



MARINE OMRÅDER 2019

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 418

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2019

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 418

2021

Jens Würgler Hansen og Signe Høgslund (red.)

Forfattere:

Annette Bruhn
Jacob Carstensen
Karsten Dahl
Anders Galatius
Cordula Göke
Jørgen L. S. Hansen
Jens Würgler Hansen
Signe Høgslund
Dorte Krause-Jensen
Line Kyhn
Martin M. Larsen
Christian Mohn
Ib Krag Petersen
Jakob Strand
Signe Sveegaard
Zhanna Tairova
Jonas Teilmann
Jakob Tougaard

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 418
Kategori:	Videnskabelig rapport
Titel - Undertitel:	Marine områder 2019 - NOVANA
Forfattere:	Jens Würglér Hansen & Signe Høgslund (red.)
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Januar 2021
Redaktion afsluttet:	Januar 2021
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Miljøstyrelsen, Per Andersen, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet Kommentarer fra Miljøstyrelsen findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR418_komm.pdf
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Hviid
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevarerministeriet
Bedes citeret:	Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021. Marine områder 2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 174 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 418. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I 2019 viste overvågningsparametrene ikke entydige ændringer i forhold til de senere års udvikling i havmiljøet. Mange parametre var således uændrede, mens nogle viste tilbagegang og enkelte fremgang. Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året med usædvanlig meget regn i det sene forår (marts) og i efteråret (september, oktober). Ferskvandsafstrømningen fra land var meget lav i starten af året pga. det usædvanlig tørre efterår 2018, men steg markant med den megen nedbør i marts og i efteråret. Koncentrationerne af de opløste uorganiske næringsstoffer var meget under langtidsmidlen i årets første måneder. Fra april og året ud var koncentrationen af kvælstof på niveau med langtidsmidlen, mens niveauet forblev lavt for fosfor og silicium. For alle næringsstofferne var nogle af månedsmidlerne de laveste siden 1989. Hydrografiske beregninger viser, at der under vandets strømning gennem de indre danske farvande i 2019 var en betydelig transport af kvælstof fra bundvandet til overfladevandet. Kombinationen af høj temperatur i bundvandet og en høj koncentration af planteplankton først på året bevirke, at iltsvindet startede tidligt i en række områder. Iltsvindet var udbredt og intenst i 2019. Kraftig blæst midt i september fik iltsvindet til at forsvinde i de lavvandede områder, mens det i de dybe dele af de hårdest ramte lokaliteter fortsatte helt ind i december. Væksten af planteplankton var i 2019 præget af den ujævne fordeling af nedbør med lave algevækstrater og klorofylkoncentrationer i vækstsæsonen, mens årets sidste måneder var kendetegnet ved øget algevækst, klorofylindhold og mere uklart vand. Samlet set var tilstanden i vandsøjlen i 2019 på niveau med de seneste år, hvor der har været tilbagegang i forholdene, dog var algevæksten i de åbne indre farvande markant reduceret. Ålegræssets generelt positive udvikling i starten af dette årti er de senere år stagneret både for dybdeudbredelsen og dækningsgraden. De seneste 10 år er dækningsgraden for makroalger (tang) øget i kystvande, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, yderfjorde, Limfjorden og på stenrev. I 2019 var der forøget dækningsgrad for makroalger på stenrev i de åbne farvande. Bundfaunaens status i fjorde og kystvande var gennemsnitlig med hverken meget gode eller meget dårlige forhold på de fleste stationer, dog var der dårlige forhold for bundfaunaen pga. iltsvind på nogle stationer. I de åbne indre farvande var bundfaunaens status generelt relativ god. I Nordsøen og Skagerrak indikerede bundfaunaen relativt dårlige miljøforhold, og artssammensætningen antydede, at bundtrawling var den dominerende presfaktor. Antallet af spættet sæl er vokset støt siden fredningen i 1970'erne, men har de senere år stabiliseret sig i de fleste områder, hvilket indikerer, at bestanden har nået miljøets bæreevne. Antallet af besøgende gråsæler er vokset markant siden 2005, men de yngler kun i meget begrænset omfang (<10 unger/år). Forekomsten af marsvin i habitatområderne i Nordsøen/Skagerrak er stabil, mens den i de indre farvande er i mindre tilbagegang og i den indre Østersø er kritisk truet. Koncentrationen af tungmetaller i muslinger og fisk var i flere tilfælde over miljøkvalitetskravene men under grænseværdierne for fødevarer. Bromerede flammehæmmere blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene i en del prøver. Niveauet af BBT og tjærestoffer lå generelt over baggrundsværdierne og i nogle tilfælde over miljøkvalitetskravene. I nogle kystnære områder var der tegn på påvirkninger af miljøfarlige stoffer i ålekvabber, mens det ikke var tilfældet for muslinger. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden også negativt af fx fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at havmiljøet responderer positivt på en reduceret belastning, men ændringer på økosystemniveau sker langsomt.
Emneord:	Overvågning, marine områder, miljøtilstand, klima, næringsstoffer, iltsvind, ålegræs, makroalger, bundfauna, miljøfarlige stoffer, plankton
Illustrationer:	Forfatterne og DHI (nogle af figurene i kapitel 3 om hydrografi)
Foto forside:	Dyrkning af sukkertang ved Hjørnø ud for Horsens Fjord. Foto Michael Bo Rasmussen
ISBN:	978-87-7156-552-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	174
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som: http://dce2.au.dk/pub/SR418.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord	5
Summary	6
1 Indledning	8
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	13
2 Klimatiske forhold	15
3 Hydrografi	24
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	41
4 Næringsstofkoncentrationer	42
5 Planteplankton og vandets klarhed	54
6 Iltforhold	66
7 Bundplanter - ålegræs og makroalger	76
8 Bundfauna	88
9 Havpattedyr - sæler og marsvin	102
10 Undervandsstøj	116
11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter	117
12 Marint affald	132
13 Ikke-hjemmehørende arter	134
14 Sedimentkemi	135
15 Havfugle	137
Del 3 – Overordnede betragtninger	138
16 Tilstand og udvikling	139
17 Ordliste	146
18 Referencer	153
Bilag 1 Beskrivelse af anvendte korrektioner for variationer i afstrømning	164
Bilag 2 Dataanalyse – bundplanter	166
Bilag 3 Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper	168

[Tom side]

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2019.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidgrundlag 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 Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og 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 Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Det Marine Fagdatacenter. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af MST, Det Marine Fagdatacenter, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) og International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Rapporten beskriver udviklingen i den overordnede tilstand, men den forholder sig ikke til mål- og tilstandsvurderinger efter EU-direktiverne. Disse vurderinger fremgår af de danske vandområdeplaner, Natura 2000-planer og Danmarks Havstrategi.

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af sidste års rapport om marine områder med data indsamlet i 2019. Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, da parametre først rapporteres, når der er tilstrækkeligt datagrundlag.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og Natur 2019', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST. 'Vandmiljø og Natur 2019' offentliggøres, når der foreligger rapporter fra alle fagdatacentre.

Summary

In 2019, the monitoring parameters did not show any unambiguous changes in relation to the development in recent years of the marine environment. Many parameters were thus unchanged, while some of them showed a decline and a few a progress.

Precipitation was very unevenly distributed over the year with unusually heavy rainfall in late spring (March) and in the autumn (September, October). Freshwater runoff from land was very low at the beginning of the year due to the unusually dry autumn in 2018, but it increased significantly with the heavy rainfall in March and in the autumn.

The concentrations of dissolved inorganic nutrients in the first months of the year were below the long-term mean. From April and the year out, the concentration of nitrogen was identical with the long-term mean, while the levels remained low for phosphorus and silicon. For all the nutrients, some of the monthly means were the lowest since 1989.

Hydrographic calculations show that, during the water flow through the inner Danish waters in 2019, there was a significant transport of nitrogen from the bottom water to the surface water.

The combination of high temperatures in the bottom water and a high concentration of phytoplankton in the beginning of the year led to an early onset of the oxygen depletion in a number of areas. The oxygen depletion was widespread and intense in 2019. Heavy winds in mid- September led to disappearance of oxygen in the shallow areas, while in the deep parts of the most affected locations it continued into December.

The growth of phytoplankton in 2019 was characterised by the uneven distribution of precipitation with low algae growth rates and chlorophyll concentrations in the growing season, while the last months of the year displayed increased algae growth and chlorophyll levels and more turbid water. Overall, the state of the water column in 2019 was similar to that prevailing in the last few years, with deteriorating conditions; however, in the open inner waters algae growth was significantly reduced.

The generally positive development of eelgrass in the beginning of this decade has stagnated relative to both depth distribution and coverage. For the past 10 years, the coverage of macroalgae (seaweed) has increased in coastal waters, while the trend has stagnated in inner fjords, outer fjords, the Limfjord and on stone reefs. In 2019, there was an increased coverage of macroalgae on stone reefs in the open inner waters.

The status of the bottom fauna in fjords and coastal waters was average with neither very good nor very bad conditions at most stations; however, at some stations the conditions for the bottom fauna were poor due to oxygen depletion. In the open inner waters, the status of the bottom fauna was generally relatively good. In the North Sea and the Skagerrak, the bottom fauna indicated relatively poor environmental conditions, and the species composition suggested that bottom trawling was the dominant pressure factor.

The number of harbour seals has grown steadily since the conservation in the 1970's; but in recent years it has stabilised in most areas, which suggests that the population has reached the level of environmental sustainability. The number of grey seals has increased significantly since 2005, but they only breed to a very limited extent (< 10 pups/year). The population of porpoises in the habitat areas in the North Sea/Skagerrak is stable, while it has declined slightly in the inner Danish waters, and in the inner Baltic Sea the species is critically threatened.

In several cases, the concentration of heavy metals in mussels and fish was above the environmental quality requirements, but below the threshold values for food. Brominated flame retardants were found in concentrations above the environmental quality requirements in several samples. The levels of TBT and tar substances were generally above the background values and in some cases above the environmental quality requirements. In some coastal-near areas, there were signs of impact of environmentally hazardous substances on eel-pout, while this was not the case for mussels.

The development in recent years has shown that Danish waters are still very vulnerable to pressures and are still far from the goal of stable good environmental condition. In addition to nutrient losses (eutrophication), the state of the environment is also affected negatively by, for example, fisheries, climate change and environmentally hazardous substances. In summary, data from the national monitoring programme show that the marine environment responds positively to reduced pressure, but changes at ecosystem level are slow.

1 Indledning

Jens Würgler Hansen, Martin M. Larsen & Cordula Göke

De voldsomme iltsvind i 1980'erne, specielt i 1981 og 1986, førte til, at Folketinget i foråret 1987 vedtog Vandmiljøplan I. Formålet med planen var at rette op på vandmiljøet i Danmark ved at reducere tabet af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industri med hhv. 50 % og 80 % i forhold til niveauet i midten af 1980'erne. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II fra 1998, og der blev indført nye virkemidler til yderligere at nedbringe tabet af næringsstoffer. Med Vandmiljøplan III fra 2004 kom der ekstra fokus på landbrugets tab af fosfor med krav om en halvering af fosforoverskuddet fra markerne inden 2015 kombineret med en yderligere reduktion af kvælstofudvaskningen på mindst 13 % ligeledes inden 2015. Efterfølgende blev der indgået en politisk aftale 'Grøn Vækst' om supplerende tiltag – herunder etablering af randzoner langs vandløb. Senest blev der i 2016 indgået en ny politisk aftale 'Landbrugspakken' om reguleringen af landbrugsproduktionen, som bl.a. tillod en øget brug af gødning. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandplanerne (2009-2015, 2015-2021, 2021-2027) og i havstrategien (2012-2020).

For at kunne følge effekten af forvaltningsinitiativerne på vandmiljøet vedtog folketetinget i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer). Indikatorerne skulle være nogle, der i særlig grad påvirkes af vandmiljøets eutrofiering, dvs. mængden af organisk stof, kvælstof og fosfor i vandmiljøet. Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997 med en mindre revision i 1993 (*Miljøstyrelsen* 1989, 1993). Resultaterne herfra viste, at de valgte variable i overvågningsprogrammet generelt var gode til at beskrive effekter af eutrofiering på vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I.

