tungmetaller i vandløb: Sediment og biota' (Wiberg-Larsen & Rasmussen 2017) er det anført, at "der til analyserne så vidt muligt kun anvendes én fiskeart: Ørred (bækørred). Denne art er den mest udbredte i danske vandløb. I mangel på bækørred kan der anvendes andre rovfisk som aborre, gedder eller sandart. Hvis der ikke findes rovfisk i fangsten, kan der vælges andre arter i følgende prioriteringsrækkefølge:

Skalle>rudskalle>hundestejle>smelt.

Her følger en gennemgang af resultaterne.

Dioxiner og furaner

Dioxiner og furaner kan dannes ved forbrænding af klorholdigt organisk materiale. Stofferne tilføres omgivelserne via luften ved atmosfærisk deposition. Dioxiner og furaner er langsomt nedbrydelige, bioakkumulerbare og toksiske, og vil i miljøet forekomme bundet til partikler. Dioxiner og furaner er toksiske stoffer, men med forskellig toksicitet af de enkelte stoffer i de to stofgrupper. Koncentrationen af dioxiner og furaner i biota angives i toksicitetsækvivalenter beregnet med en omregningsfaktor fastsat af WHO (WHO-TEQ). Coplanare PCB-forbindelser har tilsvarende toksicitet og henregnes til gruppen af dioxiner og furaner som "dioxinlignende forbindelser" og omregnes til toksicitetsækvivalenter, (WHO-TEQ c-PCB) med egne omregningsfaktorer. Der er fastsat faktorer til beregning af WHO-TEQ i 1998 og 2005. Ændringen fra WHO-TEQ 1998 til 2005 betyder, at omregningsfaktorerne for 12378-PCDF og 23478-PeCDF er sat ned fra 0,05 og 0,5 til hhv. 0,03 og 0,3, og for OCDD og OCDF sat op fra 0,0001 til 0,0003. For de dioxinlignende PCB'er er omregningsfaktoren ændret fra 0,00001-0,005 til, at alle har faktoren 0,00003, undtagen PCB#169, som er sat op fra 0,01 til 0,03 (Van den Berg et al. 2006).

Kvalitetskravet for dioxiner og furaner i overfladevand er fastsat som summen af toksicitetsækvivalenter af dioxiner, furaner og dioxinlignende forbindelser i biota. Kvalitetskravet er for dioxiner og furaner på 0,0035 µg TEQ/kg og 0,0065 µg TEQ/kg for alle de omtalte stoffer (Miljø- og Fødevareministeriet 2017b). Miljøkvalitetskravet er baseret Verdenssundhedsorganisationens toksicitetsækvivalensfaktorer fra 2005.

Der blev ikke fundet overskridelser af kvalitetskravene for denne stofgruppe.

Tabel 3.9. Dioxiner og furaner samt dioxinlignende PCB'er i fisk fanget på kontrolovervågningsstationer i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal stationer, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene er vist i kolonnerne yderst til højre. Enheden er ng/kg VV.

Stof/stofgruppe	Antal	Gennemsnit	Median	10% fraktil	90% fraktil	Detektionsgrænse	Fundhyppighed	Maksimal-koncentration	Generelt kvalitetskrav
1234678-HpCDF	10	0,0237	0,024	0,0015	0,045	0,006-0,09	0,2	0	
1234678HpCDD	10	0,0088	0,00725	0,00225	0,02	0,009-0,02	0,1	0,03	
123478-HxCDD	10	0,0185	0,005	0,0025	0,055	0,01	0,5	0,06	
123478-HxCDF	10	0,0115	0,005	0,00175	0,035	0,007-0,01	0,5	0,048	
1234789-HpCDF	10	0,0395	0,045	0,02	0,0475	0,01-0,09	0,4	0,05	
123678-HxCDD	10	0,0045	0,005	0,0025	0,005	0,01	0,1	0	
123678-HxCDF	10	0,0108	0,005	0,0025	0,034	0,01-0,015	0,3	0,039	
12378-PeCDD	10	0,025	0,01	0,005	0,05	0,02-0,1	0,1	0	
12378-PeCDF	10	0,0307	0,0085	0,001	0,13	0,004-0,02	0,2	0,23	
123789-HxCDD	10	0,0045	0,005	0,0025	0,005	0,01	0,1	0	
123789-HxCDF	10	0,0089	0,005	0,0015	0,0275	0,006-0,02	0,5	0,045	
234678-HxCDF	10	0,0095	0,01	0,0015	0,0195	0,006-0,02	0,3	0,023	
23478-PeCDF	10	0,0097	0,01	0,00175	0,02	0,007-0,02	0,3	0,027	
2378-TCDD	10	0,055	0,01	0,005	0,15	0,01-0,02	0,5	0,17	
2378-TCDF	10	0,025	0,0175	0,0025	0,065	0,01-0,03	0,6	0,09	
OCDD	10	0,0179	0,00925	0,00175	0,06	0,007-0,03	0,3	0,07	
OCDF	10	0,0705	0,015	0,0075	0,2	0,01-0,03	0,5	0,25	
WHO-TEQ 2005 PCDD/F	8	0,0474	0,0495	0	0,109	0,001-0,001	—	0,109	3,5
WHO-TEQ 2005 c-PCB	8	0,1247	0,102	0	0,329	0,001-0,01	—	0,329	
WHO-TEQ 2005 total, ekskl. LOQ	8	0,1724	0,162	0	0,374	0,001	—	0,374	6,5

Perfluorerede forbindelser (PFAS)

Det er i direktivet om prioriterede stoffer anført, at kvalitetskravet gælder for PFOS og derivater. Det er efterfølgende afklaret, at kun PFOS skal inddrages ved vurdering i forhold til EQS (CIS Working Group 2014). Miljøkvalitetskravet er fastsat på baggrund af human eksponering, og derfor er det koncentrationen i biota-muskel, kravet gælder for. I overvågningsprogrammet er PFAS i biota målt i fiskelever, fordi der her er størst chance for at detekterer stofferne. For at kunne vurdere resultatet heraf i forhold til miljøkvalitetskravet er der bestemt en omregningsfaktor for fisk i ferskvand (Larsen & Bossi, 2021).

Som det fremgår af tabel 3.10, så er tilstedeværelsen af PFOS en størrelsesorden højere end de øvrige PFAS-forbindelser, og det er fundet i alle prøver. Der er ikke koncentrationer, der er højere end miljøkvalitetskravet for PFOS i fisk fanget på de undersøgte kontrolovervågningsstationer i vandløb.

Tabel 3.10. PFAS i fisk fanget på kontrolovervågningsstationer i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal stationer, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene er vist i kolonnerne yderst til højre. Enheden er µg/kg VV.

Stof	Antal	Gns.	Median	10% fraktil	90% fraktil	Detektions- grænse	maksimal	Fundhyp- pighed	Generelt kvalitets- krav
Perfluordecansyre	17	0,87	0,58	0,4	2,13	0,11-0,8	2,78	0,65	
Perfluorhexansulfonsyre	20	0,46	0,355	0,08	0,77	0,139-0,8	3,6	0,15	
Perfluoronansyre	20	0,72	0,7	0,185	1,33	0,07-1,4	1,84		
Perfluoroctansulfonami	20	0,34	0,25	0,045	0,77	0,081-0,5	1,1	0,45	
Perfluoroctansulfonsyre (PFOS)	20	12,2	6,305	1	34,5	0,191-0,34	59,2	1	91 ¹
Perfluoroctansyre	20	0,46	0,265	0,045	0,7	0,09-1,2	2,63	0,25	
Perfluorundecansyre	20	0,66	0,375	0,335	1,16	0,09-0,7	2,48	0,65	

¹ MKK er omregnet for det forhold at målingen er lavet i lever, men kvalitetskravet er udregnet/bestemt for muskelvæv (Korrektionsfaktoren er 10 (Larsen og Bossi 2021)).

Heptachlor/heptachlorepoxyd

Heptolachlor og heptolachlorepoxyder er blevet en del af overvågningen fra 2019. Disse stoffer har tidligere været brugt som pesticid og er kategoriseret som POP (Persistent organic pollutant). De blev ikke fundet i overvågningen. Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at der ved undersøgelse af heptachlor/heptachlorepoxyd er en detektionsgrænse på 0,05-0,5 µg/kg VV, hvilket er højere end det generelle miljøkvalitetskrav $6,7 \times 10^{-3}$ µg/kg VV. Derfor er det ikke muligt at vurdere, om der kan have forekommet koncentrationer, der er højere end kvalitetskravet.

Tabel 3.11. Heptachlor/heptachlorepoxyd i fisk fanget på kontrolovervågningsstationer i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal stationer, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravene er vist i kolonnen yderst til højre. Enheden er µg/kg VV.

Stof	Antal	Gennemsnit	Median	10% fraktil	90% fraktil	Detektions- grænse	Fund-hyp- pighed	Generelt kvali- tetskrav
Heptachlor	11	<DG	—	—	—	0,05-0,5	0	$6,7 \times 10^{-3}$
Heptachlorepoxyd	11	<DG	—	—	—	0,05-0,5	0	$6,7 \times 10^{-3}$

Kviksølv

Målingerne er foretaget på fiskenes muskelvæv. Det fastsatte miljøkvalitetskrav for kviksølv i biota (fisk) på 20 µg/kg vådvægt gælder for den hele fisk. Larsen (2019) indeholder en oversigt over faktorer for omregning af kviksølvindhold i muskel til indhold i hele fisk. De fandt, at der for de undersøgte fisk er den generelle omregningsfaktor på 0,93 ($\pm 38\%$). Ved vurdering af de fundne kviksølvs koncentrationer i de undersøgte fisk efter korrektion for, at der er målt i muskel i stedet for den hele fisk, finder man under anvendelse af ovennævnte omregningsfaktor, at 10%-fraktilen af målingerne var højere end kvalitetskravet (tabel 3.12). Det betyder, at kviksølvindholdet har været højere end miljøkvalitetskravet i mere end 90% af de undersøgte fisk.

Tabel 3.12. Kviksølv i fisk fanget på kontrolovervågningsstationer i perioden 2017-2021. Tabellen præsenterer: Antal stationer, middelværdi, median samt 10%- og 90%-fraktiler og fundhyppighed. Detektionsgrænsen er angivet som interval for højeste og laveste detektionsgrænse. Miljøkvalitetskravet er vist i kolonnerne yderst til højre. Enheden er mg/kg VV.

Stof	Antal	Middelværdi	Median	10% fraktil	90% fraktil	Detektions-grænse	Fund-hyppighed	Generelt kvalitetskrav
Kviksølv	21	0,0644	0,0608	0,044	0,0904	0,001-0,005	1	0,02mg/kg vv

3.5 Konklusion

Vand

Metaller og uorganiske sporstoffer

De fleste metaller blev fundet med detektionsfrekvenser på 100%. Koncentrationen af barium var højere end det generelle kvalitetskrav. Der blev fundet en observation, hvor zink var klart højere end maksimumkoncentrationen, og kobber overskrider ligeledes maksimumkoncentrationen. På baggrund af datagrundlaget i NOVANA er det ikke muligt at fastslå hvilke kilder, der har givet ophav til de høje værdier.

Siden sidste overvågningsperiode er arsen, bly, cadmium, krom, nikkel og zink signifikant ændret. Arsen har en forøget koncentration i vandløbsvandet, mens indholdet af de øvrige nævnte metaller er faldet.

Pesticider

De hyppigst fundne stoffer var glyphosat; dets nedbrydningsprodukt AMPA samt MCPA. Tilsvarende var de højeste gennemsnitskoncentrationer af enkeltstoffer fundet for AMPA og MCPA (tabel 3.2). I det omfang, der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke fundet værdier højere end kvalitetskravene på NOVANA-kontrolovervågningsstationer.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) faldt signifikant fra forrige til denne overvågningsperiode. Det samme gjorde sig gældende for diuron og mechlorprop (alle herbicidier), hvor diuron blev forbudt i 2000.

Blødgørere

I det omfang der er fastsat miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer, er der ikke fundet overskridelse af kvalitetskravene på kontrolovervågningsstationerne. Der blev fundet meget få prøver med en koncentration af blødgørere større end detektionsgrænsen for det enkelte stof (Tabel 3.3), og i de tilfælde var det med en lav koncentration.

Chloroform

Der var ganske få detektioner af chloroform, og ingen var højere end det generelle miljøkvalitetskrav.

Sediment

Polyaromatiske kulbrinter

De polyaromatiske kulbrinter (PAH) var over detektionsgrænserne i langt de fleste vandløb. Der ses en stor spredning i koncentrationsniveauerne for størstedelen af stofferne, hvor spredningen blev fundet at spænde op til flere stør-

relsesordener mellem vandløbsstationer (tabel 3.5). Der er udviklet miljøkvalitetskrav for enkelte PAH'er i sediment. Der blev fundet koncentrationer højere end kvalitetskravet for Benz(ghi)perylen og Benzo(a)pyren.

Aromatiske kulbrinter

Aromatiske kulbrinter blev fundet i vandløbssedimenter (tabel 3.6). Forskellen mellem laveste og højeste koncentration varierede imellem de enkelte stoffer fra omkring en til to størrelsesordener. I 29% af prøverne for de to-ringede naphatalener var koncentrationen højere end det generelle miljøkvalitetskrav. Der var ikke prøver med koncentrationer af naphthalen over miljøkvalitetskravet (Tabel 3.6).

Fenoler

Der blev fundet meget få prøver med en koncentration af fenoler større end detektionsgrænsen for det enkelte stof, og i de tilfælde var det med en lav koncentration (Tabel 3.7). Der blev ikke fundet koncentrationer højere end de fastsatte miljøkvalitetskrav for enkeltstoffer på kontrolovervågningsstationerne.

Organotinforbindelser

Der blev fundet tributyltin, dibutyltin og monobutyltin i sedimentet. En enkelt bestemmelse var på 45 ug/kg TS og var højere end kvalitetskravet for tributyltin (Tabel 3.8).

Biota

Dioxiner og furaner

Dioxiner og furaner, omregnet til toksicitetsækvivalenter for at vurdere den samlede påvirkning, viste ikke nogen overskridelse af miljøkvalitetskravet.

Kviksølv og heptachlor

Kviksølv viser værdier over miljøkvalitetskravet. Der var ingen fund af heptachlor og heptachlorepoxyd over detektionsgrænsen.

Perflourerede forbindelser

For PFAS er der kun kvalitetskrav for PFOS og ikke nogen gennemsnitlig overskridelse, hverken generelt eller for maksimalværdi (omregnet fra lever til muskelværdi, da grænsen er med henblik på fare ved indtag).

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 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.

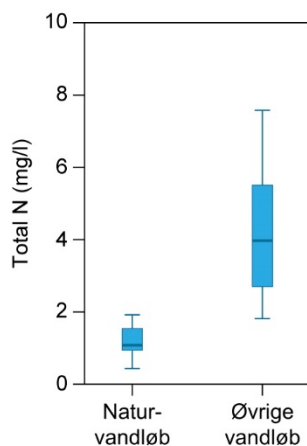
I selve vandløbene har kvælstof normalt relativt lille betydning for miljøet. Dog har forhøjede koncentrationer af ammoniak giftvirkning på smådyr og fisk, ligesom forhøjede koncentrationer af ammonium-N kan udelukke tilstedeværelsen af visse vandplanter. Vandløbene er en vigtig transportvej for kvælstof til søer og havet. Målinger af koncentrationer og transport af kvælstof i vandløbene indikerer 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 2021

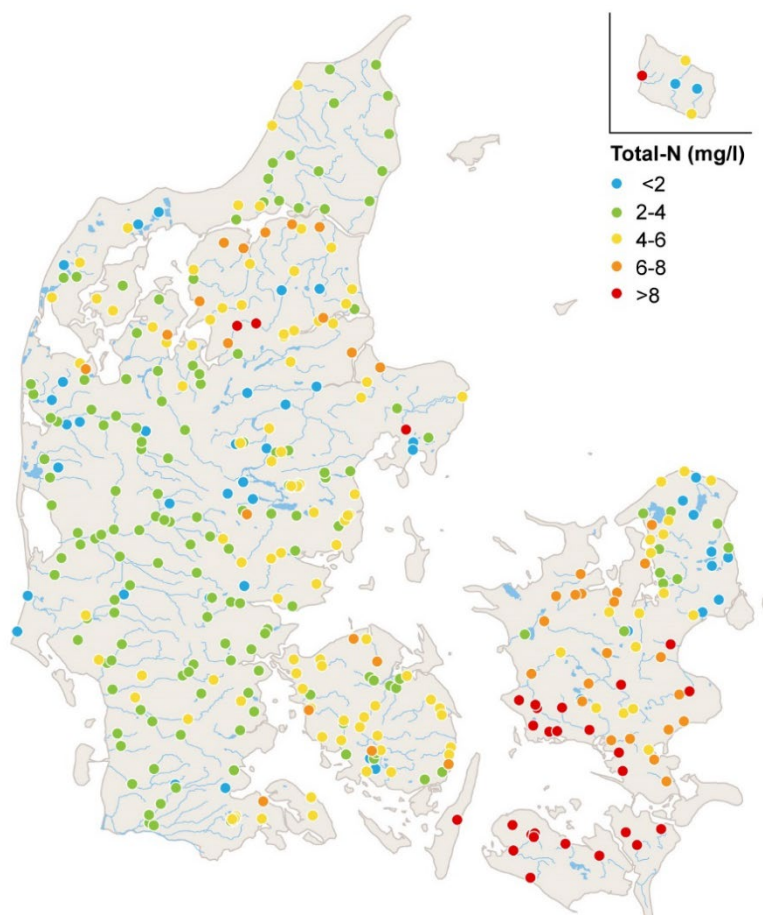
Vurderingen af kvælstofkoncentrationer i vandløb er siden 2018 baseret på et væsentligt større antal vandløb end tidligere år, da NOVANA er blevet udvidet til næsten det dobbelte antal vandløb. Dette giver et mere dækkende geografisk billede. Median-koncentrationen af kvælstof i vandløb, som ligger i dyrkede oplande eller modtager udledninger fra punktkilder, var i 2021 omkring 4 gange så høj (4,0 mg N/l) som baggrundsniveauet målt i naturvandløb i 2020 og 2021 (1,1 mg N/l) (Figur 4.1).