Indholdet af vandmiljøplanens overvågningsprogram blev i hovedtræk videreført i det reviderede program, NOVA-2003 (*Miljøstyrelsen* 2000), som blev gennemført fra 1998 til 2003. Dog blev det tidligere program udvidet med overvågning af miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet. Yderligere blev målehyppigheden intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer, og selvregistrerende målebøjer og modelberegninger blev inddraget i programmet. Den 1. januar 2004 blev det reviderede Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen, NOVANA (*Svendsen m.fl.* 2004) iværksat med biodiversitet og naturtyper som nye elementer i overvågningsprogrammet. Det efterfølgende overvågningsprogram, NOVANA 2011-2015 (plus 2016 som overgangså), var tilpasset implementeringen af vandramme- og habitatdirektivet samt i en vis udstrækning havstrategidirektivet. Det nuværende overvågningsprogram, NOVANA 2017-2021, er målrettet behovene i forhold til både vandramme-, havstrategi- og habitatdirektivet. Ændringerne i de sidste to programperioder har bl.a. betydet, at overvågningens geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og antallet af tidsserier. Dette for at sikre, at data fra overvågningen kan anvendes til at beskrive udviklingen i tilstanden på vandområdeniveau og inden for udvalgte naturtyper. Seneste tiltag er en udvidelse og fokusering af den samlede nationale overvågning rettet mod havstrategien og især de nye overvågningsparametre i form af undervandsstøj, marint affald, ikke-hjemmehørende arter etc. (Havstrategidirektivets Overvågningsprogram 2021-26).

Formålet med overvågningen

NOVANA-programmets overordnede formål er at følge udvikling, tilstand og påvirkninger af vandmiljøet.

Overvågningen gennemføres i forhold til behovene ud fra følgende kriterier:

- opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning og national lovgivning om overvågning af natur, vandmiljø og luftkvalitet
- dokumentation af effekt og målopfyldelse af nationale handleplaner for vandmiljø og natur, herunder vand- og naturplaner efter Miljømålsloven og bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, tiltag på landbrugsområdet samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram
- opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner om natur og miljø
- viden om årsagssammenhænge i det marine miljø

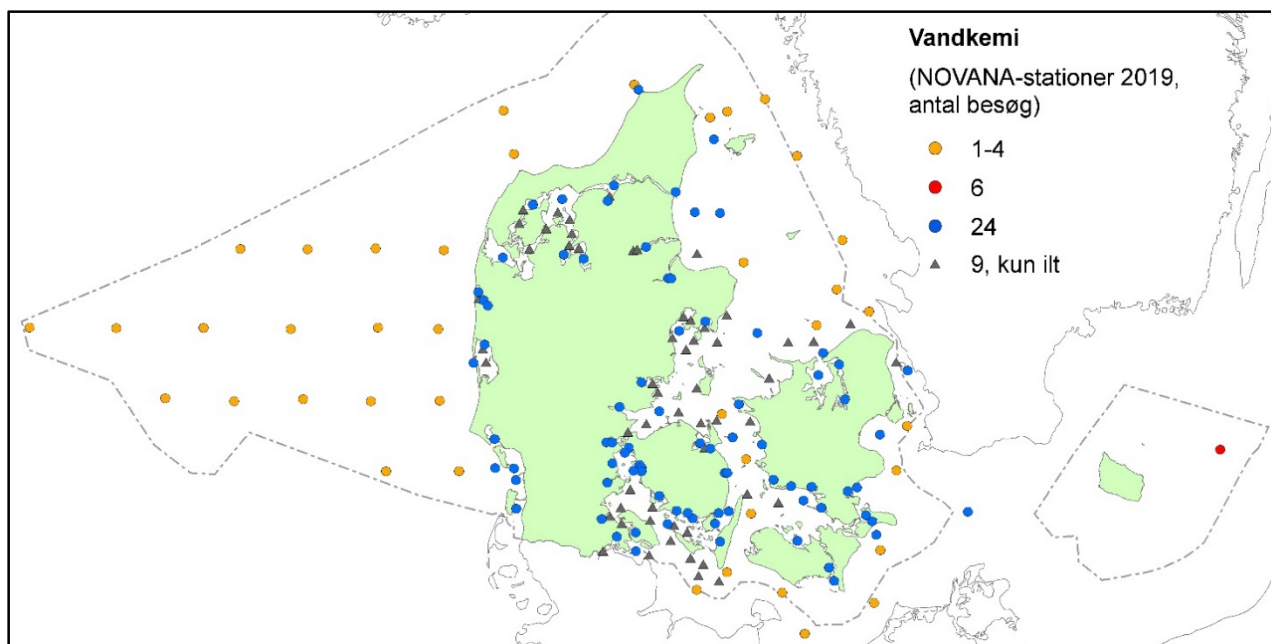
I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen levere datagrundlaget til at:

- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter blomsterplanter, makroalger, plankton, bundfauna, havpattedyr, vandkemi og miljøfarlige stoffer
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og biologiske effekter og redegøre for betydningen af variationer i klima og sammensætningen af det biologiske samfund
- give aktuel information om iltsvind
- beskrive langsigtede ændringer affødt af menneskelige aktiviteter
- etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer af udvalgte miljøfarlige stoffer i sedimenter og biota i udvalgte områder af kystvandene

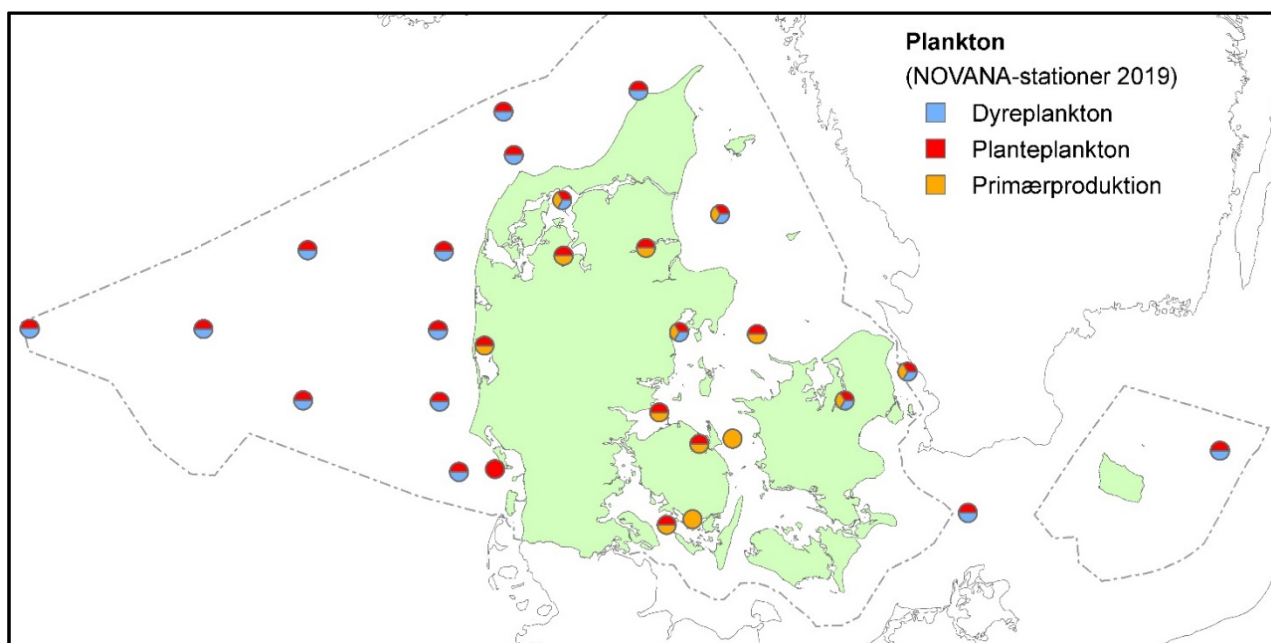
Områder og prøvetagningsprogram

Intensiteten af den nationale marine overvågning varierer mellem forskellige farvandstyper. Således er tætheden af målestationer samt i nogle tilfælde målefrekvensen og antallet af parametre større i de kystnære områder end i de åbne farvande.

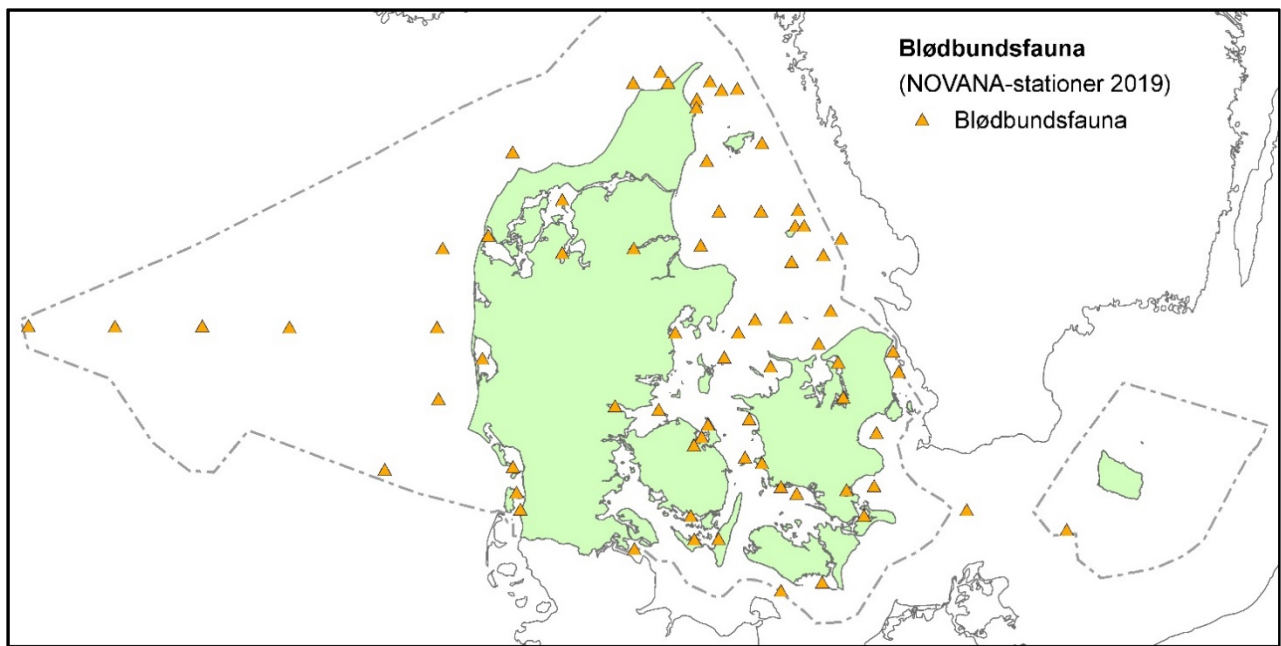
I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er der fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.6* viser placeringen for forskellige parametre af de NOVANA-stationer, hvor der foreligger data i 2019. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata fra 2019, indgår som grundlag for denne rapport. I rapporten omtales også overvågning af havpattedyr, og den geografiske fordeling af denne overvågning er beskrevet i kapitlet om havpattedyr.



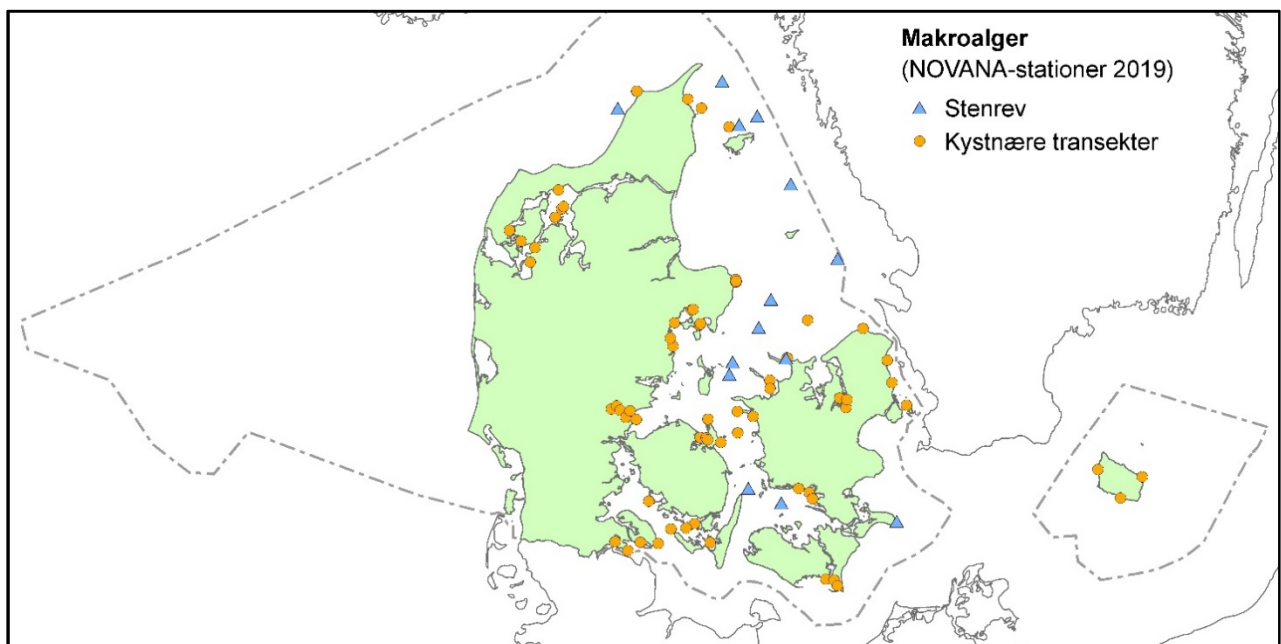
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, saltholdigheds-, temperatur-, sigtdybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger besøgt i 2019. Den årlige overvågningsfrekvens er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen). Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone). I *bilag 3* er angivet en opdeling af vandkemistationerne efter farvandstyper.



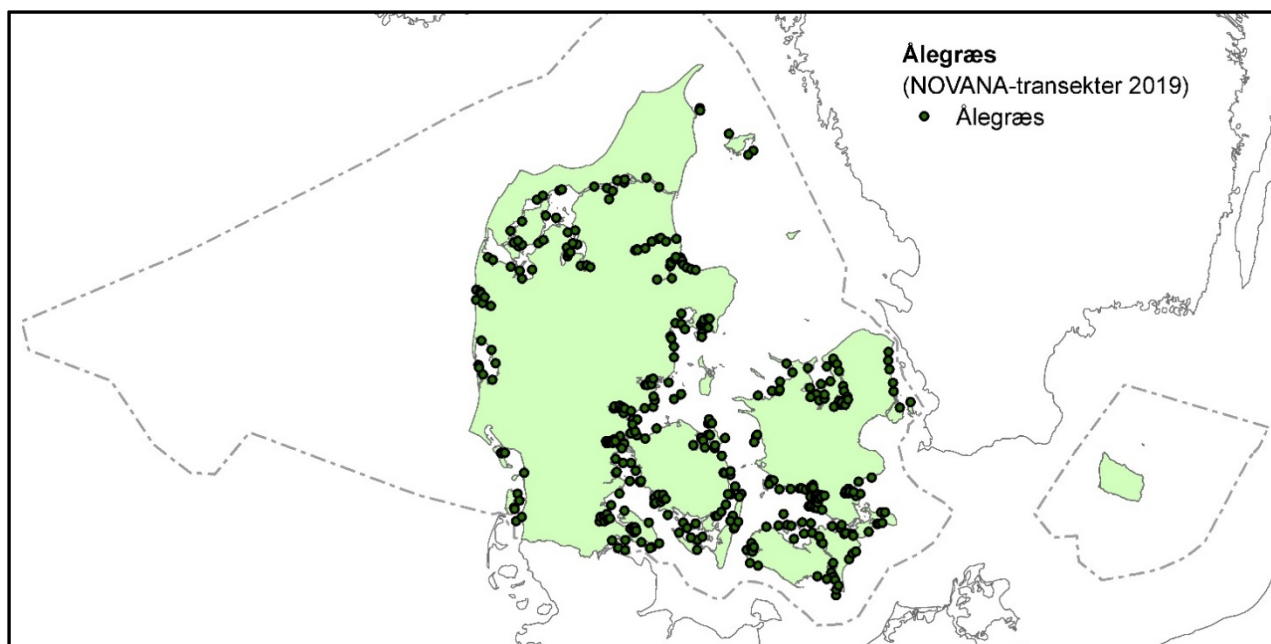
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion besøgt i 2019. Plankton overvåges 20 gange på et år undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges 6 gange årligt, og de 10 åbenvandsstationer i Nordsøen, som overvåges to gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



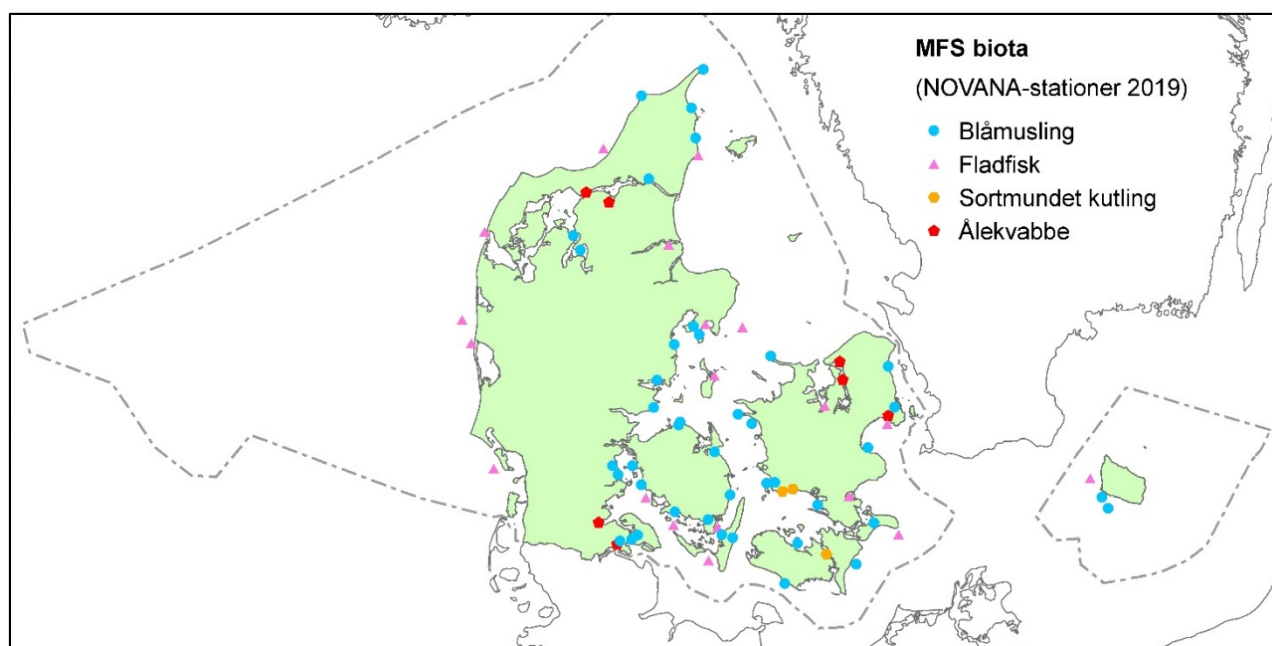
Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna besøgt i 2019. Bundfauna overvåges en gang årligt i perioden marts-maj. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.4. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev besøgt i 2019. Makroalger overvåges en gang årligt i perioden juni-august. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.5. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af ålegræs besøgt i 2019. Ålegræs overvåges en gang årligt i perioden juni-september. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.6. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i biota besøgt i 2019. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).

Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande

Jens Würgler Hansen

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er reguleret af de fysiske og kemiske forhold og af de menneskeskabte påvirkninger.

I de åbne farvande er de fysiske forhold som vanddybde og bundstruktur generelt stabile sammenlignet med de betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, saltholdighed, temperatur og lagdeling. I fjorde og kystnære farvande kan der dog også være relativ stor variation i vanddybde og bundstruktur, især i tidevandspåvirkede og vindeksponerede områder.

Effekterne af menneskeskabte påvirkninger, stressfaktorer, varierer i omfang fra år til år og fra område til område dels pga. geografisk og tidslig variation i omfanget og karakteren af stressfaktorerne, og dels fordi effekter af tab af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer til vandmiljøet afhænger af klimatiske forhold som nedbør, vind og temperatur. Tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer belaster havmiljøet, men fiskeri, havbrug, råstofindvinding, klappning af opgravet materiale, offshore industri og andre anlæg på søterritoriet, skibsfart, rekreative aktiviteter, marint affald og indførsel af fremmede arter har også en negativ effekt på miljøforholdene. Næringsstoffer og til dels miljøfarlige stoffer påvirker havmiljøet geografisk bredt, mens de andre stressfaktorer hovedsagligt har en mere lokal effekt.

Tilførsler af næringsstoffer væsentlig over det naturlige baggrunds niveau (eutrofiering) påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at øge produktionen af vandsøjens planteplankton, hvilket gør vandet mere uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden, hvorfor ålegræs og andre blomsterplanter samt makroalger ikke kan vokse til så stor dybde som tidligere. Når planteplankton dør, synker det ned på bunden, hvor bakterier og bunddyr bruger ilt til at nedbryde plankton og andet organisk materiale. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der derfor ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bundvandet, opstår der iltsvind, som kan medføre, at bunddyr, bundplanter og fisk dør. Eutrofiering kan også øge risikoen for store opblomstringer af planteplankton, der kan misfarve vandet, danne skum og producere giftstoffer, som kan dræbe bunddyr og fisk og medføre skaldyrsgiftning af fugle, sæler og mennesker. Eutrofiering fremmer ligeledes væksten af hurtigvoksende makroalger (enårig tang) som søsalat og fedtmøg, som skygger for ålegræs og fremmer udvikling af iltsvind. Reduceret udbredelse af ålegræsenge og af flerårige tangskove giver dårligere betingelser for opvækst af fisk og dermed også for havpattedyr samt fugle. Desuden fungerer bevoksninger med tang og ålegræs som bølgebrydere, hvorfor en reduceret udbredelse af planterne bevirker en mindsket kystbeskyttelsen. Endelig kan eutrofiering være årsag til, at der en gang imellem opskylles store mængder plantemateriale, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Eutrofiering påvirker således struktur og funktion af økosystemets komponenter og resulterer ofte i uklart vand, en lavere biodiversitet og et mere sårbart miljø.

Siden sidst i 1980'erne er der sket en markant reduktion i tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet (oligotrofiering). En forbedring og udbygning af rensningen af spildevand fra byer og industri resulterede i et relativt hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor fra land til hav. I midten af 1990'erne begyndte også tilførslen af kvælstof at blive mindre, hovedsageligt som følge af en række

tiltag inden for landbruget. Dette har bevirket en betydelig reduktion af koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet. Den mindskede tilførsel af næringsstoffer har bevirket forbedringer for nogle parametre, mens andre parametre ikke har responderet særlig tydeligt endnu. Reetablering af en god miljøtilstand er en kompliceret proces, hvis forløb afhænger af en lang række andre forhold end reduceret tilførsel af næringsstoffer fra land, herunder fx ændringer af havbundens struktur (fysiske stabilitet) og ophobning af næringsstof i havbunden som følge af mange års eutrofiering. Det betyder, at for en del af parametrene er der en tidsforsinkelse mellem den mindskede tilførsel og økosystemets respons. Desuden er det ikke sikkert, at miljøtilstanden vender helt tilbage til tidligere tiders tilstand, da ændringer i den grundlæggende struktur kan fastholde systemet i en ny tilstand.

Fiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og skaldyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og energitransport mellem fødekæder. Fiskeri med bundtrawl medfører desuden en fysisk forstyrrelse af havbunden og de bundlevende organismer. Fiskeri kan også påvirke systemers følsomhed over for andre presfaktorer som iltsvind og forurening med næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer.