Figur 4.1. Koncentrationen af total-kvælstof i vandløb i 2021 baseret på vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Data fra naturvandløb stammer fra 2020 og 2021. Box-whiskers angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



Der er en betydelig variation i de målte koncentrationer af kvælstof i både naturvandløb og øvrige vandløb. 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 2021. 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 2021. Analysen er baseret på vandløb med data for årlige, vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer for hele perioden 1989-2021. Enkelte vandløb er dog med i analysen, selv om der mangler data for året 1989. For naturoplandene ses en lavere overvågningsfrekvens efter 2003.

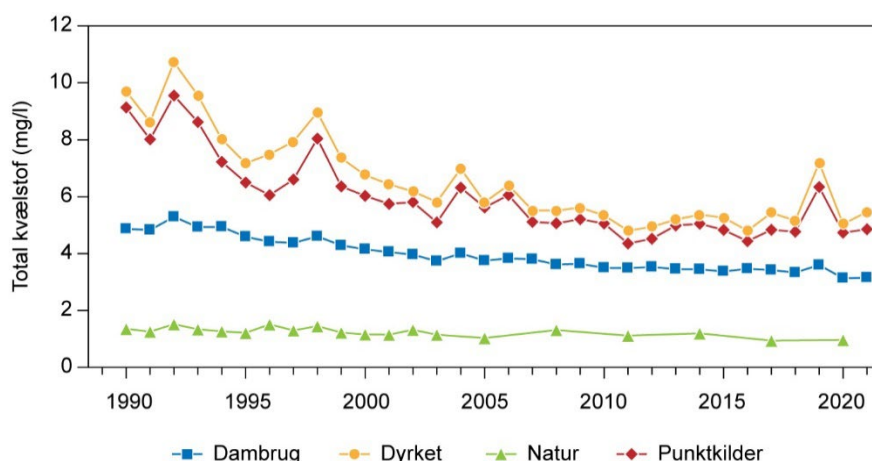
Kvælstofkoncentrationen i vandløbene har for størstedelen af perioden været faldende, mens koncentrationen de seneste 5-10 år har været omtrent konstant.

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 2021 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 end i vandløb i dyrkede områder og vandløb med betydelig spildevandstilførsel 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. 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).



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. Middelværdier $\pm$ 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	3	0	-51 ± 29
Dyrket	45	42	0	-48 ± 5
Punktkilder	65	64	0	-46 ± 3
Dambrug	13	13	0	-35 ± 8
Alle*	130	123	0	-46 ± 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.

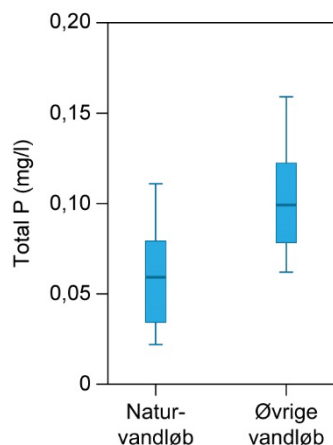
5.1 Tilstanden i 2021

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 oplande der modtager udledninger fra punktkilder, var i 2021 omkring dobbelt så høj (0,099 mg P/l) som niveauet målt i naturvandløb i 2020 og 2021 (0,059 mg P/l) (Figur 5.1).

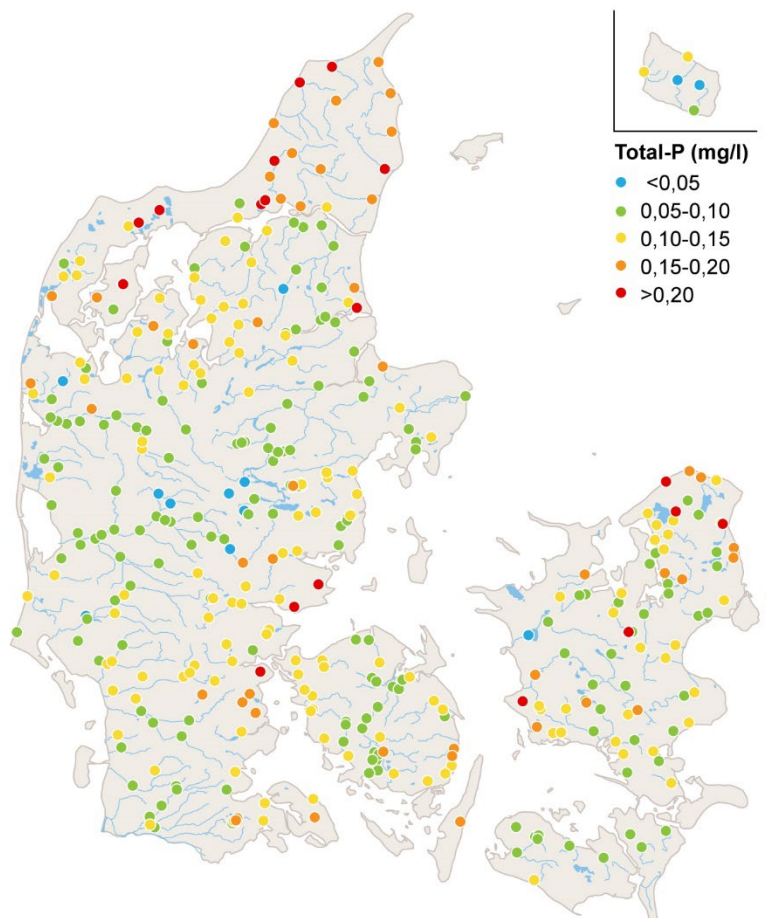
Der er en betydelig variation i koncentrationerne. Tidligere analyser af resultater fra naturvandløb har vist, at der er regionalt betingede forskelle i koncentrationen af fosfor, som kan forklare noget af variationen.

Figur 5.1 Koncentrationen af total-fosfor i vandløb i 2021. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whisker diagrammet angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler.



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 udledningerne 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 2021. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier.

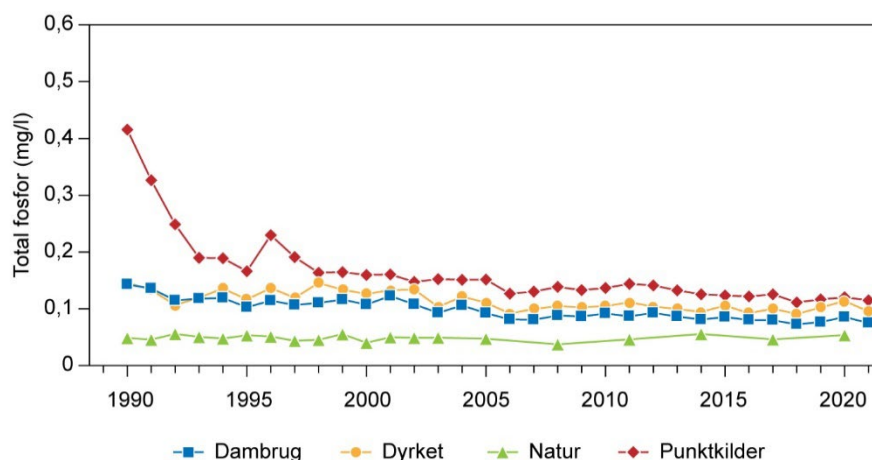


5.2 Udvikling siden 1989

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 2021. Analysen er baseret på vandløb med data for årlige, vandføringsvægtede fosforkoncentrationer for hele perioden 1989-2021. 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	1	0	1 ± 25
Dyrket	26	12	1	-23 ± 10
Punktkilder	65	56	0	-40 ± 5
Dambrug	13	11	0	-41 ± 11
Alle*	130	94	1	-33 ± 4

6 Kvælstoftilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Søren Erik Larsen, Jonas Rolighed & Gitte Blicher-Mathiesen

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 230 målestationer dækkende et oplandsareal på 25.900 km². Hvilket svarer til ca. 60 % af landets samlede areal. I opgørelserne for 2019 og 2020 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 91 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990, disse stationer dækker ca. 17.726 km², svarende til 41 % af landets areal. For 2021 har der været måledata fra 208 af stationerne. For 139 af de 230 målestationerne er der ikke kontinuerte 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-QNPv2-model. 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. Biaskorrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

En vigtig modelvariabel i DK-QNPv2-modellen til beregning af tilførsel af totalt diffust kvælstof er det beregnede årlige nationale kvælstofoverskud på markniveau (Markoverskuddet). 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 2021 (Miljøstyrelsen, 2023).

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 også 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, 2020).

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 fagdatacentrene for punktkilder og ferskvand at definere direkte udledninger således, at koordinaterne for udledningspunktet enten ligger ude i havet eller på land, højst 100 meter fra kystlinjen. Metoden er brugt til renseanlæg, industrielle udledere, dambrug og regnvandsbetingede udledninger. Saltvandsbaserede fiskeopdræt betragtes konsekvent som direkte udledere til havet.

De tilgængelige spildevandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Da der er behov for at anvende månedsudledninger, er der beregnet/estimeret

månedlige fordelinger for de enkelte punktkildetyper (se afsnit 1.4.6 i nærværende rapport). I tidligere rapporter har der været antaget en ens månedsfordeling over året. 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 geografiske 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 1990-2021 (323 mm/år).

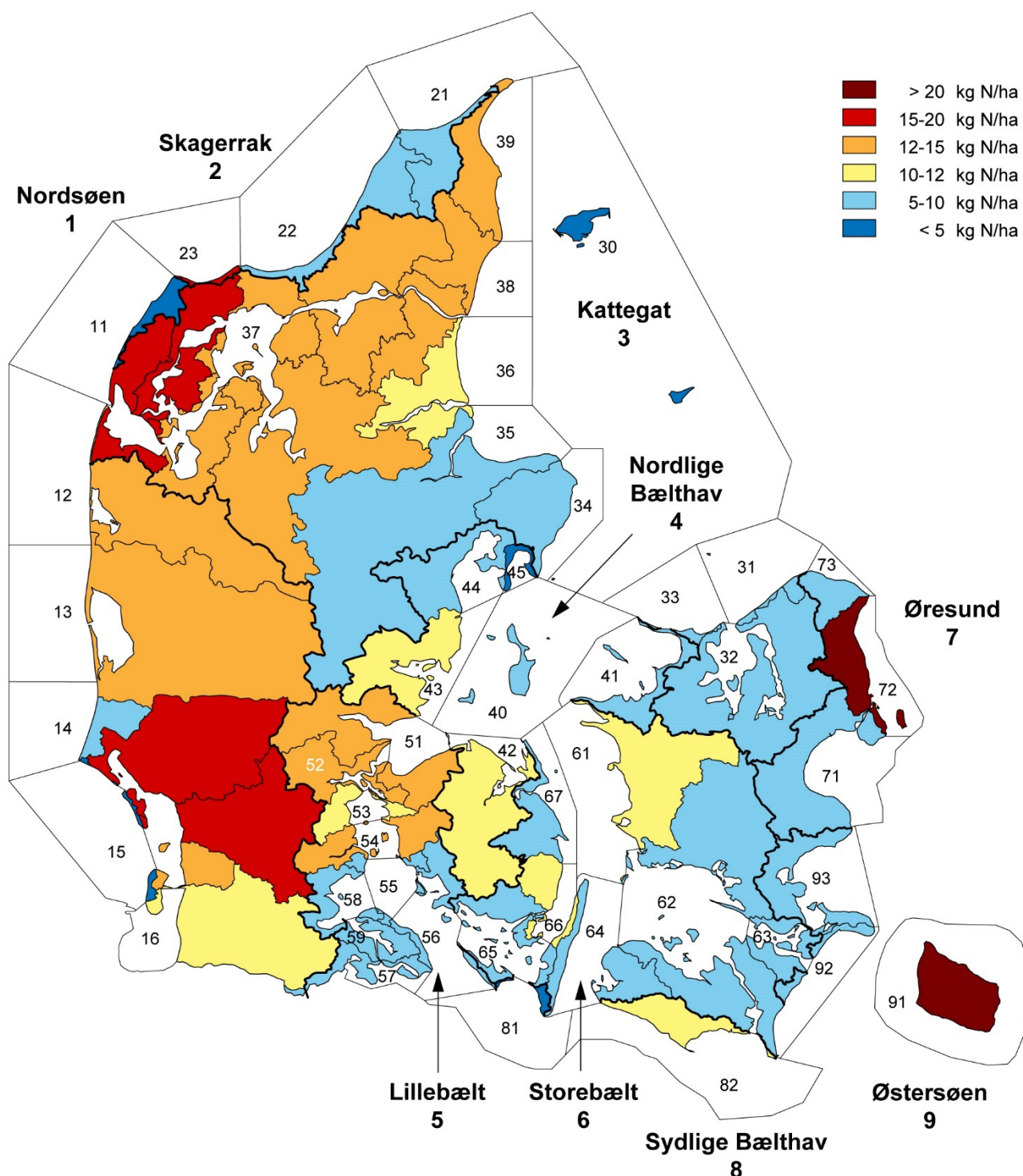
6.2 Kvælstoftilførsel til havet i 2021

For 2021 blev der i alt beregnet en tilførsel på omkring 49.000 tons total- kvælstof fra land til kystafsnittene omkring Danmark. Dette er 12 % mindre end for 2020, hvor tilførslen var ca. 56.000 ton N. Samtidig var vandafstrømningen på 304 mm i 2021 ca. 15 % mindre end i 2020 hvor den var 359 mm. Dermed blev både vandafstrømningen og kvælstoftilførslen i 2021 lavere end året før.

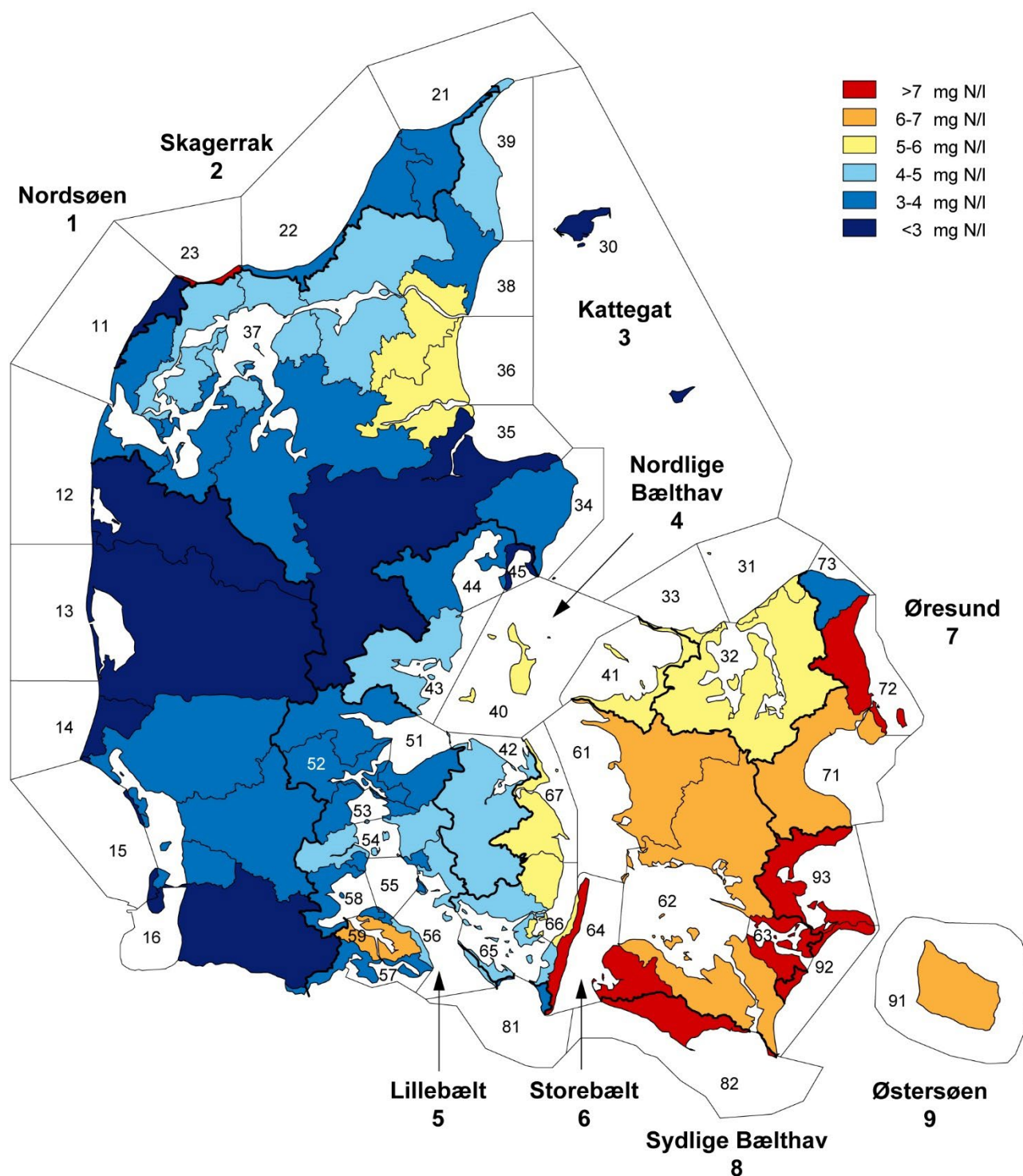
Tabet af total-kvælstof pr. ha opland til de kystnære vande var som gennemsnit i 2021 omkring 11,5 kg N/ha mod ca. 13,1 kg N/ha i 2020. Der var dog betydelige afvigelser imellem de forskellige dele af landet (Figur 6.1). I nogle oplande var tabet til de kystnære vandområder mindre end gennemsnittet, 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 ses også for 2021 (Figur 6.1). Der ses forholdsvis høje oplandstab i dele af oplandet til Limfjorden og oplandene til den nordlige del af Vadehavet og Bornholm. Men også for Øresund, hvor hovedparten af kvælstoftilførslen kommer fra punktkilder. Der ses forholdsvis lave tab på Djursland og i oplandet til Randers fjord samt i oplandet til Flensborg fjord, på Als, dele af Fyn og det meste af Sjælland og Lolland-Falster (Figur 6.1).