Tilførsler af miljøfarlige stoffer kan også have markant indflydelse på økosystemets struktur og funktion. Nogle af disse stoffer påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst og adfærd og dermed deres overlevelsessevne. I et antal kystnære områder og åbne farvande forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, som kan udgøre en potentiel risiko for økosystemet.

Klimaforandringer er endnu en faktor, som påvirker havmiljøet. De menneskeskabte klimaforandringer kan virke direkte, fx i form af stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for andre stressfaktorer såsom iltsvind og indvandring af nye arter. Samspillet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer fører til forstyrrelser i de naturlige forhold, som fx kan påvirke fødekæderne.

De mange forskellige faktorer påvirker hinanden, og de samlede (kumulerede) effekter er svære at forudsige, ligesom det er vanskeligt at adskille effekten af den ene påvirkning fra den anden. Det komplicerer fortolkningen af udviklingen i økosystemerne og gør det vanskeligere at forudsige responsen som følge af en øget såvel som af en reduceret påvirkning.

2 Klimatiske forhold

Jacob Carstensen

Miljøtilstanden i de marine områder er kraftigt påvirket af de klimatiske forhold. Temperaturen påvirker de biologiske processer foruden lagdeling af vandsøjlen og opløseligheden af ilt i vandet. Vinden påvirker både den vertikale opblanding af vandsøjlen og den horisontale transport af bundvandet. Nedbør og afstrømning har betydning for den mængde næringsstoffer, som udvaskes fra landjorden. Der er store år til år variationer i vejrforholdene, som bidrager til at forklare udviklingen i den marine miljøtilstand.



Sommerdag ved udløbet af Hove Å i Roskilde Fjord. Foto: Jacob Carstensen.

Metoder og datagrundlag

Vejrforholdene i Danmark i 2019 beskrives med arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2019 (*Rubek et al. 2020*), samt middel vandtemperaturer beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med normalperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association) og seneste referenceperiode (10 foregående år, 2009-2018). Derudover er der anvendt data for vind og total indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) (Sund og Bælt Holding) og Risø (1995-2019) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Instituttet i København (1993-2019) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Vandtemperaturen repræsenterer hele vandsøjlen for fjorde og kystvande, hvorimod den er opdelt i overflade (øverste 10 m) og bundvand (dybere end 20 m) for de åbne farvande.

DMI's opgørelse af nedbør er på tidspunktet for denne rapport's udarbejdelse under udredning. Derfor er nedbørsdata ikke præsenteret i denne rapport, og nedbør omtales kun i overordnede vendinger. Nedbørsdata indgår i beregningen af ferskvandsafstrømningen fra uopmålt opland (ca. 53 %). Det er således heller ikke muligt at præsentere data for den samlede ferskvandsafstrømning fra land. Den nationale ferskvandsafstrømning og det tilknyttede kvælstoftab fra land er dog opgjort for det målte opland (ca. 47 %) baseret på 103 målestationer, der er repræsentative for hele landet. Den tidlige udvikling i og sæsonvariationen af ferskvandsafstrømning og kvælstoftab i det målte opland afspejles i opgørelserne for hele landet. Derfor omtales landets samlede afstrømning og kvælstoftab i denne rapport i relative vendinger hovedsageligt baseret på data for det målte opland oplyst i *Thodsen m.fl. 2020*.

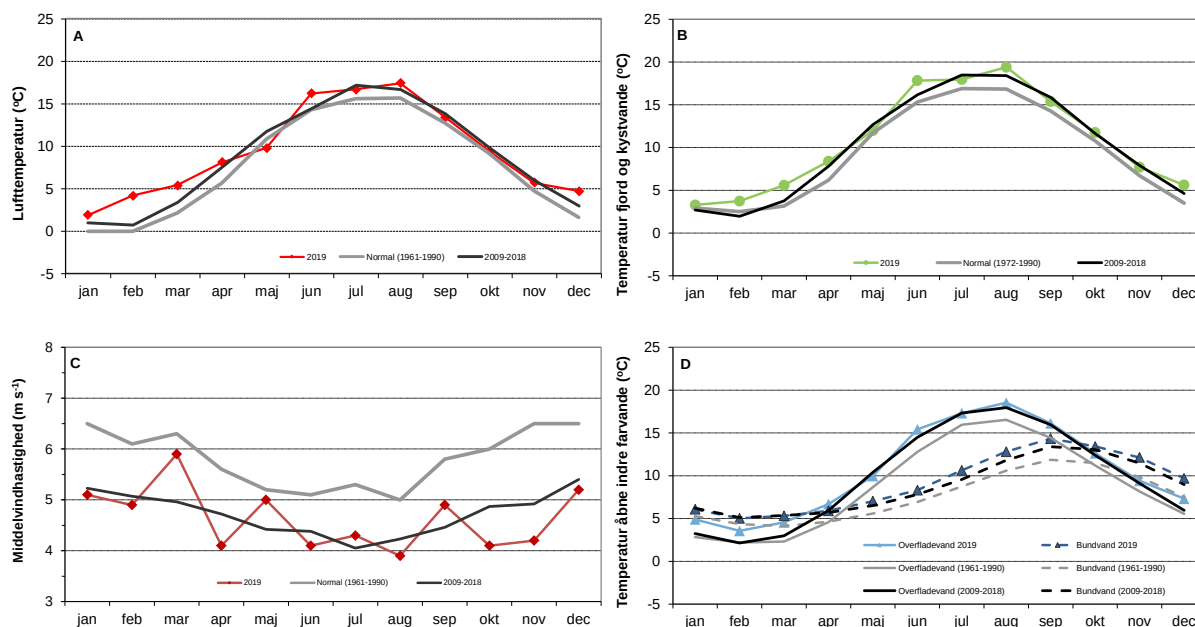
Sæsonvariation i 2019

Vinter (januar - februar)

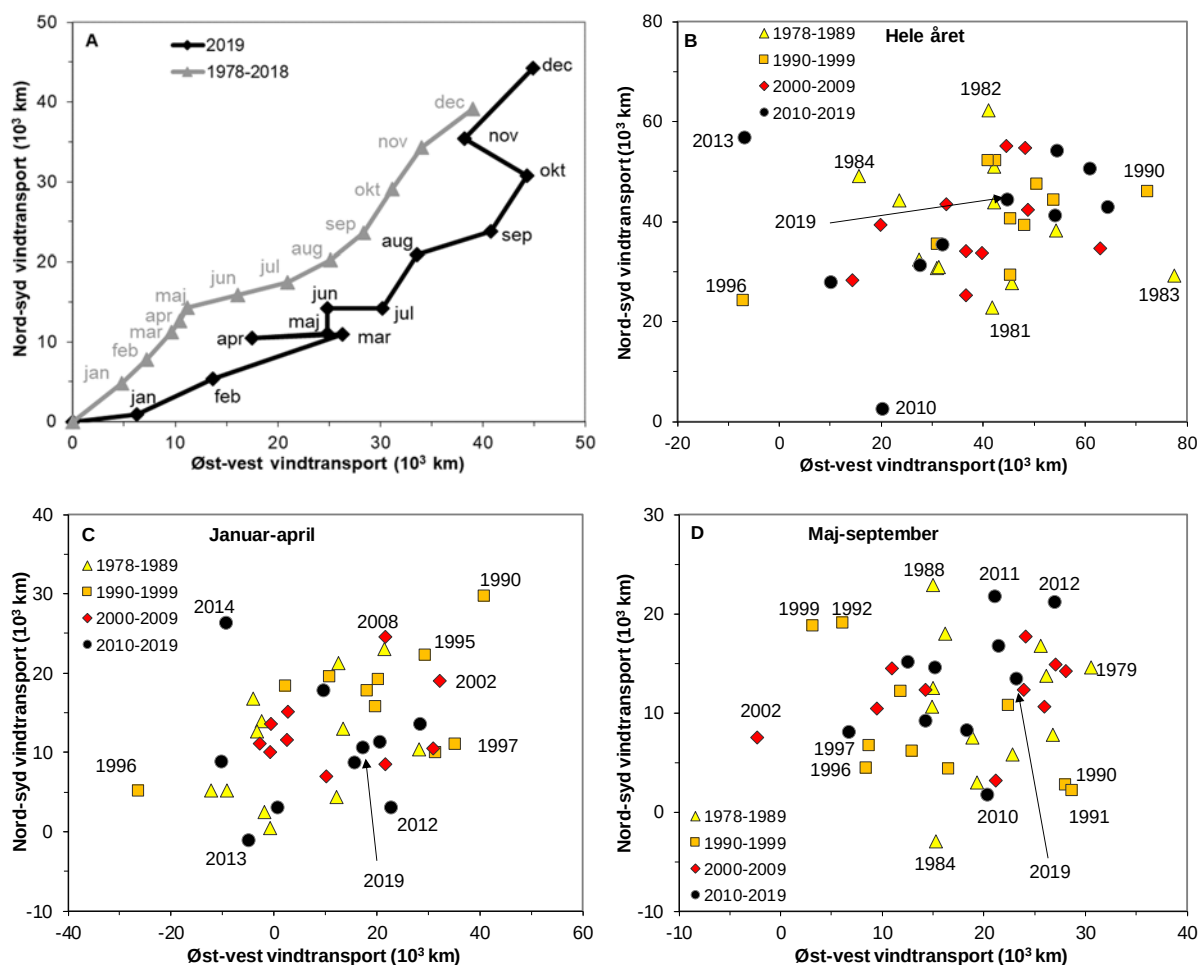
De to vintermåneder var meget milde med en gennemsnitlig lufttemperatur på 3,1 °C, hvilket er 3,1 °C varmere end normalperioden (1961-1990) og 2,2 °C varmere end seneste tiårs referenceperiode (2009-2018) (*figur 2.1*). I februar

blev der målt en rekordhøj lufttemperatur på 15,8 °C på Djursland. Selvom vinteren var mild, var den også forholdsvis solrig med 144 solskinstimer mod normalen på 112 solskinstimer (data ikke vist). Nedbørsmængden var normal og ligeligt fordelt mellem januar og februar (data ikke vist). Derimod var afstrømningen lavere end for normalperioden og referenceperioden, og afstrømningen var specielt lav i januar som følge af det tørre efterår 2018 (data ikke vist). Vindhastigheden ($5,0 \text{ m s}^{-1}$) var normal i vinteren 2019 i forhold til referenceperioden ($5,2 \text{ m s}^{-1}$), men noget lavere end normalperioden ($6,3 \text{ m s}^{-1}$). Vinden kom hovedsageligt fra vest og sydvest i de to vintermåneder (figur 2.2). Vinteren 2019 blev indledt med et stormvejr ('Alfrida') fra nordvest (1-2. januar).

Temperaturen i fjorde og kystvande var omkring 1 °C varmere end både normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på 3,5 °C (figur 2.1). Overfladevandet i de åbne indre farvande var 1,5-2 °C varmere end både normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på 4,2 °C. Bundvandet havde en gennemsnitstemperatur på 5,5 °C, hvilket er 0,7 °C varmere end normalperioden og på niveau med referenceperioden. Saltholdigheden i overfladevandet var højere end normalt i januar (data ikke vist), hvilket i kombination med dominerende vinde fra vest og de relativt varme havtemperaturer indikerer, at de åbne indre farvande var domineret af vandmasser fra Nordsøen.



Figur 2.1. Årsvariation i 2019 sammenholdt med normalperioden (1961-1990) og seneste referenceperiode (2009-2018) for A) lufttemperatur, B) vandtemperatur for stationer i fjorde og kystvande, C) middelvindhastighed og D) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande. Datakilder: DMI (A og C); DCE og Miljøstyrelsen (B og D).



Figur 2.2. Retningsbestemt netto vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten (x-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra vest, y-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra syd). A) Årsvariation i 2019 måned for måned sammenholdt med tidligere år, B) årlig vindtransport, C) vindtransport fra januar til og med april og D) vindtransport fra maj til og med september. En stor og varierende vindtransport fra sydvest øger vandtransporten gennem de indre danske farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institutet.