Den vandføringsvægtede koncentration af total-kvælstof for hele landet er for 2021 opgjort til 3,8 mg N/L, og dermed lidt højere end de 3,7 mg N/l i 2020 (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 Sydøstsjælland og dele af Lolland-Falster samt Møn har forholdsvis høje koncentrationer over 7 mg N/L. Der ses for 2021 således, som for tidligere år, 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, Alssund og Horsens Fjord – var koncentrationerne generelt større end 4 mg N/l.



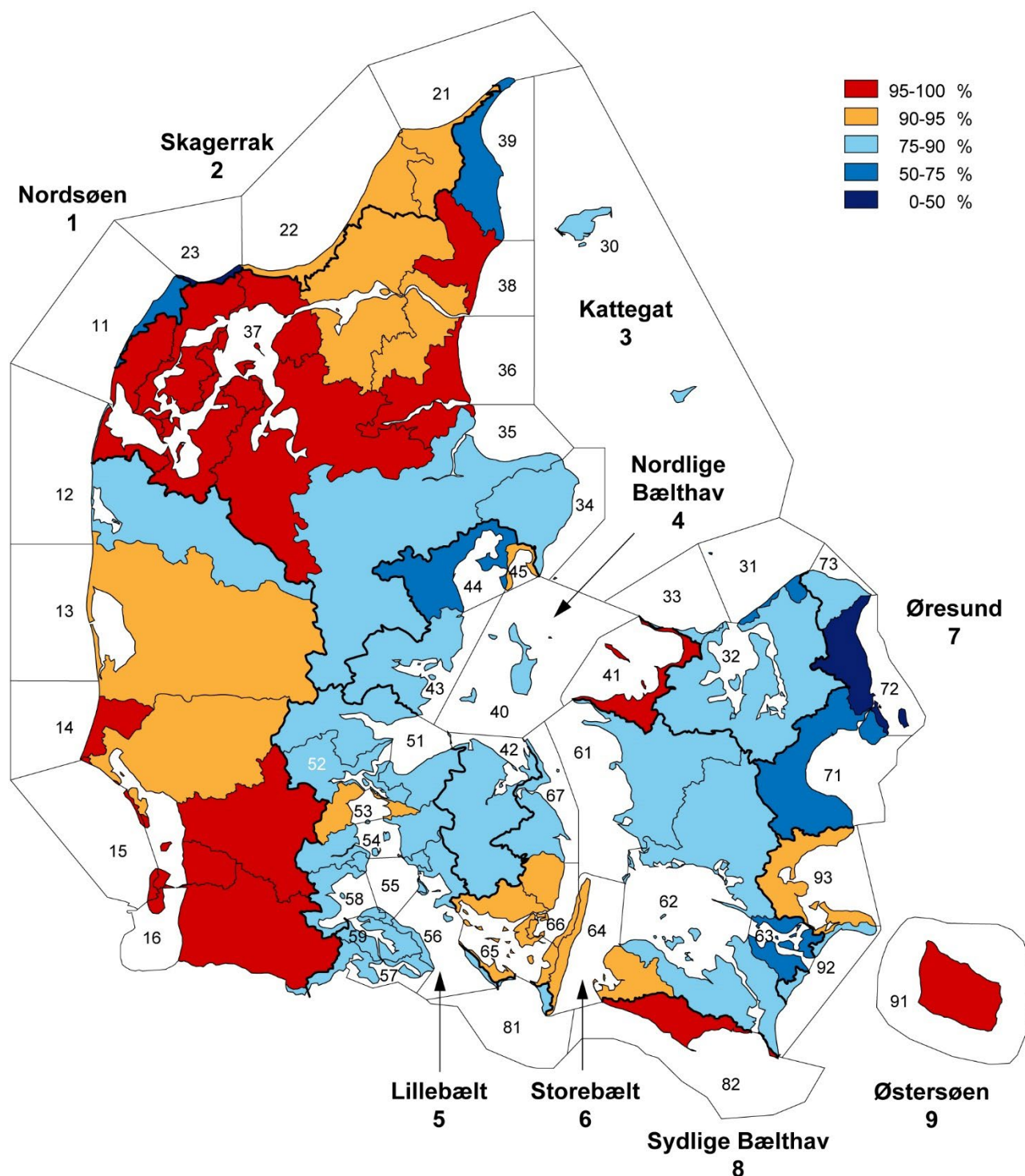
Figur 6.1. Areal specifikt tab af kvælstof fra oplandene til marine kystafsnit i 2021.



Figur 6.2. Vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i vand, der afstrømmer til marine kystafsnit i 2021.

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 har derfor mindst betydning omkring de større byer og størst betydning i de åbne landområder (Figur

6.3). For landet som helhed var den samlede udledning af total-kvælstof fra punktkilder (dvs. renselanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur og industri med særskilt udledning) på ca. 5.400 tons i 2021. Den diffuse tilførsel udgjorde ca. 44.000 tons. Det svarer til en fordeling på henholdsvis 11 % og 89 % af den totale kvælstoftilførsel, meget lig fordelingen til kystområderne de seneste 5 opgjorte år (8-11 % og 89-92 %).



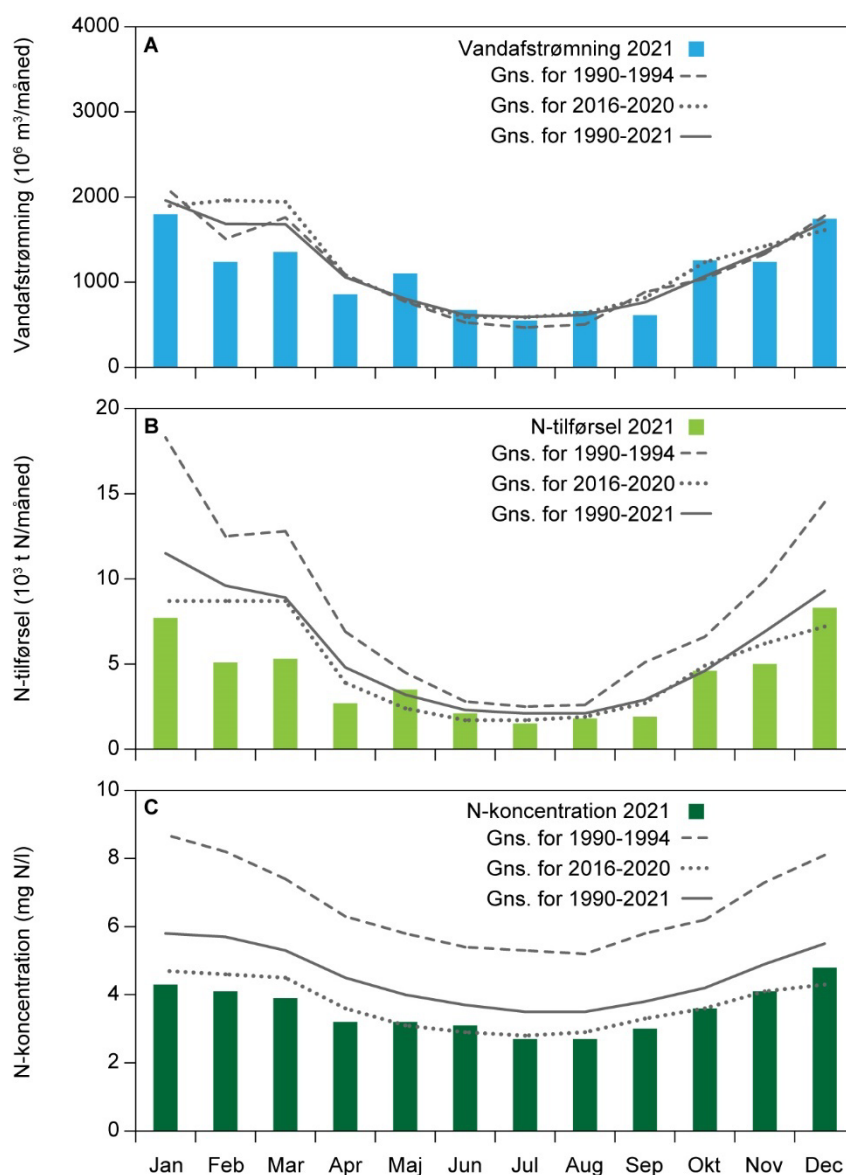
Figur 6.3. Diffus (samlet kvælstoftilførsel minus kvælstof fra punktkilder) andel af den totale kvælstoftilførsel til marine kystafsnit i 2021.

6.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og kvælstoftilførsel

I 2021 var vandafstrømningen til havet omkring Danmark 6 % lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2020 (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 lavere end gennemsnittet i perioden siden 1990, mens den i maj måneder var højere. I årets sidst halvdel var afstrømning forholdsvis tæt på gennemsnittet for den forudgående periode siden 1990.

Ligesom vandafstrømningen var kvælstoftilførslen i februar og marts 2021 noget lavere end gennemsnittet for disse to måneder de seneste 5 år (2016-2020). I maj var kvælstoftilførslen over gennemsnittet for de foregående 5 år, da vandafstrømningen var forholdsvis høj. Fra juni og til og med august lå tilførslen tæt på middel for de foregående 5 år, ligesom afstrømningen. I årets sidste fire måneder var kvælstoftilførslen under gennemsnittet for de foregående 5 år i september og november, mens december havde højere tilførsler (Figur 6.4, B).

Figur 6.4. Månedsvise vandafstrømning (A), kvælstoftilførsel (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark (C) i 2021 og som gennemsnit for perioderne 1990-2021, 2016-2020 og 1990-1994. Afstrømningsdata er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.

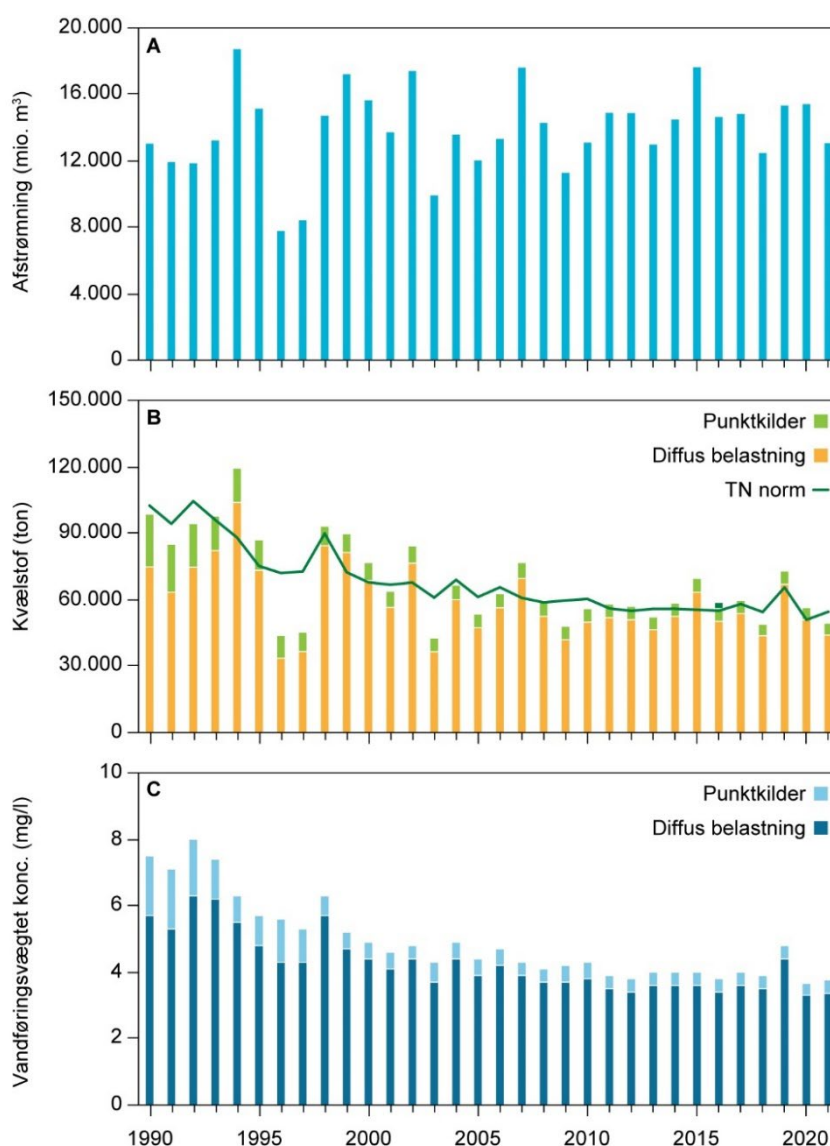


Kvælstofkoncentrationerne i det afstrømmende vand var for alle måneder tydeligt mindre end gennemsnittet for perioden 1990 - 2021 (Figur 6.4, C). Kvælstofkoncentrationen lå for januar til april og igen fra juli til september lidt under middel for perioden 2016-2020. Maj, juni, oktober og november lå tæt på middel, mens december måneder lå over middel. Det reducerede kvælstofindhold igennem perioden 1990-2021 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

6.4 Udviklingen i kvælstoftilførslen til havet 1990-2021

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 over 7 mg N/l i begyndelsen af 1990'erne til i de seneste 5 år (2017-2021) i gennemsnit at være 4,0 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).

Figur 6.5. Udvikling i ferskvandsafstrømning (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), 1990-2021. 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). Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



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 (2023). 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 2021 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder således kun ca. 11 % 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 total-kvælstof 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-kvælstof er der defineret et eller to knæpunkter hhv. mellem 1993 & 1994, 1994 & 1995, 1999 & 2000 og/eller mellem 2010 & 2011 (alt efter farvandsopland). For tilførslen fra hele landet er knæpunktet mellem 1994 & 1995 og 2010 & 2011. Derved er tre lineære modeller estimeret, og det totale fald gennem perioden er beregnet ved formelen:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2021} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor $\hat{x}_{1990}$ er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er $\hat{x}_{2021}$ den estimerede værdi for 2021. 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 2021. Det signifikante fald i den afstrømningsnormaliserede kvælstoftilførsel for hele landet er estimeret til 42 % (95 % konfidensgrænser: 35 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 10 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 35 % i perioden 1990-2021, (95 % konfidensgrænser: 25 % til 44 %). I oplandene til farvandsområderne varierede de beregnede fald i den afstrømningsnormaliserede diffuse kvælstoftilførsel mellem 18 % og 46 % (dog er trenden for det sydlige Bælthav ikke angivet da den ikke er statistisk signifikant). For diffus total-kvælstof er der for de 11 farvandsoplande estimeret et eller to knæpunkter hhv. mellem 1993 & 1994, 1994 & 1995, 1999 & 2000 og/eller mellem 2010 & 2011 (alt efter farvandsopland). 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 1990–2021. Procentvist fald er beregnet med en trendmodel. 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.

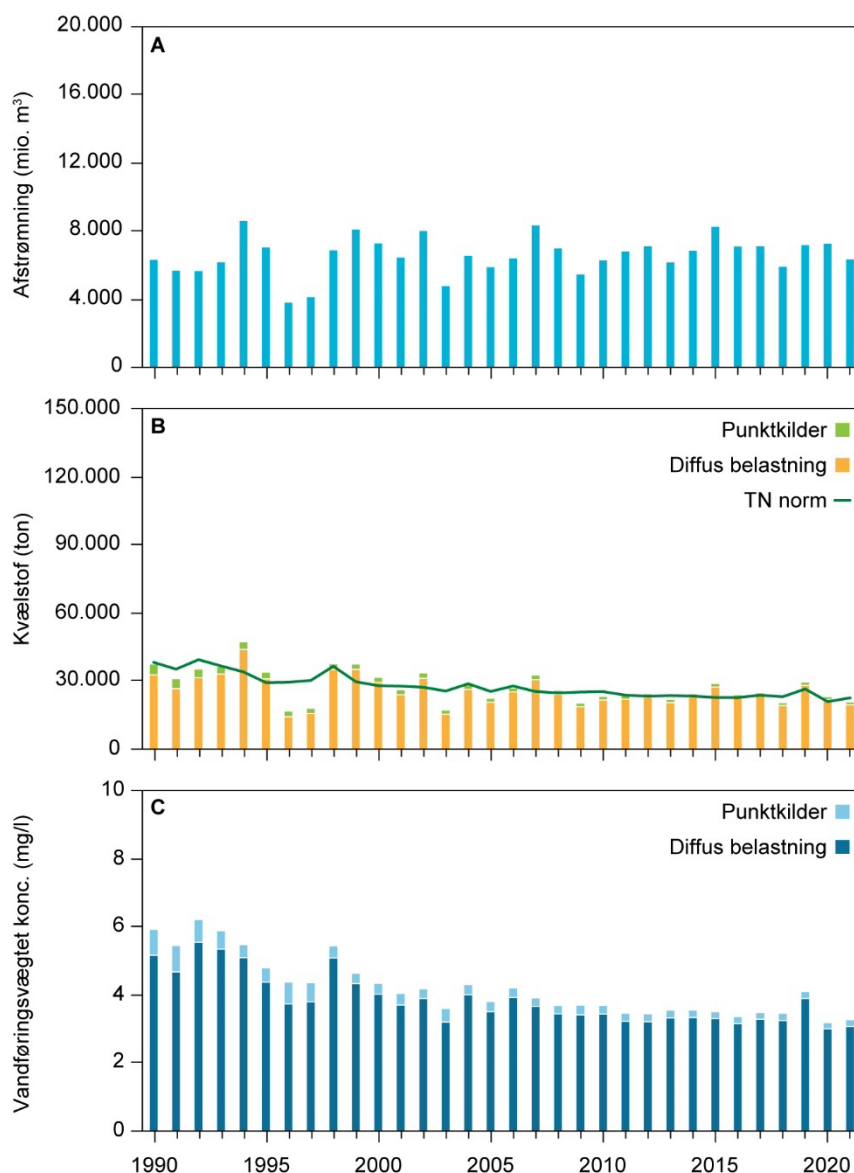
Kvælstof		
Farvandsområde	Diffus tilførsel % ændring	Samlede tilførsel % ændring
Nordsøen	-29	-36
Skagerrak	-39	-55
Kattegat	-34	-43
Nordlige Bælthav	-46	-53
Lillebælt	-42	-55
Storebælt	-18	-35
Øresund	-28	-62
Sydlig Bælthav	-	-
Østersøen	-29	-38
Limfjorden	-32	-33
Isefjorden/Roskilde fjord	-32	-36
Danmark	-35 (-44; -25)	-42 (-49; -35)

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 1990-2021. Det er tilfældet for 91 stationer og dækker ca. 41 % af landets areal (17.726 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (91 stationer) er for 2021 opgjort til 360 mm, hvilket er 12 % lavere end i 2020 (411 mm) og 4 % lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2020 på 374 mm (Figur 6.6, A). Den relative forskel i vandafstrømningen mellem 2020 og 2021 er således lidt mindre end for hele landet (ca. 15 %). Vandafstrømningen for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 304 mm i 2021.