Forår (marts - maj)

Det milde vejr fortsatte i marts, som med en middeltemperatur på 5,4 °C var over 3 °C varmere end normalperioden og 2 °C varmere end referenceperioden. Den varme tendens fortsatte ind i april, inden vejret slog om med koldere temperaturer i maj. Lufttemperaturen for maj endte med at være koldere end både normalperioden og referenceperioden. For foråret 2019 som helhed var lufttemperaturen på niveau med referenceperioden og ca. 1,5 °C varmere end normalperioden. Foråret var meget solrigt, og april satte rekord med det hidtil højeste antal solskinstimer (274 timer) siden målingernes start i 1920 (data ikke vist). Det solrige vejr i april betød også, at nedbørsmængden var meget lav sammenlignet med både normalperioden og referenceperioden (data ikke vist). Derimod var marts meget våd, idet der faldt markant meget mere regn end i normalperioden og referenceperioden. Samlet set faldt der i foråret noget mere regn end i normalperioden og referenceperioden. Den store mængde nedbør i marts medførte en afstrømning markant over normalen og referencen i denne måned, hvorimod afstrømningen faldt til under normalen og referencen i april og maj (data ikke vist). Det blæste meget fra sydvest i marts måned, mens april var domineret af østenvind, inden vestenvinden tog over

i maj (*figur 2.2*). Vinden var forholdsvis kraftig i marts og maj, i modsætning til svagere vinde i april.

Forskellen i lufttemperaturen mellem de tre forårsmåneder afspejlede sig også i havtemperaturerne i overfladen. Marts og april var relativt varme, over 2 °C varmere end normalperioden for fjorde og kystvand såvel som for de åbne indre farvande. Derimod var maj på niveau med normalperioden for fjorde og kystvande, og overfladevandet i de åbne indre farvande var kun 1,3 °C varmere end normalperioden og på niveau med referenceperioden (*figur 2.1*). Saltholdigheden i overfladevandet i de åbne indre farvande var over normalen i marts og maj, men under normalen i april, hvilket skyldes udstømmende Østersøvand i forbindelse med østenvind. Bundvandet var i gennemsnit 1,3 °C varmere end normalperioden og sammenlignelig med referenceperioden. Saltholdigheden i bundvandet var højere end normalen, hvilket skyldes en større påvirkning af Nordsøvand i de indre danske farvande og tilhørende fjorde og kystvande (data ikke vist).

Sommer (juni - august)

Sommeren 2019 var forholdsvis varm med en gennemsnitlig lufttemperatur på 16,8 °C, hvilket er 1,6 °C varmere end normalen og 0,7 °C varmere end referenceperioden. Specielt juni og august var varme, hvorimod lufttemperaturen i juli var lige under niveauet for referenceperioden. Sommeren var tilsvarende mere solrig end normalt (data ikke vist). Nedbørsmængderne i de tre sommermåneder fulgte mønsteret fra både normalperioden og referenceperioden, men en stor del af regnen faldt som skybrud (data ikke vist). Afstrømningen fulgte ligeledes det forventede mønster, dog gennemsnitlig lidt under normalen og referencen (data ikke vist). Vindhastigheden var omkring 1 m s⁻¹ lavere end normalen, men på niveau med referenceperioden. Det blæste hovedsageligt fra sydvestlige retninger hen over sommeren, og vindhastigheden var på niveau med referenceperioden.

Havtemperaturerne var også forholdsvis høje i sommermånederne. Temperaturen i fjorde og kystvande var 2,0 °C varmere end normalen og 0,7 °C varmere end referenceperioden (*figur 2.1*). Tilsvarende mønstre gjorde sig gældende for overfladevandet i de åbne indre farvande (2,0 °C over normalen og 0,5 °C over referencen) og bundvandet i de åbne indre farvande (1,8 °C over normalen og 0,9 °C over referencen). Saltholdigheden steg hen over sommeren til niveauer over normalen for fjorde og kystvande, hvorimod saltholdigheden i overfladevand og bundvand i de åbne indre farvande var normal (data ikke vist).

Efterår (september - december)

Efter den forholdsvis varme sommer fulgte tre måneder, hvor lufttemperaturen fulgte et forventeligt mønster med faldende temperaturer. Som gennemsnit for efteråret var lufttemperaturen 0,7 °C varmere end normalperioden og 0,3 °C koldere end referenceperioden. December var dog meget mild med ca. 3 °C over normalperioden og 1,7 °C over referenceperioden. Antallet af solskinstimer var normalt i efterårsmånederne med undtagelse af en solfattig november (data ikke vist). Der faldt usædvanligt meget regn i september og oktober sammenlignet med både normalperioden og referenceperioden (data ikke vist). Nedbørsmængden i november og december var derimod mere gennemsnitlig. Efteråret blev rekordvåd og er formodentlig det mest nedbørsrige meteorologiske efterår siden målingernes start i 1874. De store nedbørsmængder slog først igennem på afstrømningen i oktober, som var markant højere end

normalen og referencen (data ikke vist). Afstrømningen forblev høj i november og december. Samlet var afstrømningen i efteråret meget højere end normalen og referencen. Vinden var lidt svagere end referencen og væsentlig svagere end normalen og kom fortrinsvis fra sydvest med undtagelse af november, hvor den dominerende vindretning var fra sydøst. En storm passerede landet den 15. december med kraftige vindstød af orkanstyrke.

Temperaturen i fjorde og kystvande var på niveau med referenceperioden, dog lidt køligere i september og lidt varmere i december, i gennemsnit 1,3 °C varmere end normalen. Overfladevandet i de åbne indre farvande var generelt lidt varmere end referenceperioden (11,4 °C mod 10,9 °C) og en del varmere end normalperioden (9,8 °C). Ligeledes var bundvandet i de åbne indre farvande 0,7 °C varmere end referenceperioden og 2,2 °C varmere end normalperioden. Saltholdigheden i overfladevandet var højere end normalt i alle måneder undtagen november, hvor sydøstlige vinde medførte en større udstrømning af Østersøvand (data ikke vist). Bundvandet i de åbne indre farvande havde generelt højere saltholdighed i efterårsmånederne. De dominerende vindretninger fra sydvest i de fleste af efterårsmånederne har presset Nordsøvand med højere saltholdighed ind i de åbne indre farvande med tilhørende fjorde og kystvande.

Året som helhed

I 2019 var den gennemsnitlige lufttemperatur på 9,4 °C (fjerde varmeste registrerede siden 1873), og det var således et varmt år sammenlignet med normalperioden (7,7 °C) såvel som referenceperioden (8,8 °C). Gennemsnitstemperaturen dækker dog over store variationer hen over året, hvor februar, marts, juni og december var relativt varme, og maj var relativt kold.

Antallet af solskinstimer i 2019 (1729 timer) var 16 % højere end normalen (1495 timer) men på niveau med perioden siden 2000 (data ikke vist). Specielt april var meget solrig, men også januar, februar, juni og juli havde forholdsvis mange solskinstimer. Derimod var november særdeles solfattig.

Der faldt mere regn i 2019 end i referenceperioden og normalperioden (data ikke vist). Nedbørsmængden var ulige fordelt henover året med usædvanlig meget regn i marts, september og oktober, hvorimod april blev særdeles tør. Afstrømningen var på niveau med referenceperioden og lidt højere end normalperioden, selvom afstrømningen var mindre end man umiddelbart ville forvente ud fra nedbørsmængden (data ikke vist). Det skyldes hovedsageligt et "afstrømningsunderskud" fra det tørre efterår 2018, som resulterede i en forholdsvis lav afstrømning i forhold til nedbørsmængden i de første måneder af 2019.

Sammenholdt med normalen var vindhastigheden konsekvent lavere i alle årets måneder. Derimod var middelvinden i 2019 på niveau med referencen (4,6 mod 4,7 m s⁻¹). Marts måned var den mest blæsende med en middelvind på 5,9 m s⁻¹. Der blev registreret to storme i 2019, fordelt med en i starten og en i slutningen af året. Vinden blæste hovedsageligt fra sydvest og vest igennem det meste af året med undtagelse af østlig vind i april og sydøstlig vind i november. Det overordnede vindmønster afveg dog ikke væsentligt fra tidligere år, hverken i årets første måneder, henover sommeren eller for året som helhed (figur 2.2).

Vandet var 1,5 °C varmere end normalen i fjorde og kystvande, 1,8 °C varmere i overfladen i de åbne indre farvande og 1,6 °C varmere i bundvandet i de åbne indre farvande. Sammenholdt med referenceperioden var vandet 0,4-0,7 °C varmere. Overfladevandet i de åbne indre farvande var især relativt varmt i årets første tre måneder, hvilket skyldes en større påvirkning fra Nordsøen som følge af de dominerende sydvestlige vinde.

Langtidsudvikling

Den årlige middelvindhastighed er aftaget fra 6,4 m s⁻¹ i 1980'erne til 6,0 m s⁻¹ siden omkring 2000 (*figur 2.3A*), og middelvinden for hele 2019 (6,1 m s⁻¹) var derfor normal for tendensen i de senere år. Middelvindhastigheden for juli-september (5,6 m s⁻¹) var ligeledes på niveau med de foregående år og perioden siden 1978 (5,5 m s⁻¹). Vinden har derfor formodentlig bidraget med en vis opblanding af vandsøjlen i de lavvandede områder og horisontal transport af bundvand gennem de åbne indre farvande.

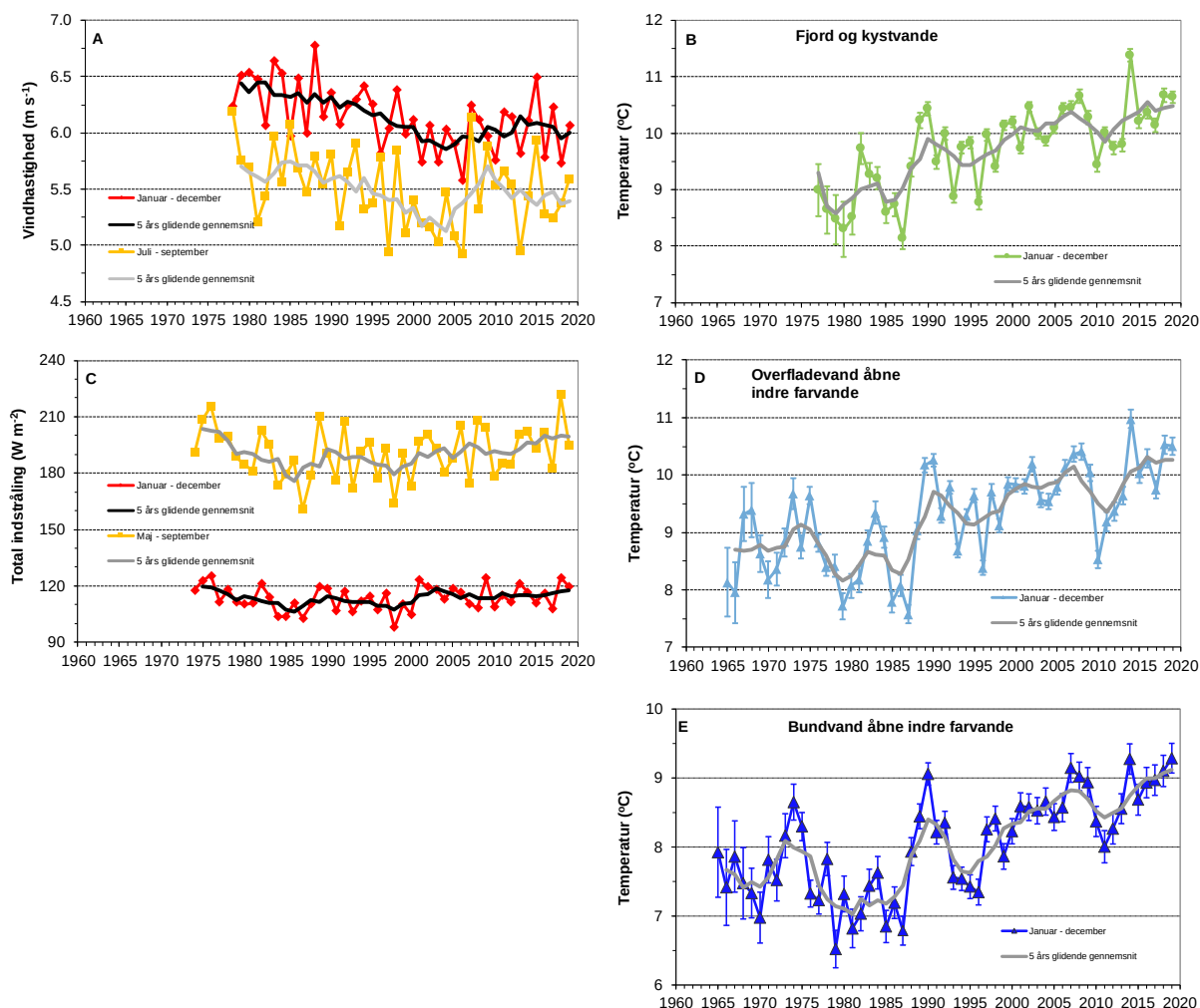
Selvom vinden generelt har været faldende siden 1980'erne, er der ingen indikationer på, at vindretningen generelt har ændret sig. Den dominerende vindretning er oftest fra sydvest, og 2019 fulgte dette generelle mønster med undtagelse af april og november (*figur 2.2A*). Derfor var vindtransporten i 2019 ikke usædvanlig for året som helhed. Den var heller ikke usædvanlig for perioden af betydning for transporterne af uorganiske næringsstoffer gennem de indre danske farvande før og under forårsopblomstringen af planteplankton (januar-april) eller for perioden af betydning for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande (maj-september) (*figur 2.2B-D*). Den gennemgående vindretning fra vest og sydvest i 2019 har formodentlig stimuleret den horisontale transport af bundvand ind i de åbne indre farvande.