Figur 6.6. Udvikling i ferskvands-afstrømning (A), kvælstoftransport fra hhv. diffuse kilder og punktkilder samt afstrømningsnormaliseret total kvælstof transport (B) og vandføringsvægtet kvælstofkoncentration (C) i det afstrømmende vand fra det målte opland, 1990-2021. 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. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



Kvælstoftilførselen fra det målte opland var i 2021 ca. 20.800 ton, hvilket er et fald på ca. 10 % i forhold til kvælstoftilførselen på 23.200 i 2020 (Figur 6.6, B). Andelen af kvælstoftransporten, som stammer fra punktkilder, er opgjort til 6 %, 1250 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 (2016-2020). Opgørelsen indregner ikke retention i overfladevandssystemet imellem punktkildeudledningsstedet og målestationen, hvorfor punktkildeandelen er lidt overestimeret.

Den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration for det målte opland er for 2021 opgjort til 3,3 mg N/l mod 3,2 mg N/l i 2020 (Figur 6.6, C), hvilket er de to laveste værdier målt siden 1990. Kvælstofkoncentrationen i begyndelsen af måleperioden 1990 til 2021 var højere, end den er nu. Middelkvælstofkoncentrationen 1990 til 1994 var 5,8 mg N/l, mens middel for de foregående fem år (2016-2020) 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. Faldet i den diffuse transport fra permanent målt opland er således beregnet til 33 % sammenlignet med 35% for hele landet. Faldet i total kvælstof (diffus + punktkilde) er beregnet til 37 %. Det er lidt mindre end for hele landet hvor faldet er 42 %. Forskellen skyldes primært at punktkilde udledningen er faldet mere end det diffuse tab og da hovedparten af punktkilderne udleder til umålt opland eller direkte til havet, bidrager det til et større fald for hele landet end for det permanent målte opland.

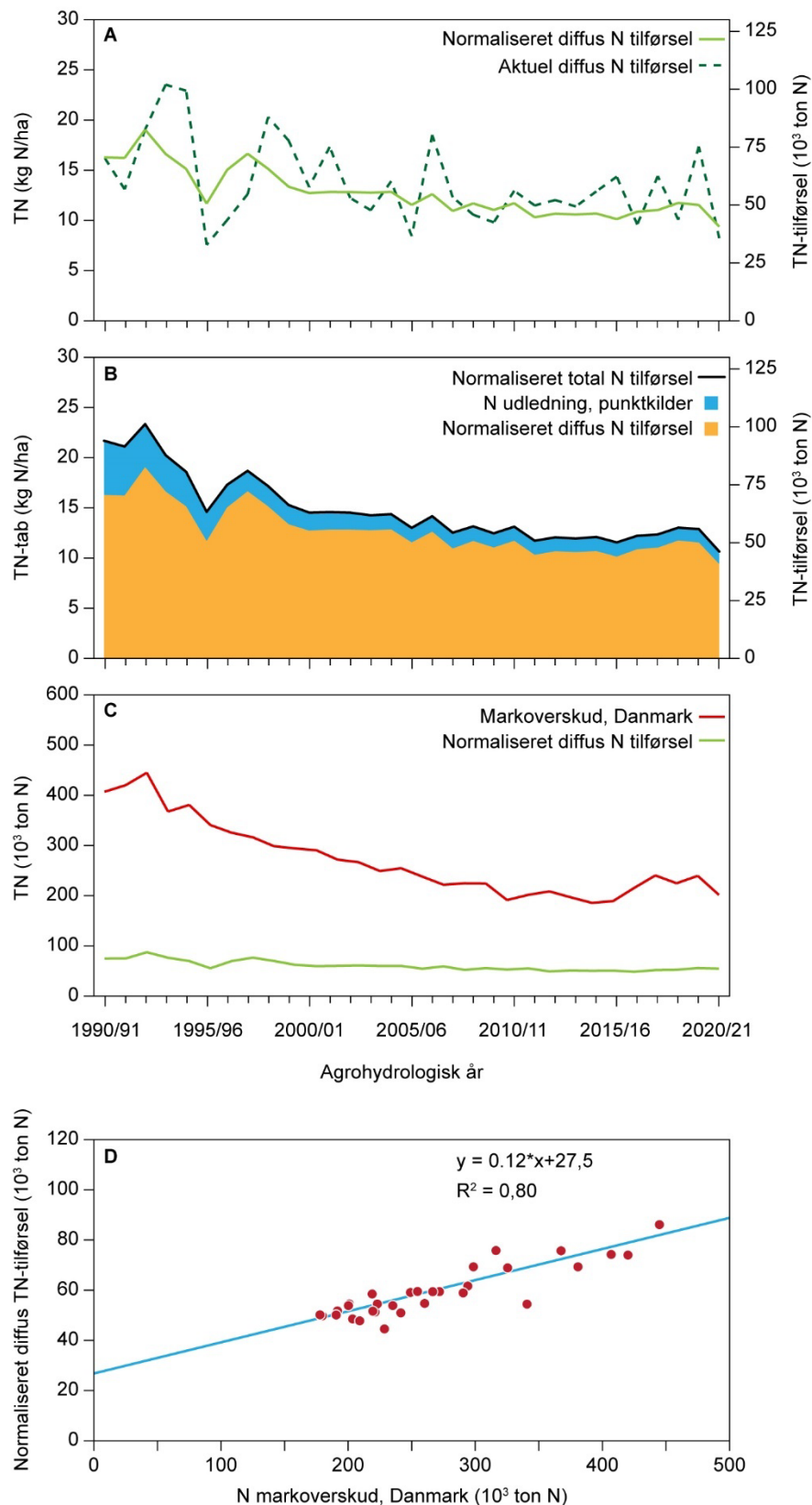
6.6 Udvikling i nøgleindikatorer af betydning for kvælstoftilførslen

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 kalenderår) 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).

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.



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.

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 bedre end kalenderår ved sammenstillinger af landbrugspraksis (markbalancer) og diffus kvælstoftilførsel til havet. Den aktuelle diffuse kvælstoftilførsel i 2020/21 er opgjort til 35.000 tons N, dvs. meget lavere end i 2019/20, hvor tilførslen var på 75.000 tons. Den samlede (diffus + spildevand) normaliserede kvælstoftilførsel på agrohydrologiske år er i 2020/21 på 50.000 tons N mod 60.000 tons N i 2019/20. For de foregående 5 år (2015/16-2019/20) har den samlede normaliserede kvælstoftilførsel ligget på 54.000 til 60.000 tons N. Den normaliserede diffuse tilførsel er i 2020/21 opgjort til ca. 45.000 tons N. For de foregående 5 år (2015/16-2019/20) har de beregnede diffuse normaliserede kvælstoftilførsler været mellem 48.000-55.000 tons N.

Normaliseres der på kalenderår, fås for 2021 en normaliseret tilførsel fra diffuse kilder på 49.000 tons N mod 46.000 i 2020. Den normaliserede diffuse tilførsel er som middel af de foregående 5 opgjorte år (2016 – 2020) ca. 51.000 tons N med et interval på 46.000 – 60.000 tons N/år. Tillagt udledninger af spildevand fra punktkilder på 5.400 tons N beregnes for 2021 således en samlet normaliseret kvælstoftilførsel på ca. 55.000 tons N. For 2020 beregnes på lignende vis en samlet normaliseret N-tilførsel på 51.000 tons N. For de fem år forud for 2021 (2016-2020) er den gennemsnitlige normaliserede N-tilførsel på 57.000 tons N med et interval imellem 51.000 – 66.000 tons N/år.

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 den kvælstofmængde 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). Det skal dog nævnes, at relationen for de senere år er markant svagere end for hele perioden. I de seneste 5 opgjorte agrohydrologiske år (1. april til 31. marts) har kvælstofoverskuddet (mark) varieret mellem 200.000 – 260.000 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 2021 er beregnet til ca. 49.000 tons N/år. Heraf udgør kvælstof udledt med spildevand fra punktkilder ca. 5.400 tons N/år. Beregningerne dette år (2021) er baseret på målinger fra 208 kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland.
- Den vandføringsvægtede total-kvælstof-koncentration for hele landet var i 2021 3,8 mg N/l, mod 3,7 mg N/l året før.
- Den vandføringsvægtede total-kvælstof-koncentration for 91 målestationer med fuld måletidsserie var i 2021 3,3 mg N/l.
- Den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystvandene for 2021 (kalender år) er beregnet til ca. 49.000 tons N.
- Den normaliserede totale kvælstoftilførsel til kystvandene for 2021 (kalender år) er beregnet til ca. 55.000 tons N.
- Den normaliserede kvælstoftilførsel fra diffuse kilder til kystvandene for 2020/21 (agro-hydrologisk år) er beregnet til ca. 45.000 tons N.
- Kvælstoftilførslerne fra land til havet er siden 1990 reduceret med omkring 42 % (beregnet ud fra udviklingen i afstrømningsnormaliseret tilførsel).
- Kvælstoftilførslerne fra diffuse kilder er reduceret med omkring 35 % 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 2021 omkring 89 %.
- Punktkildernes andel af den samlede kvælstoftilførsel til kystvandene var i 2021 omkring 11 %.

7 Fosfortilførslen til havet

Henrik Tornbjerg, Hans Thodsen, Jonas Rolighed 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 230 målestationer dækkende et oplandsareal på ca. 25.900 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 91 målestationer er der fuld tidsserie af målinger siden 1990, disse stationer dækker ca. 17.726 km², svarende til 41 % af landets areal. For 2021 har der været måledata fra 208 af stationerne. For 139 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 (Larsen m.fl. 2022a). Resultaterne herfra er summeret med spildevandsudledningerne (fra renseanlæg, regnbetingede udledninger, akvakultur og industriudledninger) og derefter fratrasket retentionen 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). Den, af Larsen m.fl. (2022a), udviklede maskinlæringsmodel for årlige vandføringsvægtede TP-koncentrationer er af typen 'eXtreme Gradient Boosted Trees Regressor with early stopping' og indeholder i alt 13 forklarende variable, herunder, som eksempler på de mest betydende variable i modellen, procent drænet areal i oplandet, befæstet areal i oplandet, dyrkningsgrad i oplandet, omfanget af brinkerrosion i oplandet og den årlige nedbørsafvigelse fra et langtidsgennemsnit. De overordnede opgørelsesmetoder er beskrevet i Ovesen m.fl. (2009). Lige som det er tilfældet for vandafstrømningen og TN-transporten (total koncentration) beregnes der en regional bias for hver enkelt måned i overvågningsperioden. Denne bias opfattes som en generel model-bias. Derfor foretages der en biaskorrektur af enkelt-månedstilførsler i 10 geografiske regioner. Biaskorrektionsmetoden er beskrevet i Thodsen m.fl. (2019b).

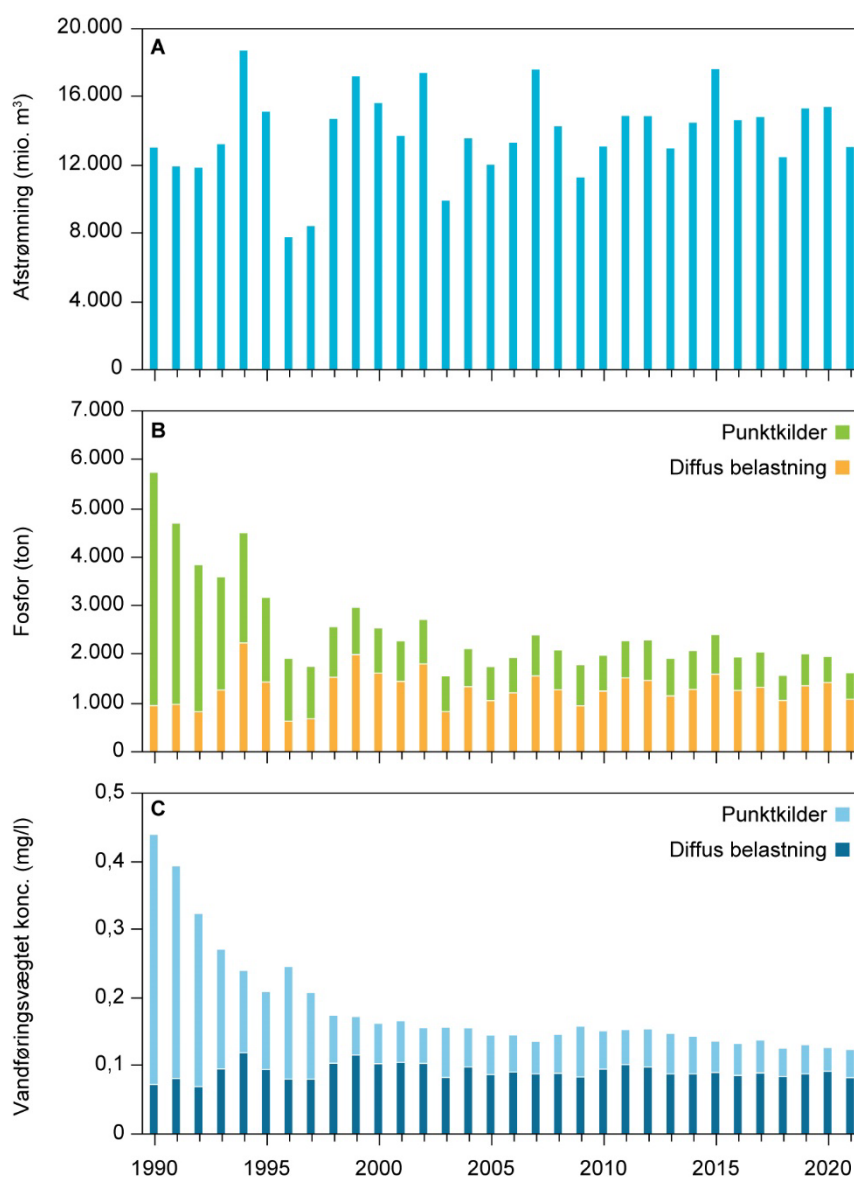
Ved kildeopsplitningen er den samlede diffuse tilførsel angivet som differensen mellem totaltilførslen og spildevandsudledningerne. Det tilgængelige datasæt for spildevandsudledningerne er tilvejebragt som beskrevet i afsnit 6.1. For vandløbsvandkemiprøver analyseret i 2016 og de første 4 måneder af 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 INOVANA-rapporten "Vandløb 2019" (Thodsen m.fl., 2021a), 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 2021

For 2021 blev der i alt beregnet en tilførsel på ca. 1.600 tons fosfor (P) til de danske farvandsområder (Figur 7.1, B). Det er omkring 17 % mindre end året før. Vandafstrømningen var i 2021 304 mm, hvilket er ca. 15 % mindre end året før (359 mm). Den vandføringsvægtede samlede fosforkoncentration (diffus + punktkildetilførsel) i den samlede ferskvandsafstrømning til havet var 0,12 mg P/l i 2021 mod ca. 0,13 mg P/l i 2020 og er faldet ca. 2 % (på uafrundede værdier) (Figur 7.1, C). 0,12 mg P/l er den laveste opgjorte koncentration for overvågningsperioden siden 1990.

Figur 7.1. Ferskvandsafstrømning (A), samlet tilførsel af fosfor til de marine kystafsnit (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) for 1990 til 2021. 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. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



En del af forskellen i fosfortilførsel kan forklares ved variation i vandafstrømningen. Specielt tilførslen fra diffuse kilder følger vandafstrømningen forholdsvis tæt, forklaringsgraden $R^2 = 0,85$ for perioden siden år 2000.

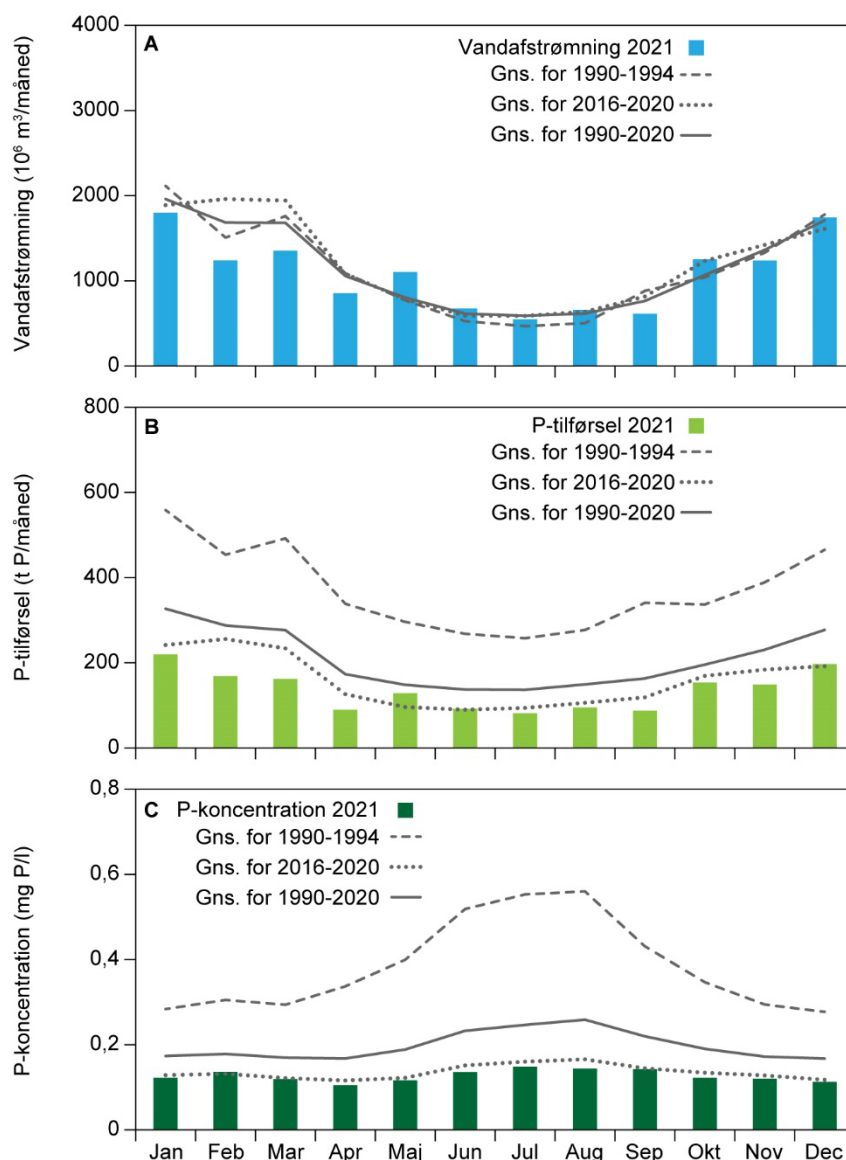
Siden 1990 er der sket et markant fald i de samlede fosfortilførsler til kystvandene. Faldet forklares af den store reduktion i fosforudledningerne med spildevand gennem perioden (Figur 7.1, B), hvilket er en direkte effekt af den forbedrede rensning, som i forbindelse med de daværende amters skærpede 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 520-720 tons fosfor de seneste 5 år. Spildevandsudledningerne af fosfor fra punktkilder udgjorde i 2021 ca. 540 tons og blev dermed ca. 1 % højere end i 2020 (beregnet på uafrundede tal). Spildevandsandelen af total-fosfor tilførslen er således ca. 33 %. 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.

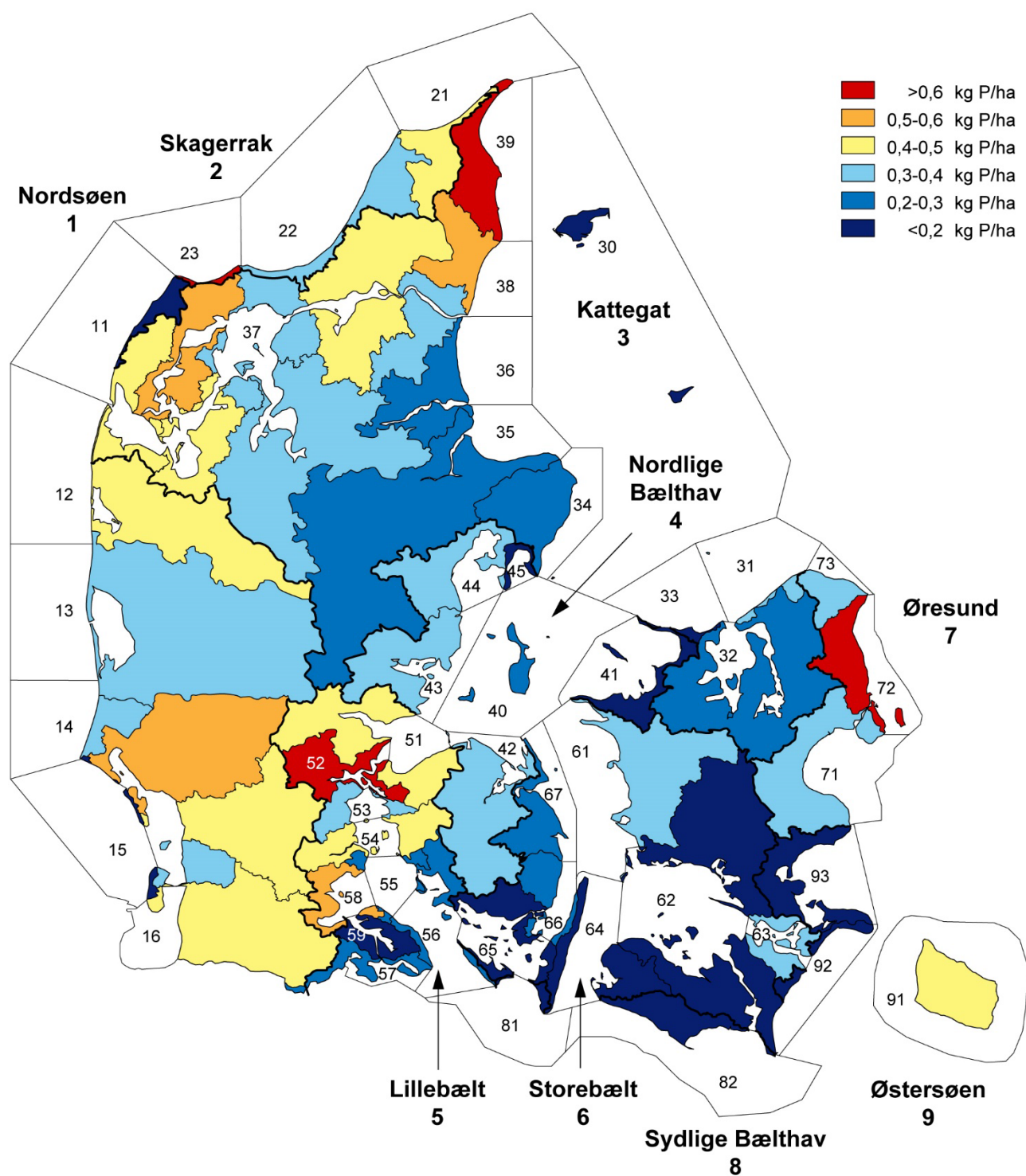
7.3 Sæsonvariation i vandafstrømning og fosfortilførsel

Hen over året 2021 var fosfortilførslerne i alle måneder markant lavere end gennemsnittet for årene 1990-1994 og også lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2020. I forhold til gennemsnittet for de foregående 5 år 2016-2020 er fosfortilførslen i 2021 lavere i alle måneder undtagen maj, juni og december. Specielt i årets første 4 måneder var tilførslen mindre end gennemsnittet af de foregående 5 år. Maj måned havde forholdsvis stor fosfor-tilførsel som følge af megen nedbør og en forholdsvis høj vandafstrømning (Figur 7.2, B). Variationen i fosfortilførslerne fulgte som i tidligere år variationen i ferskvandsafstrømningen. De relativt lave fosfortilførsler i årets første 4 måneder forklares således af den lille vandafstrømning i disse måneder (Figur 7.2, A). Fosforkoncentrationerne i det afstrømmende vand fra land varierede hen over året 2021, men var på grund af de reducerede spildevandsudledninger – i alle måneder – markant mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2021 (Figur 7.2, C). Fosforkoncentrationen ligger for alle årets måneder forholdsvis tæt på gennemsnitskoncentrationen for de sidste 5 år (2016-2020), dog lidt under i juni til august. 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).

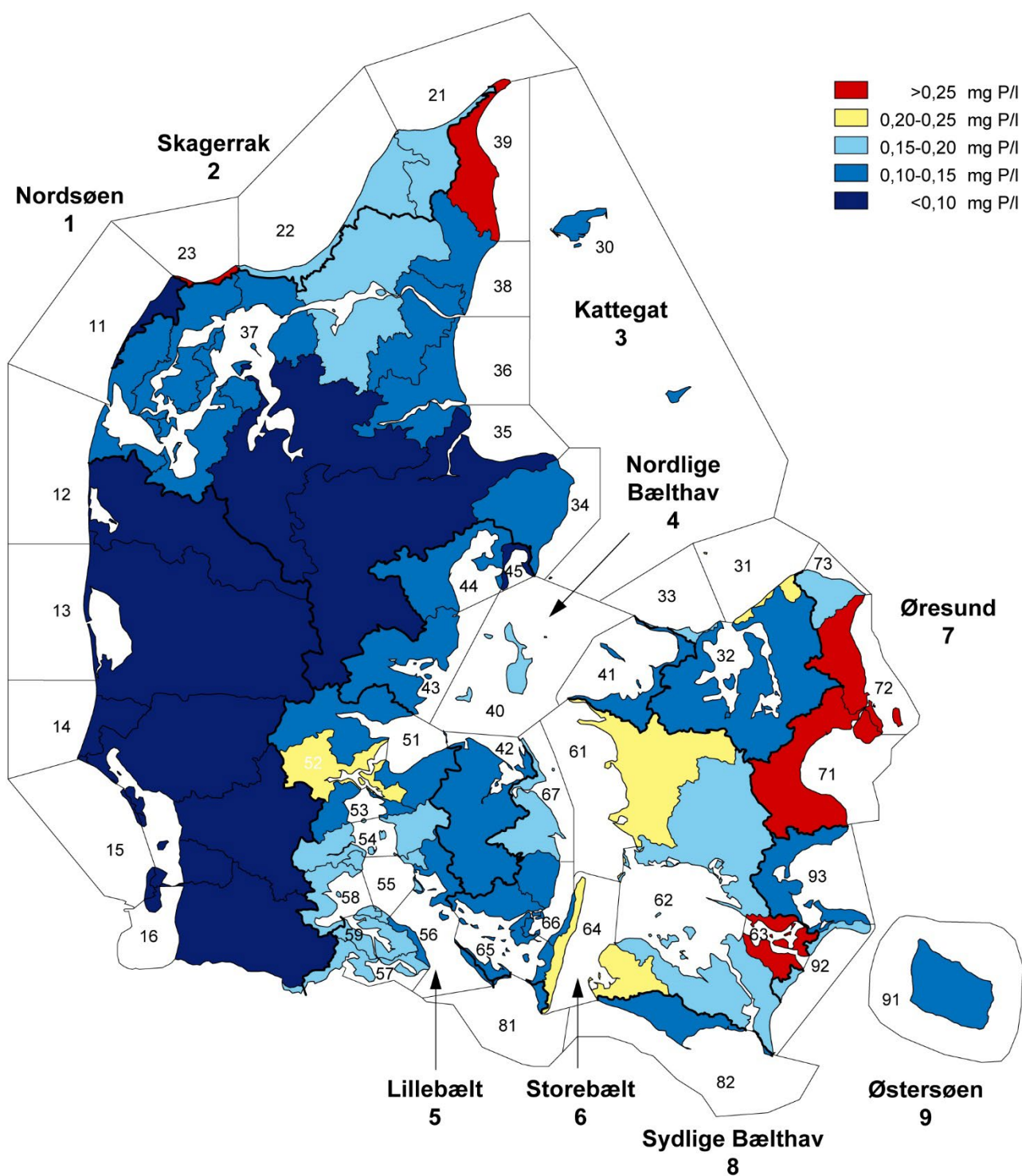
Figur 7.2. Månedsvise vandafstrømning (A), fosfortilførsel (B) og vandføringsvægtet fosforkoncentration (C) i det afstrømmende vand til havet omkring Danmark i 2021 og som gennemsnit for 1990-2020, 2016-2020 og 1990-1994. Afstrømningsdata er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



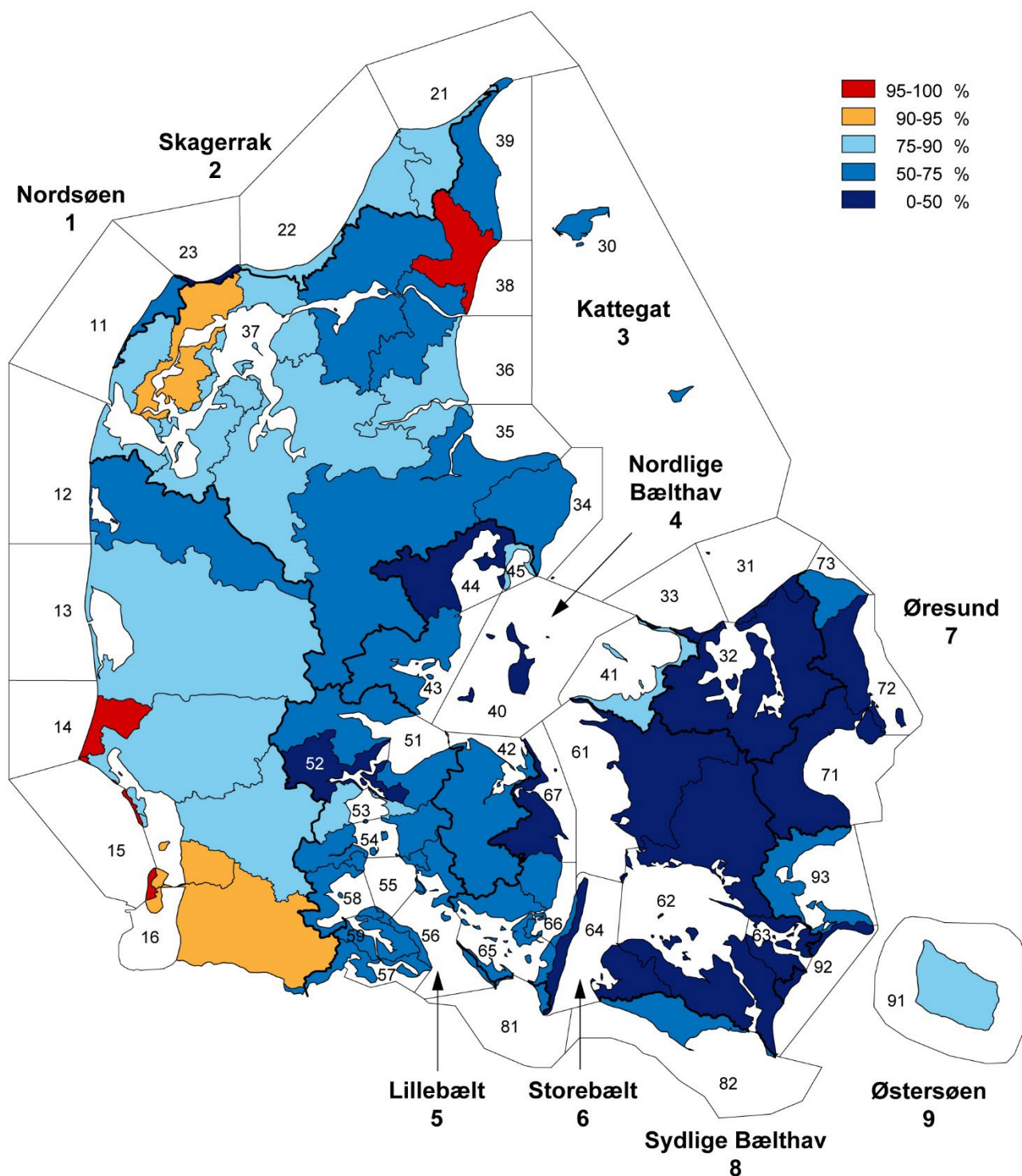
Den regionale tilførsel til kystområderne varierede betragteligt i 2021 (Figur 7.3). Størst var oplandstabet (målt som kg P/ha) i enkelte oplande til Lillebælt, Øresund samt for dele af det nordlige Jylland, hvor tabet generelt var større end 0,6 kg P/ha. Den vandføringsvægtede koncentration af total-fosfor var i store dele af Jylland under 0,1 mg/l og i størstedelen af det øvrige Jylland, Fyn og Bornholm på mellem 0,1 og 0,2 mg P/l. Koncentrationen var generelt højere i oplandet til Øresund, Køge bugt, Storstrømmen og i det nordligste Jylland (Figur 7.4). De diffuse fosforkilders betydning var generelt størst i hhv. det nordlige- og sydvestlige Jylland. De diffuse kilder betød generelt mindst i oplandene til omkring Sjælland og Lolland-Falster samt det nordlige Lillebælt og Århus bugt (Figur 7.5).