Solindstrålingen i 2019 var forholdsvis høj for året som helhed men gennemsnitlig for perioden maj-september (*figur 2.3C*). Specielt april havde meget høj indstråling (33 % over normalen) (sæsondata ikke vist). Indstrålingen for året som helhed og i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfattige 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen og har nu nået det samme niveau som i 1970'erne.

Ferskvandsafstrømningen fra det åbne land til de åbne indre farvande har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier (data ikke vist). I 1960'erne var middelfafstrømningen ca. 8.500 mio. m³ om året, som faldt til ca. 7.500 mio. m³ i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til ca. 9.400 mio. m³ i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været på niveau med normalperioden (1961-1990), måske med en stigende tendens, om end det karakteristiske ved perioden siden 1990'erne er de store variationer mellem årene, som var mest udpræget i 1990'erne. Afstrømningen i 2019 var omkring eller lidt over middelniveauet, både i forhold til hele perioden og perioden siden 2000.

Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år, og efter fire relativt kolde år (2010-2013) slog havtemperaturen alle tidligere rekorder i 2014 (*figur 2.3B, D & E*). De seneste to år (2018 og 2019) har temperaturen været meget høj med en årsmiddel omkring 10,5 °C i overfladevandet. Bundvandstemperaturen i 2019 var den hidtil højeste med 9,3 °C, hvilket formentlig skyldes, at der igennem det meste af året var en større på-

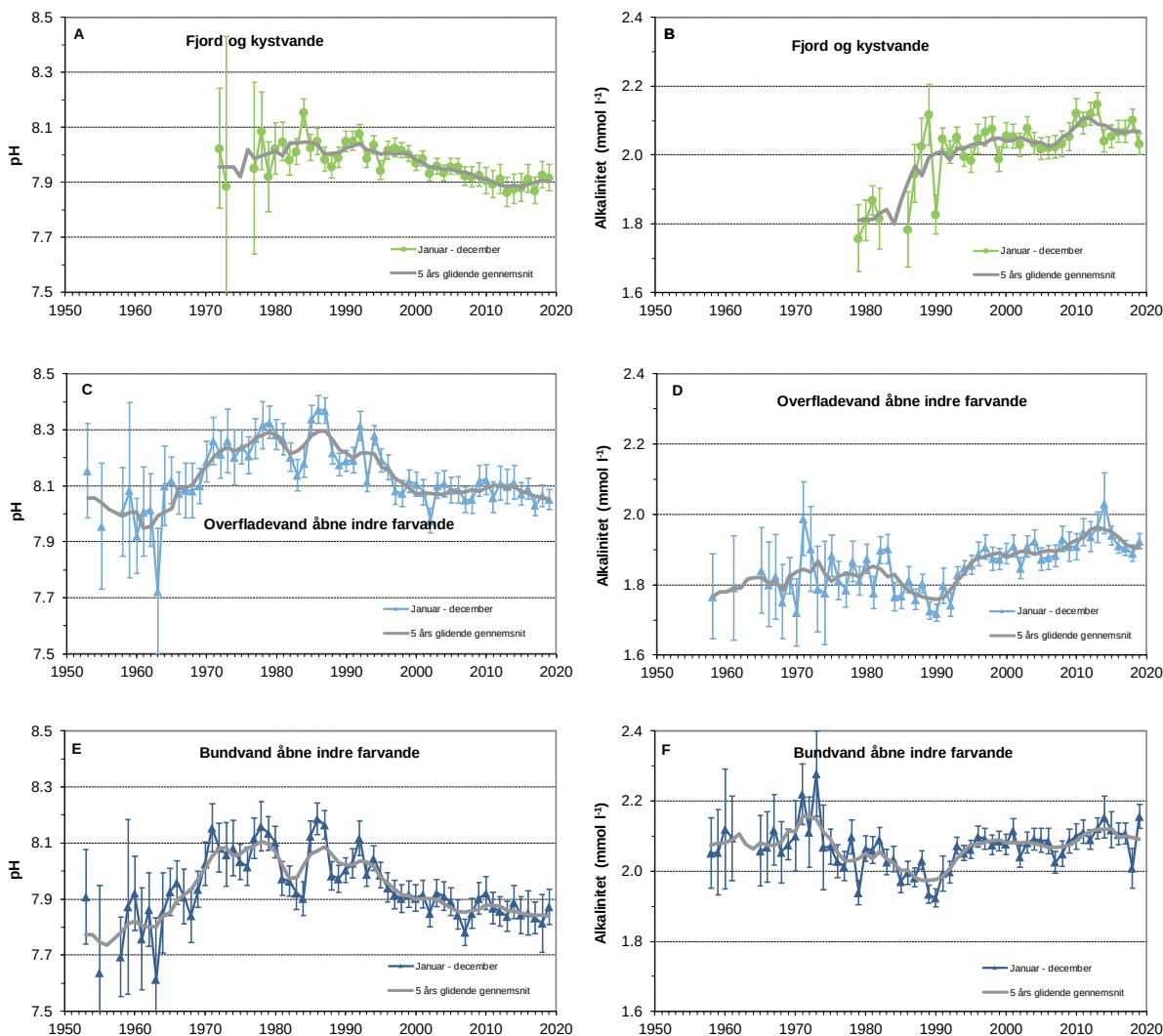
virksomhed fra de relativt varme vandmasser fra Nordsøen. Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden, og temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer.



Figur 2.3. Tidlig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystvande, C) indstråling, D) overfladevands-temperatur i de åbne indre farvande og E) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Middeltemperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi (A), H. C. Ørsted Instituttet (C), DCE og Miljøstyrelsen (B, D og E).

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (figur 2.4A, C & E, se også Duarte *m.fl.* 2013). Den forøgede primærproduktion som følge af eutrofieringen har medført et større forbrug af CO_2 og en stigning i pH frem til 1980'erne. Efterfølgende er pH faldet ca. 0,1 i fjorde og kystvande og ca. 0,2 i de åbne indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO_2 i atmosfæren og faldende tilførsler af næringsstoffer fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen. Faldet i pH er større end forventet fra den stigende mængde CO_2 i atmosfæren (Doney 2010), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO_2 i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer.

Faldende pH burde medføre et fald i alkaliniteten, medmindre der tilføres/produceres andre kemiske komponenter, som kan forskyde ligevægten inden for karbonatsystemet. Alkaliniteten er overvejende steget i perioden med faldende pH (figur 2.4B, D & F). Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de åbne indre farvande er formentlig relateret til Østersøens opland, hvor det svenske landbrugsuniversitet (www.slu.se) har rapporteret om stigende alkalinitet i tilførslerne fra land. En del af stigningen i alkalinitet skyldes stigende fosfatkoncentrationer og øget sulfatreduktion i Østersøen som følge af mere udbredt iltsvind siden 1993 (Carstensen m.fl. 2014a, Müller et al. 2016).



Figur 2.4. Årsmiddel ($\pm$ 95 % konfidensgrænser) for pH og alkalinitet i fjorde og kystvande (A og B), overfladevand i de åbne indre danske farvande (C og D), og bundvand i de åbne indre farvande (E og F). Datakilder: DCE, Miljøstyrelsen og SMHI.

Sammenfatning

- I 2019 var lufttemperaturen 1,7 °C varmere end normalperioden (1961-1990) og 0,7 °C varmere end referenceperioden (2009-2018). Det varme år skyldes hovedsageligt usædvanlig høje temperaturer i februar, marts, juni og december. Derimod var vejret i maj forholdsvis koldt.
- Vindhastigheden var markant under normalen igennem hele året og på niveau med referenceperioden. Vinden kom fra vest og sydvest igennem

det meste af året, med undtagelse af østenvind i april og vind fra sydøst i november. Den skiftende vindretning i disse to måneder gav anledning til større udstrømning fra Østersøen med deraf lavere saltholdigheder i overfladevandet i de indre danske farvande.

- Nedbørsmængden i 2019 var højere end referencen og normalen. Specielt marts og september-oktober var meget våde, og september-november slog formodentlig rekorden som det mest nedbørsrige meteorologiske efterår siden 1874.
- Afstrømningen fra land var meget lav i årets første måneder, hvilket hovedsageligt skyldes det meget tørre efterår 2018, og meget høj i slutningen af 2019 som følge af de store nedbørsmængder i september-oktober. Samlet var afstrømningen på niveau med referencen og lidt højere end normalen.
- Antallet af solskinstimer i 2019 var 16 % over normalen, men på niveau med referencen. Specielt april var meget solrig, men også januar, februar, juni og juli havde forholdsvis mange solskinstimer. Derimod var november særdeles solfattig.
- Vandtemperaturerne i 2019 var omkring 1,5-2 °C højere end normalen og omkring 0,4-0,7 °C højere end referencen. Årets første måneder samt juni, august og december var relativt varme. For året som helhed var temperaturen i bundvandet den hidtil højest registrerede siden 1965.
- Havtemperaturen er generelt steget ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år, og 2019 var sammenlignelig med det varme år 2018, hvilket gør 2019 til et af de varmeste. Temperaturen i bundvandet i de åbne indre farvande nåede i 2019 det hidtil højeste niveau. Opvarmningen af havet er generelt stigende, selvom der er svingninger mellem koldere og varmere år. Siden 2010 har havtemperaturen været markant stigende.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,2 pH lavere i de åbne indre farvande og ca. 0,1 pH lavere i fjorde og kystvande). Det skyldes formodentlig en kombination af reduceret primærproduktion og øget kuldioxid i atmosfæren.
- Alkaliniteten i overfladevandet i de åbne indre farvande har de seneste mange år været på et forhøjet niveau, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet fra Østersøens opland og øgede fosforkoncentrationer og sulfatreduktion grundet mere udbredt iltsvind i Østersøen.