Figur 7.3. Arealspecifikt tab af total-fosfor fra oplandene til marine kystafsnit i 2021



Figur 7.4. Vandføringsvægtet total-fosforkoncentration i vand afstrømmende til marine kystafsnit i 2021



Figur 7.5. Diffus (samlet fosfortilførsel minus fosfor fra punktkilder) andel af den totale fosfortilførsel til kystområderne i 2021

7.4 Udvikling i fosfortilførslen til havet 1990 – 2021

Der har i perioden 1990-2021 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:

$$100 \cdot \frac{\hat{x}_{2021} - \hat{x}_{1990}}{\hat{x}_{1990}},$$

hvor $\hat{x}_{1990}$ er den estimerede værdi for året 1990, og tilsvarende er $\hat{x}_{2021}$ den estimerede værdi for 2021. Estimerer er beregnet ud fra de to lineære modellens matematiske formler. Konfidensintervaller på det samlede fald er beregnet ved anvendelse af standard error på estimererne for årene 1990 og 2021. Faldet er estimeret til omkring 69 %, varierende mellem 20 % til Limfjorden og 88 % 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 12 ud af 26 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 1990–2021. Procentvist fald er beregnet med en trendmodel. 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	-67
Kattegat	-66
Nordlige Bælthav	-69
Lillebælt	-70
Storebælt	-69
Øresund	-88
Sydlig Bælthav	-69
Østersøen	-82
Limfjorden	-20
Isefjorden/Roskilde fjord	-79
Danmark	-69 (-80; -56)

7.5 Fosfortilførsel fra målt opland

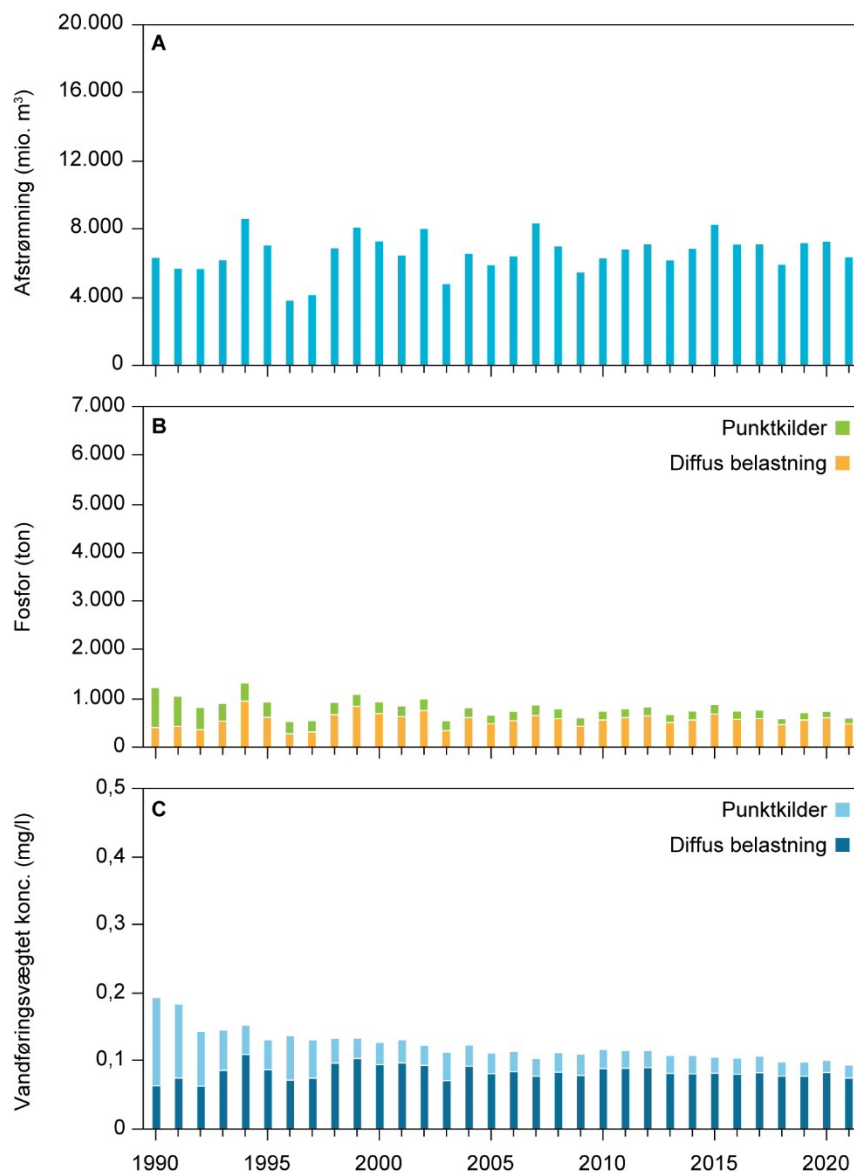
I dette afsnit er fosfortransporten opgjort for det målte opland, altså den del af Danmark, som er placeret opstrøms målestationer, som har været i drift med total-kvælstof- og total-fosfor-målinger igennem hele perioden 1990-2021. Det er tilfældet for 91 stationer, som dækker ca. 41 % af landets areal (17.726 km²).

Vandafstrømningen for det målte opland (91 stationer) er for 2021 opgjort til 360 mm, hvilket er 12 % lavere end i 2020 (411 mm) og 4 % lavere end gennemsnittet for perioden 1990-2020 på 374 mm (Figur 7.6, A). Den relative forskel mellem 2020 og 2021 er således lidt mindre end for hele landet (ca. 15 %). Vandafstrømningen (mm) for det målte opland er opgjort til at være noget højere end for hele landet, hvor afstrømningen er opgjort til 304 mm i 2021.

Fosfortilførslen fra det målte opland var i 2021 ca. 600 ton, hvilket er et fald på ca. 18 % i forhold til fosfortilførslen i 2020 (Figur 7.6, B). Fosfortilførslen, som

stammer fra punktkilder, er opgjort til ca. 120 ton P, svarende til 20 % 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 (2016-2020). 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, 1990-2021. 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. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



Den vandføringsvægtede fosforkoncentration for det målte opland er for 2021 opgjort til 0,094 mg P/l, hvilket er den laveste koncentration i måleperioden og ca. 7 % lavere end de 0,101 mg P/l målt i 2020 (Figur 7.6, C). Middel vandføringsvægtet fosforkoncentrationen 1990 til 1994 var 0,163 mg P/l, mens gennemsnittet for de sidste fem (2016-2020) år er 0,102 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 sammenlignelige. Dog er faldet i transporten over perioden mindre for det målte opland 45 % mod 69 % for hele landet. Forskellen skyldes primært at hovedparten af punktkildetil-

førslen er placeret i det umålte opland eller direkte til havet og da punktkilderne har haft et større fald end det diffuse tab, giver det et mindre fald for de totale tilførsler fra målt opland end for hele landet.

7.6 Sammenfatning af resultaterne

Den samlede fosfortilførsel fra land til kystvandene i 2021 er beregnet til ca. 1.600 tons P/år. Heraf udgør fosfor udledt med spildevand fra punktkilder ca. 540 tons P/år. Beregningerne dette år er baseret på målinger fra 208 aktive (i 2021) kystnære målestationer i vandløb og en model for det resterende umålte opland

Den vandføringsvægtede total-fosfor-koncentration for hele landet var i 2021 0,12 mg P/l mod 0,13 mgP/l året før

Den vandføringsvægtede total-fosfor-koncentration for 91 målestationer med fuld måletidsserie var i 2021 0,094 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 2021 omkring 67 %

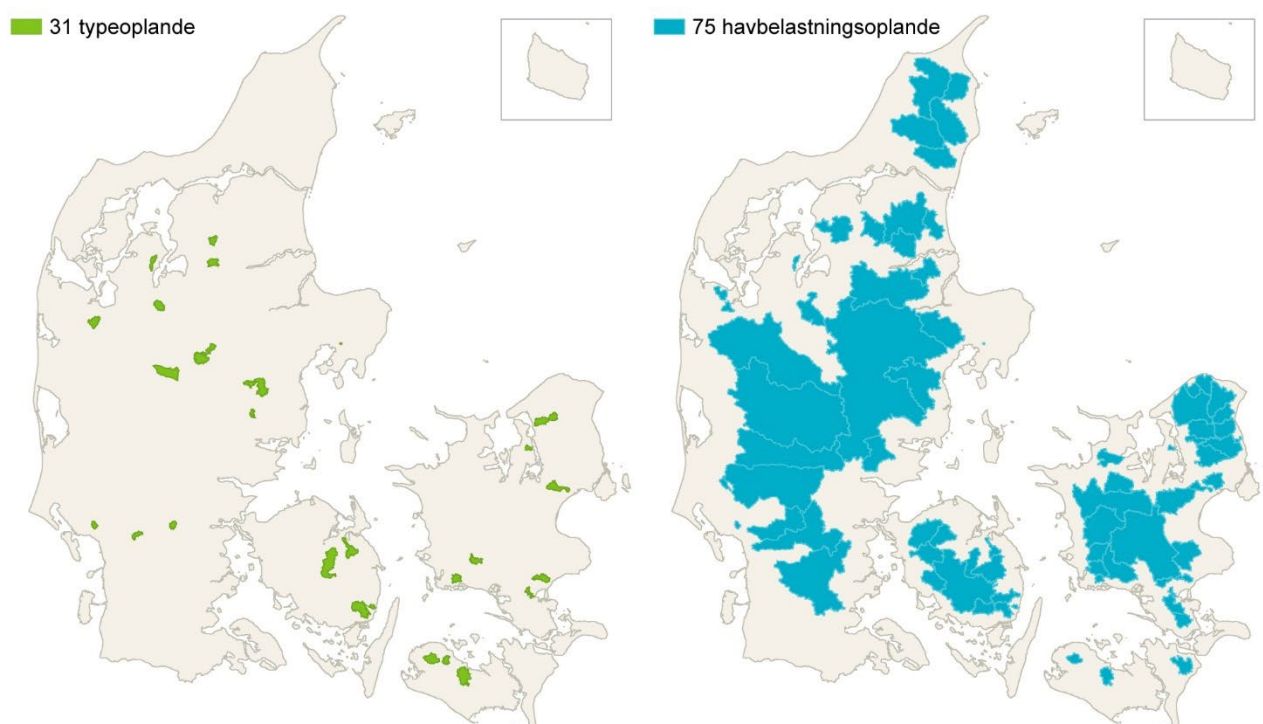
Punktkildernes andel af den samlede fosfortilførsel til kystvandene var i 2021 omkring 33 %

8 Nitrat-N-koncentrationer og -transport på målestationer

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

Nitrat-N udgør for de fleste målestationer den største del af den totale kvælstofmængde (TN). 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 2021 er belyst i dette kapitel. Udviklingen kan beskrives for 30 typeoplande (>60 % dyrkning) og 75 havbelastningsstationer med månedlig måletidsserie for hele perioden. Havbelastningsstationerne dækker ca. 38 % af landet, svarende til et samlet målt areal på 16.260 km², og har en gennemsnitlig dyrkningsgrad på 54 %, hvilket stort set svarer til dyrkningsgraden for hele landet, der er på ca. 53 % (Intensivt dyrket areal opgjort for 2019). Det målte areal er vist i Figur 8.1.



Figur 8.1. Placering af de 30 typeoplande (tv) og 75 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 for TN.

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 75 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 %-point 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 75 havbelastningsoplande i 2021

Der er fra 2018 til 2021 forsvundet to målestationer med fuld måletidsserie siden 1990, da vandafstrømningen ikke har kunnet opgøres for stationerne i 2021. Derfor er der nu 75 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 2010-2020 varierer den aktuelle nitrat N-transport mellem 14.800 og 20.800 tons N, i 2020 var transporten 16.700 tons N og i 2021 14.800 tons N (Figur 8.2B). Vandafstrømningen på de 75 stationer var i 2021 351 mm, hvilket er 4 % under middel i forhold til måleperioden 1990 til 2020 (366 mm).

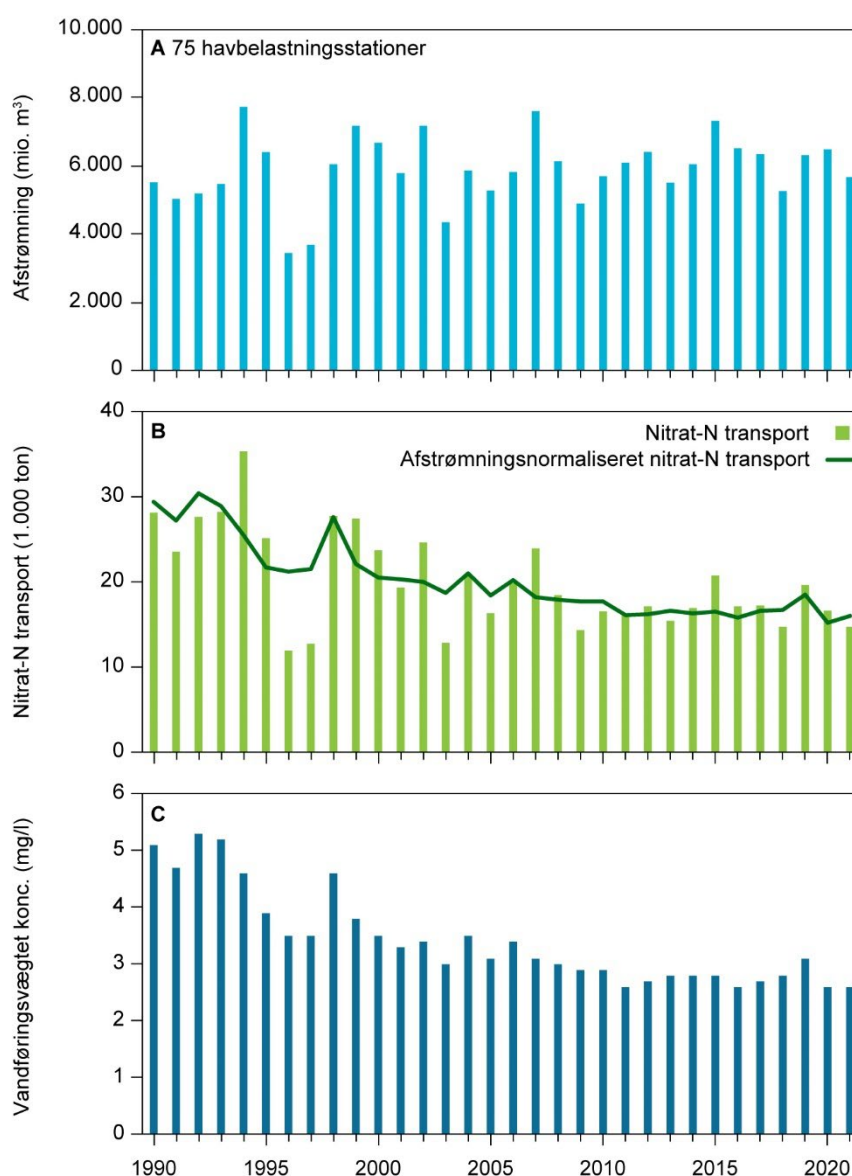
Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport varierede i perioden 2010 - 2019 mellem 15.800 til 18.500 tons. I 2020 var den 15.200 tons og i 2021 16.000 tons nitrat-N.

Den vandføringsvægtede nitrat-N koncentration varierede i perioden 2010 til 2019 mellem 2,6 og 3,1 mg nitrat-N/l. I 2020 var den 2,6 mg nitrat-N/l og i 2021 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 afstrømningsnormaliserede nitrattransport på 43 %.

Figur 8.2. Udvikling i samlet ferskvandsafstrømning for 75 havbelastningsoplande (A), beregnet samlet årlig nitrat-N transport (lysegrønne søjler) og afstrømningsnormaliseret nitrat N-transport (grøn linje) ved de 75 stationer (B) samt vandføringsvægtet nitrat-N koncentration (C) opgjort for kalenderår i perioden 1990-2021.

Kort med geografiske placering af de 75 havbelastningsoplande i Figur 8.1.

Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



8.2 Nitrattransport og -koncentration for 30 landbrugsdominerede typeoplande

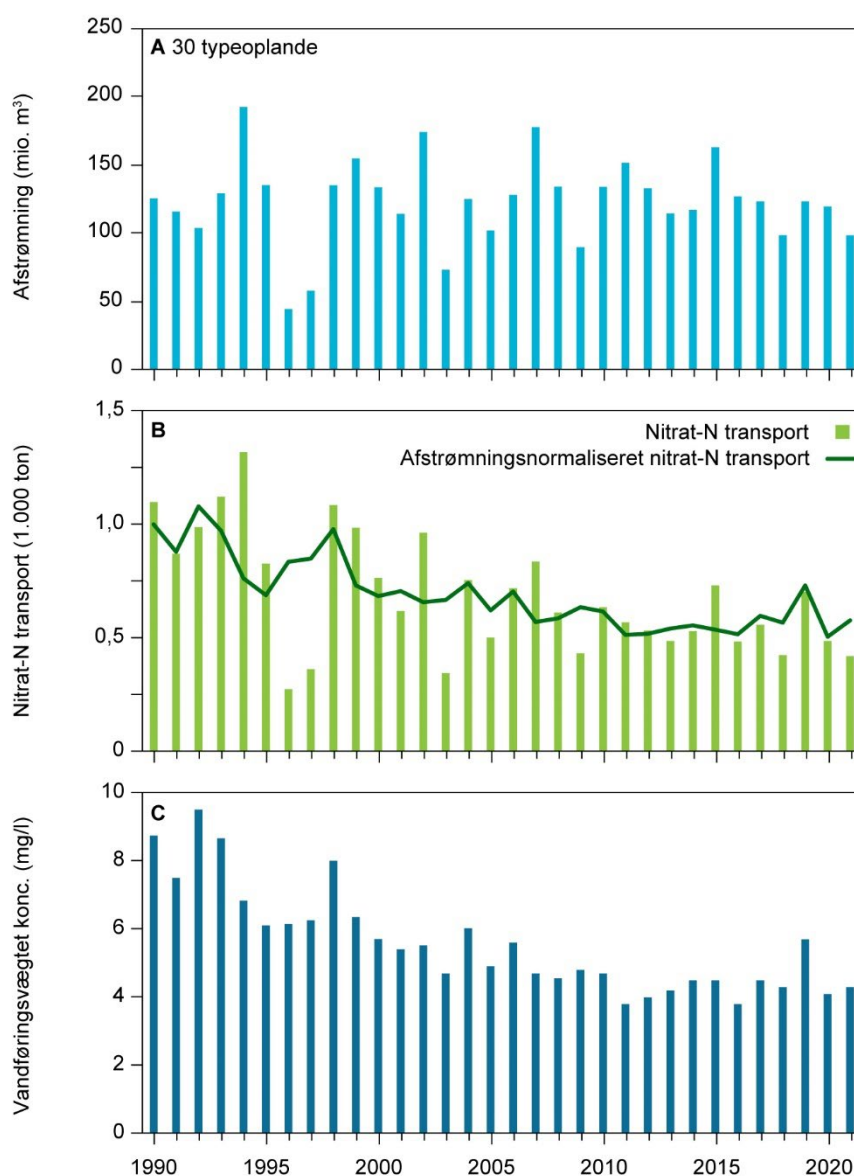
Med typeoplande menes dyrkningsdominerede, små oplande, der overvåges for bl.a. nitrat- og TN-transport igennem NOVANA. Oplandene er valgt, så der ikke forekommer spildevandsudledning fra større punktkilder. Vandløbene ligger øverst i vandløbssystemerne og er derfor minimalt påvirkede af omdannelse af nitrat til organisk kvælstof, der sker i ferskvandssystemet, og som er særligt stor i oplande med store søer som fx i Gudenå-systemet. 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/vejret. Først og fremmest variationer i nedbøren.

De nationale data for dyrkningsdominerede typeoplande omfatter målinger af TN på 44 målestationer i perioden 1990-2021, hvor der er målt i alle år. På 30 af disse stationer findes desuden en fuld tidsserie (siden 1990) for Nitrat. Her præsenteres således nitratmålinger for disse 30 typeoplande. I Blicher-Mathiesen

(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 2010-2020 imellem 430 og 730 tons nitrat-N (Figur 8.3B). I 2020 var nitrat-N transporten på 490 tons nitrat-N og i 2021 420 tons nitrat-N. Vandafstrømningen for 2021 var 183 mm, og er således 21 % under middel for måleperioden 1990 - 2020 (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 1990-2021. Kort med den geografiske placering af typeoplandene Figur 8.1. Afstrømningsdata for den senere del af måleperioden er influeret af homogenitetsbrud i vandføringsmålingerne, se afsnit 1.4.4.



Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport udgjorde i perioden 2010 – 2019 mellem 510 og 730 tons nitrat-N. I 2020 var den afstrømningsnormaliserede nitrat N-transport 500 tons nitrat-N og 580 tons nitrat-N i 2021. Den afstrømningsnormaliserede nitrat-N transport er opgjort som en sum for alle typeoplande.

Den vandføringsvægtede nitrat-N-koncentration varierer i perioden 2010 – 2019 imellem 3,8 mg nitrat-N/l og 5,7 mg nitrat-N/l (Figur 8.3C). I 2020 var koncentrationen 4,1 mg nitrat-N/l og i 2021 4,3 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 afstrømningsnormaliserede nitrattransport på 43 %.

Fælles for udviklingen i den afstrømningsnormaliserede nitrat-N-transport for både de 30 landbrugsdominerede typeoplande og de 75 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 og 2021.

8.3 Sammenligning til opgørelsen for hele landet

Ved en sammenligning med trenden i total-kvælstoftilførslen til havet fra hele landet ses det at udviklingen er sammenlignelig, da faldet for de 75 havbelastningsoplande er 43 % mens tilførslen fra hele landet er beregnet til et fald på 42 % (kapitel 6). Faldet for de 30 typeoplande er 43 %.

9 pH i vandløb

Hans Thodsen & Henrik Tornbjerg

9.1 Baggrund

pH måles som en del af NOVANA-overvågningsprogrammet og rapporteres i denne rapport for perioden 1990-2021. pH er et udtryk for vandets surhed og afspejler geologiske og biologiske forhold opstrøms for målestedet og i nogen grad nedbørens surhed. pH varierer også over året, variationen afhænger bl.a. af biologiske og hydrologiske forhold.

9.2 Data

pH-data er lagret i overfladevandsdatabasen ODA (<https://odaforalle.au.dk/>) både under vandkemi og som feltmålinger (data for 2021 er i skrivende stund endnu ikke tilgængelige i ODA, men kan tilgås igennem miljøportalen). Værdier gemt under vandkemi er målt på laboratorium, mens feltmålinger er foretaget i felten. I dette kapitel fokuseres på perioden 1990-2021, da det er den periode, der anvendes i den øvrige del af rapporten (se kapitel 1). Der er de seneste år gemt 9000 – 10.000 pH- værdier pr. år. I perioden 2007 – 2016 var antallet lavere, mens det var lidt højere specielt i første halvdel af 1990'erne (Tabel 9.1). Stigningen i antal målinger fra 2016 til 2017 og frem skyldes oprettelsen af ca. 200 nye vandløbsmålestationer som en følge af Fødevare- og landbrugspakken fra 2015. I alt er der indsamlet >260.000 målinger.

Der er også gemt pH-data fra før 1. januar 1990. Det drejer sig om ca. 10.000 feltmålinger og >44.000 laboratoriemålinger. I alt er der indsamlet ca. 315.000 pH-værdier i vandløb. I alle år siden 1977 er der indsamlet >1000 værdier pr. år. Den tidligste pH-værdi gemt i ODA er fra 1962.

Data er rensede for dobbeltværdier. Dobbeltværdi betyder, at der for et givent stationsnummer en given dag et givent klokkeslæt er gemt flere pH-målinger med ens værdier.

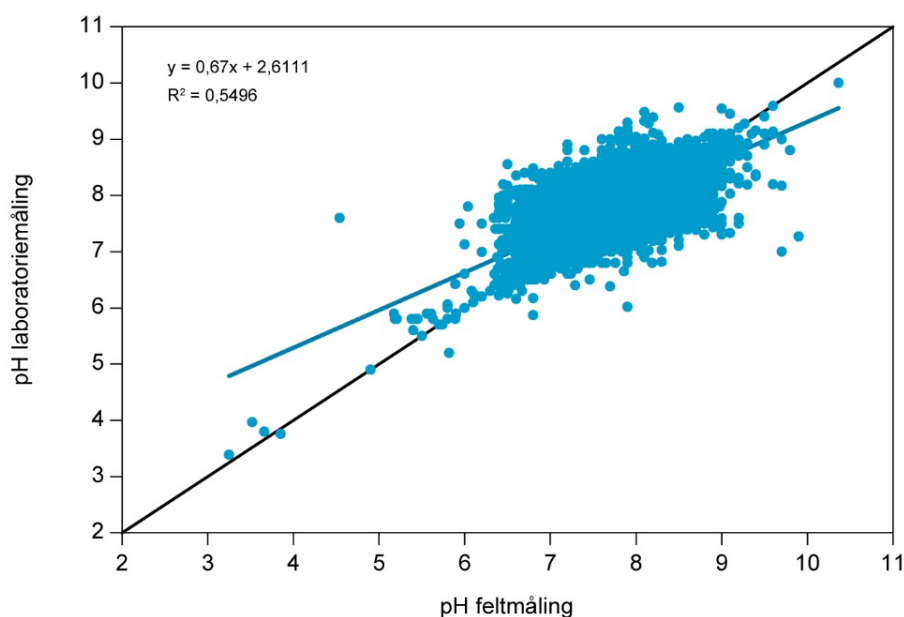
Tabel 9.1 Antal pH-målinger 1990-2021 fordelt på laboratoriemålinger og feltmålinger.

År	Feltmålinger	Laboratoriemålinger	I alt
1990	2942	9937	12.879
1991	2787	9751	12.538
1992	1871	9465	11.336
1993	1693	9231	10.924
1994	1642	9224	10.866
1995	783	9568	10.351
1996	285	10.092	10.377
1997	414	10.159	10.573
1998	607	8474	9081
1999	750	8019	8769
2000	462	7889	8351
2001	503	8030	8533
2002	684	8654	9338
2003	699	8006	8705
2004	708	7574	8282
2005	440	7149	7589
2006	371	6832	7203
2007	148	5327	5475
2008	0	4296	4296
2009	0	4007	4007
2010	0	4082	4082
2011	4746	92	4838
2012	4738	18	4756
2013	4782	27	4809
2014	5149	10	5159
2015	5126	48	5174
2016	5265	166	5431
2017	9349	497	9846
2018	8957	415	9372
2019	9416	366	9782
2020	9158	14	9172
2021	8896	4	8900
I alt	93.371	167.423	260.794

9.3 Sammenligning af laboratoriemålinger og feltmålinger

Det er undersøgt, om laboratoriemålinger og feltmålinger af pH foretaget af de tidligere amter og Miljøstyrelsen (i nogle tilfælde muligvis af konsulenter) kan behandles under et. Derfor er det undersøgt, om der findes målinger af pH foretaget på samme vandløbsstation på samme dag både i felt og i laboratorium. Der er i alt 16.455 sådanne målinger. De viser en mindre bias på pH 0.07 imellem laboratoriemålinger (pH = 7,77) og feltmålinger (pH = 7,71). 47 % af de parvise analyser viser, at laboratoriemålingen er større end feltmålingen, for 33 % er feltmålingen størst, mens værdierne for de to analyser er ens i 21 % af tilfældene. Der er også eksempler på, at det kan variere for enkeltstationer mellem forskellige perioder.

Figur 9.1. Plot imellem pH feltmålinger og pH laboratoriemålinger (n=16.676).



I figur 9.1 ses det, at tendenslinjens hældning er 0,67. Værdier omkring pH = 8 (7,91) er forholdsvis ens for de to måletyper, mens værdier herunder generelt er størst for laboratoriemålingerne, og værdier herover generelt er størst for feltmålingerne. Der er lidt mere variation i feltmålingerne (std.var = 0,52), end der er i laboratoriemålingerne (std.var = 0,47).

Det kan konkluderes, at der kan være forholdsvis stor forskel på pH-målinger foretaget i felten og i laboratoriet (Figur 9.1). Der er mange eksempler på forskelle på mere end 2 pH-enheder. Derfor er det problematisk at præsentere og analysere tidsserier bestående af både feltmålinger og laboratoriemålinger samlet.

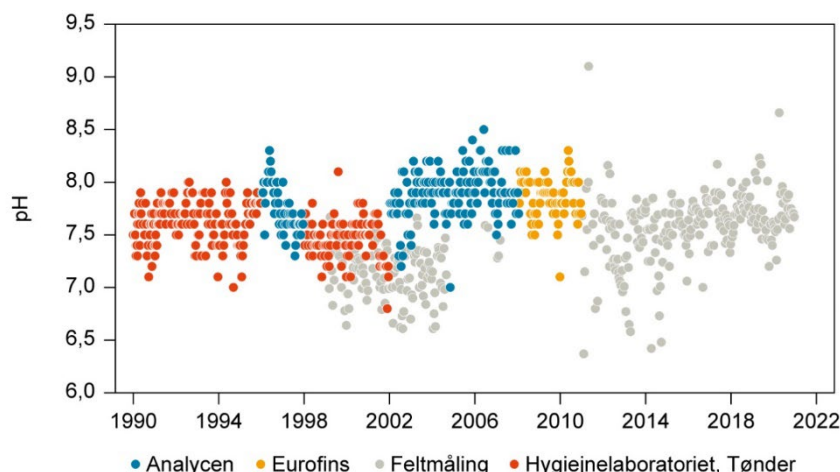
Der er lavet en sammenligning for 371 stationer med mindst 30 feltmålinger (n=61.054) og 30 laboratoriemålinger (n = 124.084). Her er middel pH = 7.7 for begge måletyper. For 207 stationer er feltmålingen større end laboratoriemålingen, for 164 stationer er det omvendt. For 39 % af stationerne er middelforskellen mindre end 0,05 (pH). På den enkelte station kan stationsmiddelforskellen være op til 0.5 pH. Denne forskel stammer dog ikke kun fra prøvetagningsforskelle, men fx også fra at de to metoder fortrinsvis er brugt i forskellige perioder (Tabel 1), og at der kan være en trend i pH igennem hele tidsperioden.

9.4 Udvikling igennem tid

Ved at se på de enkelte stationer viser det sig, at der kan være betydelige forskelle i målt pH fx imellem forskellige laboratorier i forskellige perioder og imellem feltmålinger foretaget i forskellige perioder. For de enkelte stationer, hvor der findes længere tidsserier med data fra forskellige laboratorier, kan der erkendes spring ved laboratorie-skift (Figur 9.2). Laboratorieskiftene er oftest foretaget af de tidligere amter. Men der er også foretaget et generelt skifte fra laboratoriemålinger til feltmålinger ved årsskiftet 2010-2011. Herved kan der ses mønstre i den tidslige udvikling, som går igen inden for de enkelte amter. Som eksempel er der vist en tidsserie fra station 42000012 Bolbro bæk, en del af Vidå systemet i Sønderjylland (Figur 9.2). Her er det tydeligt, at la-

laboratoriet "Hygiejne laboratoriet" (Tønder) måler en lavere pH end de to laboratorier "A/S AnalyCen" og "Eurofins Danmark A/S" (som er samme laboratorium under forskellige navne i forskellige perioder). Dette forløb er karakteristisk for stationer i det tidligere Sønderjyllands amt. Ved overgangen fra laboratoriemålinger til feltmålinger foretaget af laboratoriet Eurofins ved årsskiftet 2010 til 2011 ses pH også at blive registreret ca. 0,4 enhed lavere ved feltmålingerne, for igen at stige ca. 0,3 enhed frem til udgangen af 2017 og være konstant derefter. Feltnmålinger foretaget i perioden 1999 – 2007, foretaget af Sønderjyllandsamt (1999-2006) og Miljøstyrelsen (2007) ses at overlappende laboratoriemålinger og være registreret lavere end målinger fra Hygiejne laboratoriet (Tønder) og markant lavere end målinger foretaget af laboratoriet AnalyCen. For andre amter kan der ses andre karakteristiske forløb.

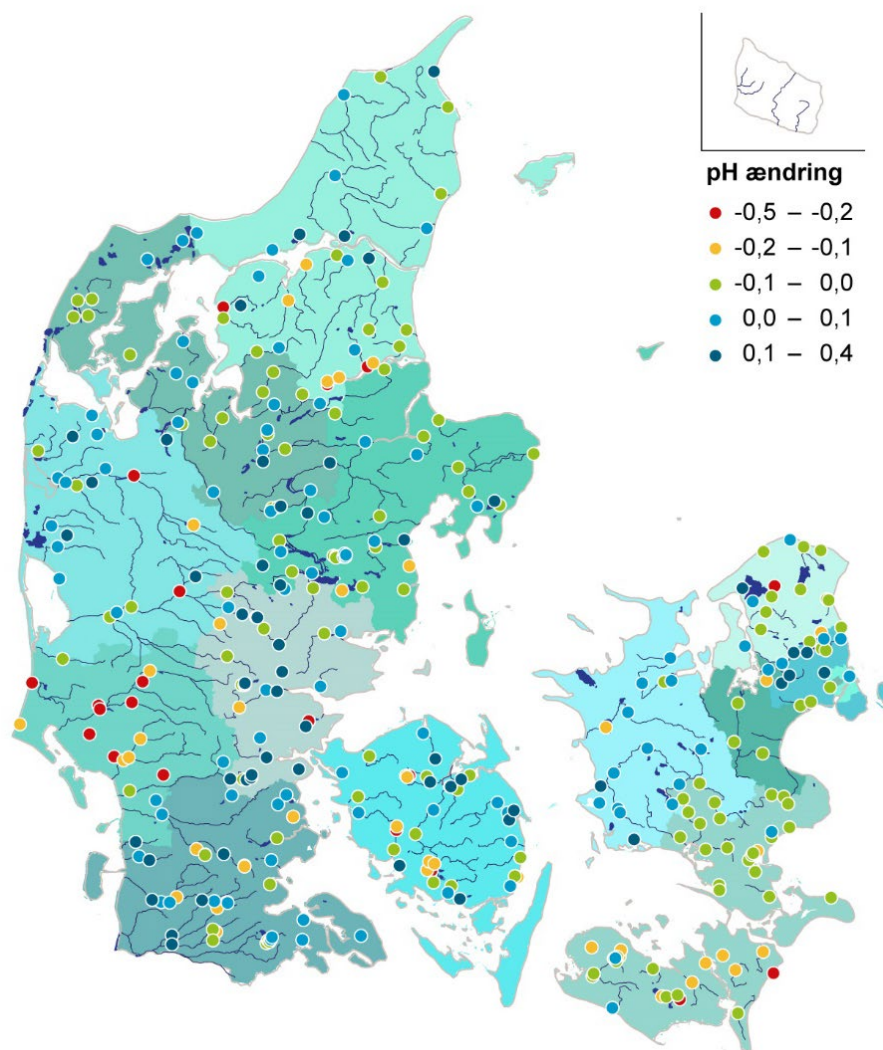
Figur 9.2. pH-målinger af enkeltprøver for station i Bolbro bæk i Sønderjylland (42000012) med angivelse af analyse laboratorium og feltnmåling. Felt målinger foretaget af Miljøstyrelsen fra 2011 og frem.



Det kan konkluderes, at det generelt ikke er meningsfuldt at beregne en tidlig udvikling på de enkelte målestationer for hele perioden 1990-2021, da tidssekkerne ser ud til ofte at være mere påvirkede af spring som følge af laboratorieskift end af en tydelig trend i pH.