3 Hydrografi

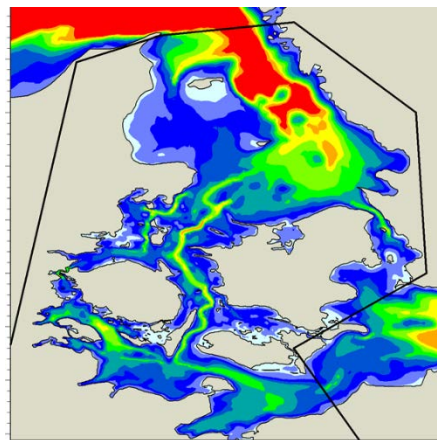
Jørgen L. S. Hansen & Christian Mohn

Hydrografien beskriver den rumlige fordeling af forskellige vandmasser, deres fysiske og kemiske karakteristika, og hvordan strømningsmønstret flytter og blander dem. Hydrografien er afgørende for, hvordan livet er fordelt i havet, for fødekædernes struktur og deres funktion. Dermed har hydrografien også stor betydning for havmiljøets følsomhed i de forskellige områder. Økosystemerne i de frie vandmasser bliver hele tiden flyttet af havstrømmene. Det er kun de organismer, der er store og hurtige nok til at kunne bevæge sig

mod strømmen, der aktivt kan opsoge et bestemt område eller levested. Resten af organismene tilhører planktonnet, og de driver passivt rundt med strømmen. Det betyder, at når man studerer et havområde, så behøver de forhold, man observerer i området, ikke nødvendigvis at være styret af lokale forhold. De kan derimod være et resultat af processer, der er forgået et helt andet sted, nemlig der hvor vandet kommer fra. Eksempelvis er der med års mellemrum meget generende masseforekomster af blågrønalger langs de danske kyster. Men i de fleste tilfælde skyldes disse forekomster ikke opblomstringer af blågrønalger i de danske farvande. Fænomenet er startet et helt andet sted, nemlig i den centrale Østersø, hvor blågrønalgerne hyppigt forekommer i opblomstringer. Hvis vandsøjlen under en opblomstring er stabil og lagdelt, så kan det medføre, at algerne ikke opblandes inden for overfladelaget, fordi nogle af dem kan danne små luftbobler inde i cellerne og stige op og samles i overfladen. Herefter kan de blive ført med overfladestrømmen ind i de danske farvande i perioder med østenvind.

Vandets opholdstid beskriver, hvor hurtigt vandet udskiftes i et område. Opholdstiden giver et fingerpeg om, i hvor høj grad processerne i planktonnet er styret af lokale henholdsvis regionale forhold. Hvis vandet har en lang opholdstid i et område (fx en fjord), så kan man forvente, at fx lokal tilførsel af næringsstoffer har stor indflydelse på mængden og sammensætning af planteplankton i området. Hvis opholdstiden derimod er kort, vil næringsstofferne blive fordelt over et større område, før planteplanktonet når at optage og omsætte dem. En kort opholdstid vil desuden medføre, at planktonnet hurtigt bliver udskiftet og blandet med planktonsamfund fra omkringliggende områder. Det bidrager til en høj diversitet i planktonnet.

Størstedelen af de bunddyr, der forekommer i de danske farvande, har larvestadier, som er planktoniske i en periode, det såkaldte *meroplankton*. Larverne opholder sig et stykke tid i de frie vandmasser og fragtes rundt med havstrømmene, før de slår sig ned bunden. Det betyder, at strømningsmønstret og vandudskiftningen i et område bestemmer, hvor langt larverne spredes, og hvor stor en udveksling der sker mellem larveplanktonet fra forskellige områder. Det kan i sidste ende få betydning for, hvor høj biodiversiteten er på



Figur 3.1. Dybdekourer i de indre farvande. Modelområdet anvendt i IDF-modellen er afgrænset med sorte streger.

havbunden, og for hvordan de forskellige bundfaunasamfund er fordelt over et større havområde. Hvis der er stor vandudveksling mellem to områder, er planktonsamfundene (alle former for plankton) oftest stærkt forbundne (høj *konnektivitet*) og ligner hinanden i deres sammensætning. Det gælder især i kystnære områder, hvor høj konnektivitet alt andet lige, forventes at være associeret med en høj biodiversitet (Josefson & Hansen 2004).

Ved at anvende 3D-hydrodynamiske modeller kan man bestemme vandets opholdstid og udveksling med andre områder, og ved at anvende sporstoffer og følge dem i modellen kan man bestemme konnektiviteten mellem forskellige områder, dvs. i hvor høj grad havstrømmene forbinder de biologiske samfund i forskellige områder (Bendtsen og Hansen 2013, Pastor m.fl. 2018).

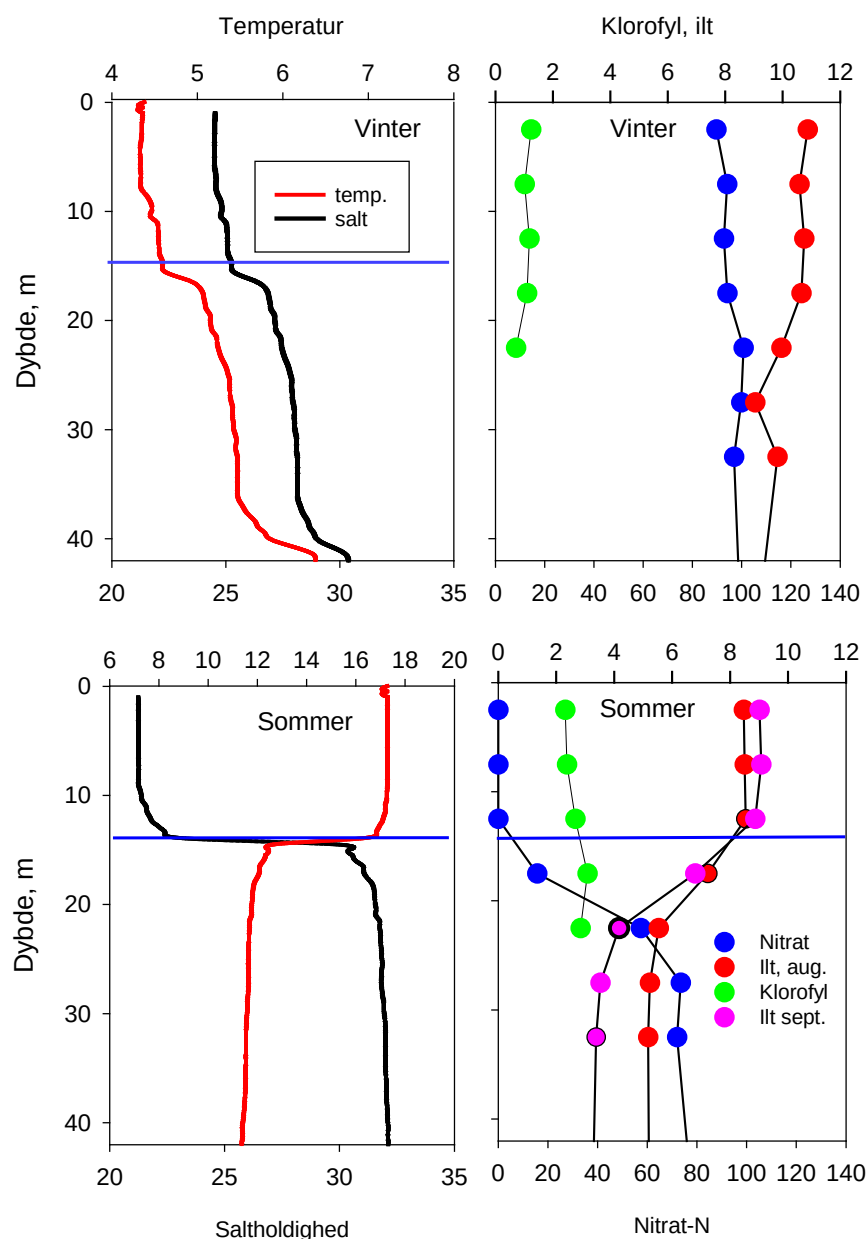
Lagdeling af vandsøjlen, hvor to (eller flere) vandmasser er adskilt ved et springlag (*pycnoklin*), er et andet hydrografisk forhold, som har afgørende indflydelse på fordelingen af planktonnet, og for hvordan havmiljøet generelt udvikler sig. Lagdelingen opstår som følge af forskelle i temperatur og/eller saltholdighed i vandsøjlen (figur 3.2).

En temperaturlagdeling (*termoklin*) er ofte sæsonbetinget og opstår, når overfladevandet opvarmes i sommerhalvåret og derved får en lavere densitet end bundvandet. Et saltspringlag (*haloklin*) opstår i blandingszonen mellem to vandmasser med forskellig saltholdighed. Her vil det saltere vand med højere densitet skubbe sig ind under det ferskere vand. Når der er opstået lagdeling, vil blandingen mellem overflade- og bundvand være begrænset, og da det er forskellige biologiske processer, der foregår i de to vandlag, vil der hurtigt opstå forskelle i vandkemien.

Planteproduktionen, som fjerner næringsstoffer og producerer organisk materiale og ilt, foregår alt overvejende i det belyste overfladelag. Noget af det organiske materiale synker ned i bundlaget og stimulerer det respiratoriske iltforbrug, hvorved der også frigøres næringsstoffer. Det betyder, at når der opstår lagdeling af vandsøjlen i sommerhalvåret, så vil der også hurtigt opstå en lagdeling i vandkemien (*kemoklin*) med næringsfattigt og veliltet vand i overfladelaget og næringsrigt vand under springlaget, hvor der tillige kan opstå iltmangel. Etableringen af kemoklinen starter som regel i forbindelse med forårsopblomstringen i de indre danske farvande således som eksemplificeret med 2008-data fra NOVANA-overvågningsprogrammet.

I vinterperioden, før forårsopblomstringen, er klorofyl (som er en proxy for algebiomasse), ilt og næringsstofferne silikat og nitrat som regel jævnt fordelt ned gennem vandsøjlen. Efter forårsopblomstringen er det begrænsende næringsstof (nitrat) brugt helt op i overfladelaget, og andre næringsstoffer er mængdemæssigt reduceret i et forhold, der svarer til indbygningen af grundstoffer i det organiske materiale (*Redfield-forholdet*). Under forårsopblomstringen produceres en stor mængde planteplankton, som hurtigt synker ud af overfladelaget, når næringsstofferne er opbrugt. Efter at forårsopblomstringen er sunket ud af vandsøjlen, indtræder der ofte en periode, hvor overfladevandet er meget klart og næringsfattigt (*klarvandsfasen*). I denne periode er der lys nok ved springlaget til, at der som regel opstår en *springlagsopblomstring* (i hydrografisk terminologi ofte kaldet "sub-surface chlorophyll maximum"). Det er et tyndt lag af koncentreret planteplankton, som blomstrer op midt i kemoklinen. Her er der både næringsstoffer og tilstrækkeligt lys til, at algerne kan vokse. Denne springlagsopblomstring kan vare ved det meste af sommeren, så længe der er lys og næringsstoffer nok omkring springlaget.

Figur 3.2. Dybdeprofiler af nitrat-N, ilt og klorofyl samt CTD-profiler af saltholdighed og temperatur på station 925 ud for Griben mellem Bælthavet og Kattegat om vinteren (februar) og sommeren (august/september) i 2008. Venstre panel viser dybdeprofiler af saltholdighed (sort linje, nederste akse) og temperatur (rød linje, øverste akse). Højre panel viser profiler af klorofyl (grøn, $\mu\text{g/l}$, øverste akse), ilt (rød, mg/l øverste akse) og Nitrat-N (blå, $\mu\text{g/l}$ nederste akse). Placeringen af springlaget er angivet med blå linje. Data er fra NOVANA-programmet.



Jo kraftigere lagdelingen er, og jo længere den varer, desto større vil forskellene i vandkemien være over kemoklinen. En saltlagdeling er som regel stærkere end en temperaturlagdeling, og som tommelfingerregel vil en temperaturforskelle på 5 °C svare til en saltforskelle på ca. 1 promille. Nedbrydningen af lagdelingen, dvs. blandingen af vandsøjlen, er, hvis man ser bort fra produktionen i selve kemoklinen, en begrænsende faktor for planteplanktonnets vækst i overfladelaget grundet næringsstoffbegrænsning. Nedbrydning af lagdelingen er i mange tilfælde afgørende for ilttilførslen fra overfladevandet til bundvandet. Det kræver tilførsel af energi (fx en vindhændelse) at blande en lagdelt vandsøjle, og jo dybere lagdelingen ligger desto større input af vindenergi kræves der, fordi den turbulente blandingsenergi gradvis udslukkes ned igennem vandsøjlen. Derfor kan der være meget store forskelle fra sted til sted og fra år til år i, hvor effektivt vandsøjlen opblandes. I de åbne indre danske farvande er det sjældent og kun i forbindelse med kraftige storme, at der sker en fuldstændig nedbrydning af lagdelingen. Pga. af den *medrivning*, der opstår, når strømmingen i overflade- og bundlaget er forskellige, sker der dog en vis opblanding det meste af tiden, som bringer næringsstoffer op fra bundvandet og ilt den anden vej fra overfladelaget og ned i bundlaget. I

vækstsæsonen bliver næringsstofferne hurtigt brugt af planteplanktonnet i det belyste overfladelag, og det betyder, at kemoklinen ofte opretholdes gennem det meste af vækstsæsonen fra tidligt forår til sent efterår.