Skiftet fra laboratoriemålinger før 2011 til feltnmålinger fra 2011 og frem er undersøgt ved at sammenligne middel-pH fra 2009/10 med middel-pH fra 2011/12, altså over en kort periode, hvor den naturlige udvikling i pH bør være lille (Figur 9.3). Der ses dog i figur 9.3 for nogle amter forholdsvis tydelige forskelle (amterne er på dette tidspunkt nedlagte og erstattede af Miljøstyrelsens miljøcentre, men for mange stationer er laboratorieprøverne frem til udgangen af 2010 stadig analyseret på de samme laboratorier som i amternes tid, og mønsteret er tydeligere geografisk set for amter end for miljøcentre). Nogle steder er det tydeligt, at farverne på kortet, og dermed ændringen i pH, skifter omkring de tidligere amtsgrænser, fx imellem Vestsjælland og hhv. Storstrøms amt og Roskilde amt. Det ser dermed ud til at både overgangen fra laboratoriemålinger til feltnmålinger samt amternes brug af forskellige analyselaboratorier har betydning for den registrerede pH værdi.

Figur 9.3. pH-ændring imellem laboratoriemålinger i 2009/10 og feltmålinger i 2011/12. Negativ pH-ændring betyder, at feltmålingerne i 2011/12 er størst, mens positiv pH-ændring betyder, at laboratorie målingerne i 2009/10 er størst. Baggrundskortet er de tidligere amter.

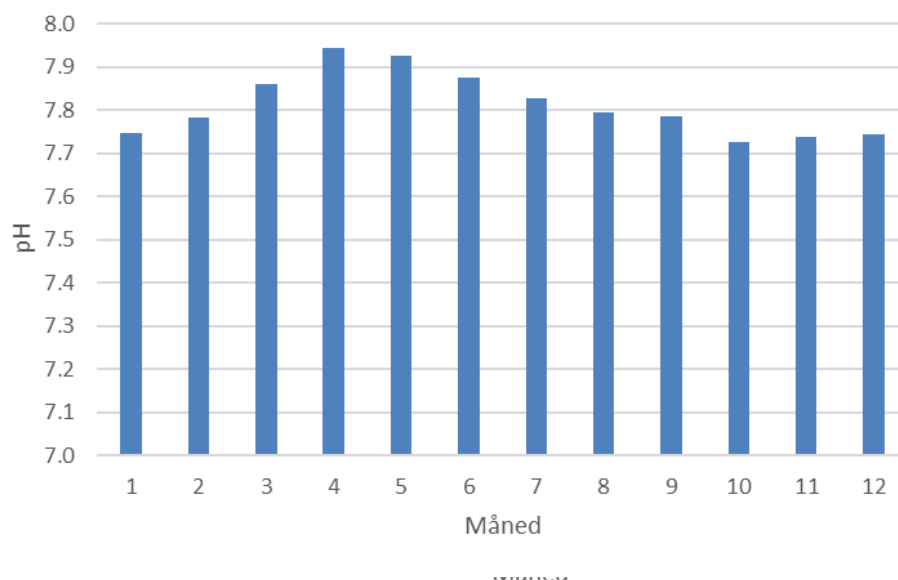


Der er foretaget en trendanalyse af pH fra 180 stationer med mindst 10 pH-feltmålinger fra hvert år i felt-målingsperioden 2011-2021. Analysen viser ikke nogen tidlig udvikling i pH-feltmålingerne på tværs af disse 180 stationer; forklaringsgraden, R^2 , imellem årstal og pH er $<0,02$. Variationen imellem de 11 år er beskeden og svinger imellem 7,74 og 7,82

9.5 Månedsvariation

Månedsvariationen er undersøgt for 180 stationer med minimum 10 årlige pH-feltmålinger i årene 2011-2021, i alt 37.511 pH-målinger (Figur 9.4). Der ses en forholdsvis klar variation over året med de højeste værdier i forår og sommer og de laveste i vinterhalvåret. pH-variationen over månederne skyldes bl.a., at de akvatiske planter optager CO_2 igennem deres vækst og frigiver CO_2 igennem respiration. Da væksten er størst i sommerhalvåret, er CO_2 -optaget her størst, hvilket medfører relativt høje pH-værdier (vandets indhold af kulsyre formindskes).

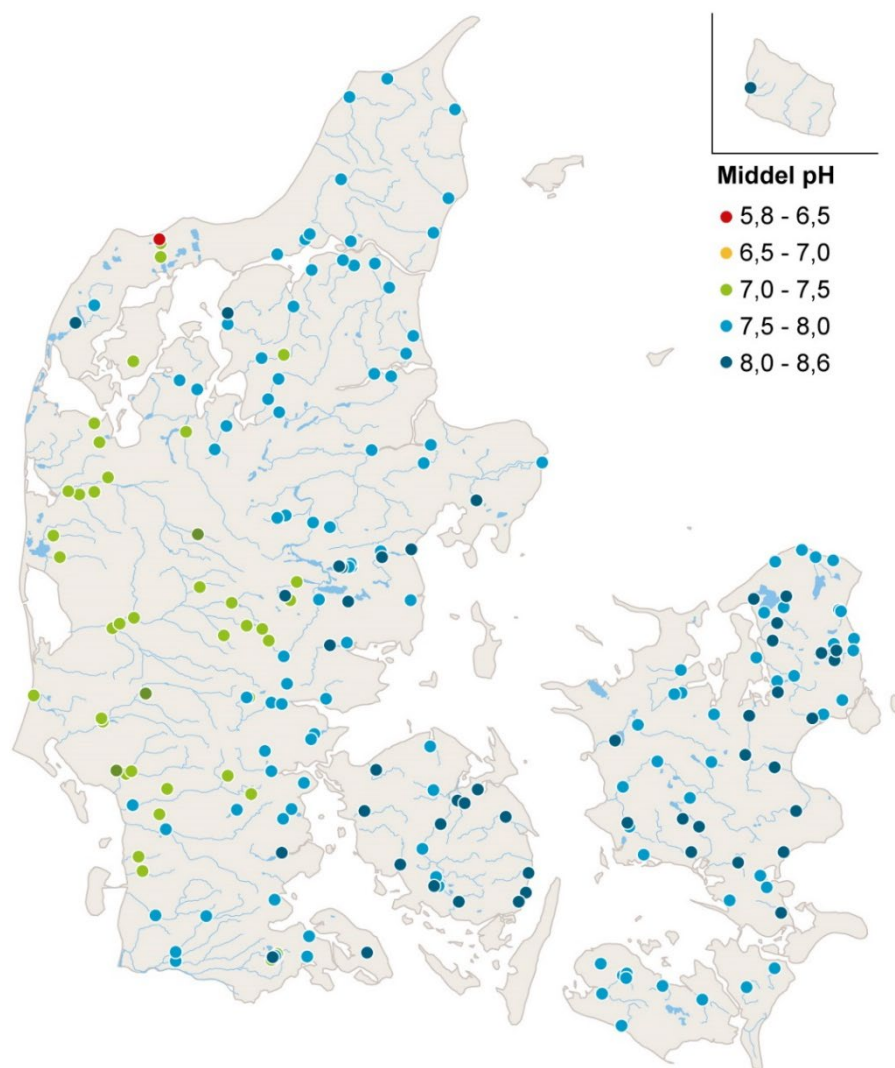
Figur 9.4. Middelmånedlig pH for 180 stationer med minimum 10 årlige pH-feltmålinger i perioden 2011 til og med 2021.



9.6 Geografisk variation

Der ses en tydelig geografisk variation i pH på tværs af Danmark. I den østlige del er middel-pH tydeligt højere end i den vestlige del (Figur 9.5). Der ses således næsten ingen stationer med pH under 7,5 på Bornholm, Lolland/Falster, Sjælland, Fyn, Østjylland eller i Vendsyssel. Modsat er der i Midt- og Vestjylland få stationer med en middel-pH over 7,5. Den tydelige forskel imellem øst og vest skyldes primært jordbundsforholdene. I den østlige del af landet findes der moræneaflejringer fra sidste istid, som generelt er mindre udvaskede og med højere pH end moræneaflejringer fra næstsidste istid og smeltevandsaflejringer, som dominerer den vestlige del af landet (Smed, 1979). Det meste af Sjælland, Fyn og det østligste Jylland fra det sydlige Djursland og sydpå blev under sidste istid dækket af et isfremstød fra Østersøen, hvis aflejringer indeholder en del kalk, som er basisk med høj pH (Houmark-Nielsen m.fl. 2005; Madsen, 1987). De kalkholdige moræneaflejringer fra dette isfremstød er den primære årsag til de mange stationer med en middel-pH over 8,0 i disse områder. Til analysen er der anvendt stationer med minimum 10 feltmålinger i 9 af 11 år i perioden 2011-2021. Dette er opfyldt for 215 vandløbsstationer. Der indgår middelværdier af mellem 112 og 300 pH-feltmålinger på de enkelte stationer.

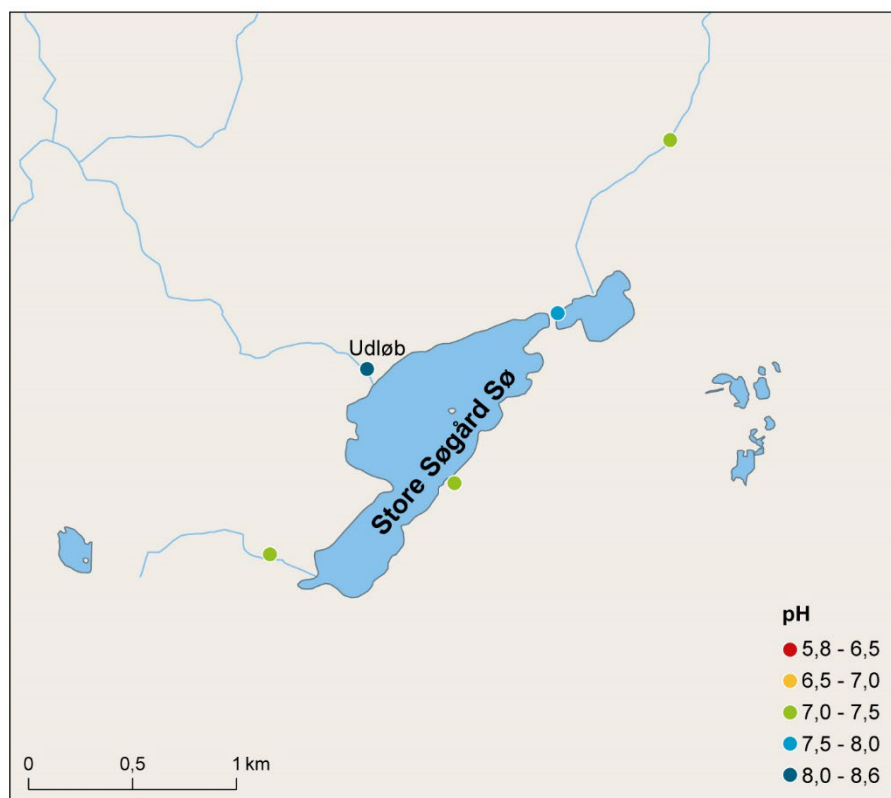
Figur 9.1. Middel-pH for 215 vandløbsstationer med minimum 10 feltmålinger fra 9 og 11 år mellem 2011 og 2021 (middel-værdier af mellem 112-300 pH-feltmålinger for de enkelte stationer).



9.7 pH i søudløb

For en række søudløb ses der højere pH-værdier end i indløbene til samme sø. I figur 9.6 ses et eksempel fra Store Søgård Sø. Lignende forhold ses for fx Ravn Sø, Bryrup Langsø, Engelsholm Sø, Tissø og Tystrup Bavelse søerne. Der ses ligeledes høje pH-værdier i udløbet af fx Haderslev Dam, Vilsted Sø og Ove Sø. Den forøgede pH nedstrøms søerne skyldes den høje primærproduktion i søerne, hvorved der indirekte – igennem bicarbonat HCO_3^- – optages CO_2 fra vandet i vækstsæsonen og dermed hæves pH.

Figur 9.2. pH i indløb og udløb af store Søgård Sø i Sønderjylland.



9.8 Konklusioner

Der ses en forventelig geografisk fordeling af pH i vandløb med høje værdier i den østlige del af landet og lave værdier i den vestlige del, specielt vest for hovedopholdslinjen fra sidste istid, hvor der ikke findes yngre moræneaflejringer der giver en høj pH.

Det måles ved mange søudløb en højere pH end i samme søs tilløb, hvilket er forventeligt.

Der måles generelt de højeste pH værdier i foråret i april og maj måned, mens de lavest måles i oktober og november.

For mange stationer er der betydelige spring i de målte pH værdier ved laboratorieskift og nogle steder ved overgangen fra laboratoriemålinger til feltmålinger ved årsskiftet 2010 til 2011. Denne variation er ofte højere end den naturlige variation i pH og skjuler derfor en evt. trend i reel pH af vandløbsvandet. Derfor er det ikke forsøgt at beregne en generel trend i pH. Det er ikke foretaget en større analyse af, om en del af datasættet vil kunne understøtte en trendanalyse.

10 Referencer

Andersen R.C. (red.). (2021). Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål. Afrapportering til miljøministeriet. Danmarks Meteorologiske Institut. https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2021/Undersoegelser_af_DMI_s_nedboersdata_til_anvendelse_for_hydrologiske_formaal.pdf

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>

Andersen, H. E., B. Kronvang & S. E. Larsen, 2005. Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. *Journal of Hydrology* 304(1-4):355-365 doi:DOI 10.1016/j.jhydrol.2004.07.039.

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

Blicher-Mathiesen, G., 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

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

Boutrup, S., Kjær, C., Johansson, L.S., Larsen, M.M., Poulsen, M.B., Bossi, R., Christensen, M.R. & Frank-Gopolos, T 2021. Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 288 s. - Videnskabelig rapport nr. 466 <http://dce2.au.dk/pub/SR466>

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

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.

Houmark-Nielsen, M., Krüger, J., Kjær, K.H. 2005. De seneste 150.000 år. *Geoviden*. Vol 2. 2005. Geocenter København. 20 s. https://www.geocenter.dk/wp-content/uploads/2018/07/Geoviden_2_2005.pdf

Kainz, S. 2021. Ringversuch eines magnetisch-induktiven Fließ-geschwindigkeitsmessgeräts und daraus gewonnene Erkenntnisse für die hydrologische Praxis. *Österr Wasser- und Abfallw* 73:210-219. <https://doi.org/10.1007/s00506-021-00755-3>

Kjølholt, J., Vigsø, D., Arnbjerg, K., Hansen, E., Ringgaard, K.W., Rasmussen, P. E. 2007: Possible Control of EU Priority Substances in Danish Waters. Technical and economic consequences examined by three scenarios. Miljøprojekt 1182, Miljøstyrelsen.

Larsen, M.M. & Bossi, R. 2021. Omregning af indhold af PFAS mellem lever og muskel i fisk. Under udarbejdelse (Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 199)

Larsen, M.M., 2019 Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 144 <http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf>

Larsen, M.M., Strand, J. & Boutrup, S. 2013: Notat om udredning af metode til databehandling og datavurdering af miljøfarlige stoffer i vand, sediment og biota søer og kystvand. Notat fra DCE, Aarhus Universitet. 12. december 2013.

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., Kjeldgaard, A., Windolf, J., Tornbjerg, H. & Kronvang, B. 2022. Ny fosformodel til estimering af årlig vandføringsvægtet koncentration af total fosfor fra diffuse kilder i ID15-oplande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Teknisk rapport nr. 246 <http://dce2.au.dk/pub/TR246.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. & Kronvang, B. 2022b. Udvikling af en korrektionsformel for kvælstofkoncentrationer analyseret i naturvandløb i perioden 2009-2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. – Fagligt notat nr. 2022 | 64 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_64.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; auto-klave- 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

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>

Lassen, J. & Frank-Gopolos, T. 2022: Undersøgelse af månedsvariation for stofudledning fra renseanlæg (samt ferskvandsdambrug og industri). Notat fra miljøstyrelsen. 27 sider.

Madsen, H.B. 1987. Kompendium i jordbundsgeografi. Geografisk Institut, Københavns universitet.

Miljø- og Fødevareministeriet 2017: Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Bekendtgørelse nr. 1625 af 19. december 2017.

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

Miljøstyrelsen 2020. 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 2023. Punktkilder 2021. Miljøstyrelsen. 91 s.

Møller, L., Fotel, F.L. & Larsen, P.B. 2013: Survey of Bisphenol A and Bisphenol-A-diglycidylether polymer. Miljøprojekt nr. 1483, 2013. Miljøstyrelsen.

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>

Ovesen, N.B., Kronvang, B., Larsen, S.E. & Andersen, P.M. 2023. Betydning af skift i instrument-typer til vandføringsmåling ved hydrometristationer i NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s. - Teknisk rapport nr. 258 <http://dce2.au.dk/pub/TR258.pdf>

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

Rubek F., Scharling M., Cappelen j. (2022). Danmarks klima 2021 – with English Summary. Danmarks meteorologiske institut. DMI rapport 22-01. s 76. <https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2022/DMIRap22-01.pdf>

Smed P (1979) Geomorphologisk kort over Danmark. Geografforlaget, Brendstrup

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)

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. & Tornbjerg, H. 2022. Årsager til år til år forskelle i de beregnede tilførsler af vand og næringsstoffer til havet imellem forskellige NOVANA-opgørelser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 17 s. - - Fagligt notat nr. 2022|72 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_72.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. 2021a. 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>

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., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A. 2021b. 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>

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., 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., 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., Windolf, J., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Wiberg-Larsen, P. (2016) Vandløb 2015. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 206, 70 s.

Van den berg et al. 2006: The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. ToxSci Advance Access, 7 July 2006. tef_values r.xls (who.int)

Wiberg-Larsen, P. & Rasmussen, J.J. 2017: Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandløb: sediment og biota. Teknisk anvisning V20, version 2

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., 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., 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., 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., 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 2021

– Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer

NOVANA

Vandløb, overvågning, NOVANA, kvælstof, fosfor, havbelastning, vandkemi, Nitrat, Miljøfarlige forurenende stoffer