Stoftransporter kan beskrive, hvordan de vandmasser, der strømmer gennem de indre danske farvande, transporterer næringsstoffer, ilt, organisk materiale og plankton ind og ud af området. Ud fra kendskab til koncentrationerne af næringsstoffer og mængden af vand, der strømmer ud og ind af området, kan man opstille et næringsstofbudget, som kan sammenholdes med de lokale tilførsler fra land, atmosfære og sediment. Sådanne budgetter siger kun noget om de gennemsnitlige forhold i hele det geografiske område og den periode, budgettet er opstillet for. Men sådanne budgetter kan være nyttige redskaber i analyser af langtidstrends i miljøforhold og deres bagvedliggende årsager.

Transporten af ilt med bundvandsstrømmen gennem de åbne dele af Kattegat og Bælthavet er afgørende for iltforholdene på havbunden. Transporttiden fra Skagerrak gennem Kattegat til Bælthavet er ca. 2-3 måneder om sommeren, som er den periode, hvor iltforbruget i bundvandet er størst (*Bendtsen m.fl. 2009*). Fordi der er tale om en bundvandsstrøm, er den atmosfæriske genluftning af vandet begrænset til den blanding, der foregår henover springlaget. Når vandet når frem til Bælthavet, er det kun ca. halvt mættet med ilt. Hvis klimatiske forhold gør, at bundvandstransporten stagnerer, og transporttiden forlænges, og/eller hvis iltforbruget stiger som følge af temperaturstigning, kan der udvikles iltsvind (*Bendtsen 2009, Hansen & Bendtsen 2013a, 2013b, Hansen & Bentsen 2014*). Iltsvind, som fremmes af stagnerende bundvand, vil typisk starte i det nordlige Lillebælt i bundvandet. Her har bundvandet været undervejs og været afskåret fra den atmosfæriske genluftning i længst tid. Samtidigt betyder den lave vanddybde, at den samlede mængde ilt i det forholdsvis tynde vandlag mellem havbunden og springlaget er meget lille og hurtigt opbruges af havbundens respiration.

Det sydlige Lillebælt er, hydrografisk set endnu mere udsat for at udvikle iltsvind end det nordlige Lillebælt. Det skyldes, at det sydlige Lillebælt udgør en form for "blindtarm" i forhold til udvekslingen af bundvand mellem Nordsøen og Østersøen. Det medfører, at den horisontale tilførsel af ilt (dvs. indstrømning af nyt bundvand) er begrænset samtidigt med, at springlag og relativ stor vanddybde begrænser den vertikale nedblanding af ilt. Den store vanddybde under springlaget betyder, at der kan være tale om store vandvolumener med iltsvind, og da vandudskiftningen i bundlaget samtidigt er langsom, vil iltsvindene i dette område typisk være langvarige.

I de mere lavvandede kystnære områder, hvor der ikke er noget saltspringlag, har vandtransporterne gennem de indre danske farvande noget mindre betydning for udvikling af iltsvind. I fjorde, bugter og vige har det lokale vejrlig og de vandkemiske forhold langt større betydning for, hvor meget vandsøjlen bliver iltet og dermed for risikoen for udvikling af iltsvind. Her kan en enkelt vindhændelse afslutte et iltsvind, fordi der ikke er noget stærkt springlag, der afskærmer bunden fra nedblanding af iltigt overfladevand. En enkelt vindhændelse kan dog også flytte iltsvind ind på lavt vand i det særlige tilfælde, hvor kraftigt fralandsvind skaber opstrømning (upwelling) af iltfattigt bundvand. Fænomenet kendes især fra de dybe østjyske fjorde i forbindelse med vestenvind og kan medføre, at fisk bliver fanget i en sådan vandmasse og dør.

Metoder og datagrundlag

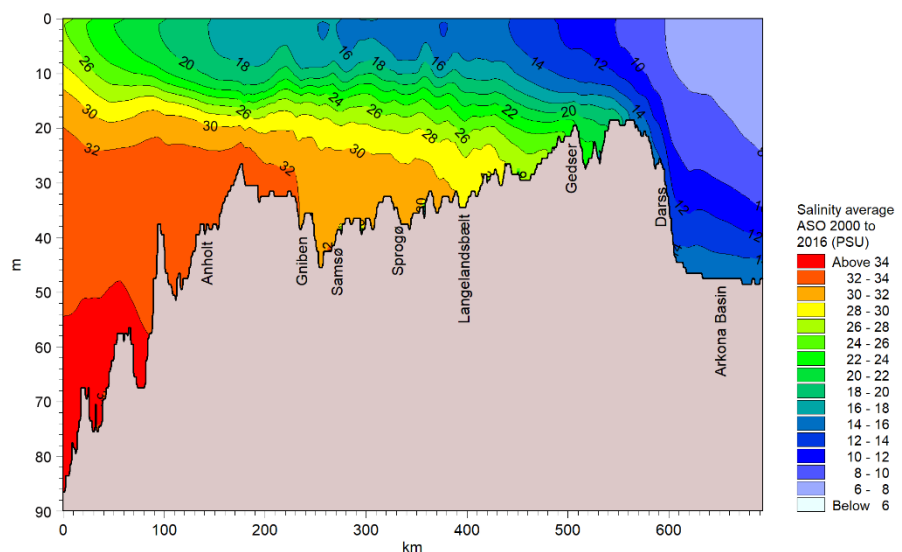
Beskrivelsen af de hydrografiske forhold i de danske farvande er baseret på modellerede data, og dette kapitel adskiller sig dermed fra de øvrige kapitler i denne rapport, som primært er baseret på målte data. Modelberegningerne er foretaget af DHI for perioden 2000-2019 med den 3D hydrografiske IDF-model (Erichsen m.fl. 2019).

IDF-modellen er en model, der er udviklet til de regionale forhold i de indre danske farvandet (figur 3.1) og er baseret på 2017-version af MIKE 3 HD FM modellen udviklet af DHI (DHI, 2017). Generelt har modellen en finere horisontal opløsning i kystvand end i åbnet farvand. I indre danske farvande og Bælthavets kystområder varierer modellens horisontale opløsning fra 500 til 1000 m, mens opløsningen i den åbne Østersøen ligger på mellem 4 og 6 km. Modellen får forskellige randbetingelser (vandstand, strømning, temperatur, saltholdighed, meteorologi, ferskvandsinput) fra andre stor-skala modeller og eksterne datatjenester. Der er foretaget en validering af modelresultaterne mod målte hydrografiske data i perioden 2011 - 2016, og for udvalgte vandområder, er der endvidere foretaget en modellering af vandets klorofylindhold ved at koble økologisk modellering til den hydrografiske model. Valideringen af modellen og den økologiske modellering af klorofyl er ikke behandlet i dette kapitel, idet der henvises til beskrivelsen af modellen i Erichsen m.fl. 2019.

Vandudveksling mellem Østersøen og Nordsøen

De åbne dele af de indre danske farvande dvs. Kattegat, Bælthavet og Øresund udgør den overgangszone, hvor det salte vand fra Nordsøen og Skagerrak blandes med det brakke vand fra Østersøen. En sådan overgangszone kaldes et *estuarie*. Da de to vandmasser har forskellig densitet, vil der opstå en strømning, hvor det salte vand med høj densitet skubber sig ind under det brakke vand således, at strømningsmønstret, set over længere tid, vil være en modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget samtidigt med, at der sker en gradvis blanding af de to vandmasser ved medrivning. Strømningsmønstret kaldes den *estuarine cirkulation* og drives af ferskvandsoverskuddet i Østersøen og den deraf følgende højere vandstand i Østersøen. I de indre danske farvande kommer det til udtryk som en lagdeling, der adskiller et udstrømmende overfladelag af Østersøvand fra et bundlag med indstrømmende Nordsøvand (Figur 3.3).

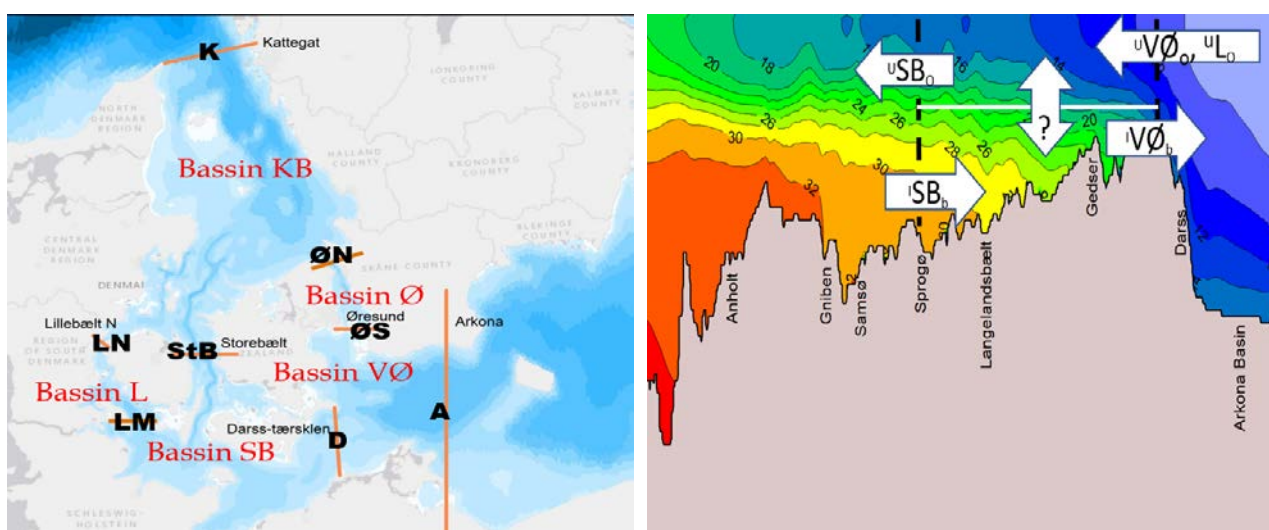
Figur 3.3. Årsmiddel for saltholdighed langs et tværsnit gennem de indre danske farvande fra Skagerrak til Bornholm. Bemærk at springlaget forekommer mindre skarpt end i figur 3.2. Det skyldes, at springlaget i årets løb flytter sig et par meter op og ned og derfor fremstår den gennemsnitlige saltgradient mindre tydelig.



Transporter

Vandtransporterne er beregnet for otte tværsnit gennem de indre danske farvande: Kattegat (K), Storebælt (StB), Lillebælt nord (LN), Lillebælt midt (LM), Øresund nord (ØN), Øresund ved Drogden (ØS), Østersøen ved Darss (D) og et transekt gennem Arkonabassinet (A) (figur 3.4). Disse transekter deler de indre danske farvande op i fem farvandsafsnit eller bassiner: Kattegat og det nordlige Bælthav (KB), Øresund (Ø), Lillebælt (L), Vestlige Østersø (VØ) og de sydlige Bælter (SB). Den vestlige Østersø (VØ) er afgrænset ved Øresund (transekt ØS), Sydlige bælter (SB) og mod Østersøen ved Arkona transektet (A).

Volumentransporten er endvidere delt op i en overflade- og en bundtransport, der er defineret som den transport, der foregår hhv. over og under en dybde på 14 m. Herudfra er den vertikale transport mellem de to vandlag beregnet (figur 3.4B). Alle transporter er opgivet i kubikkilometer (km^3), der er det samme som en milliard kubikmetre (10^9 m^3).



Figur 3.4. Venstre kolonne: Placering af bassinerne Kattegat (KB), Øresund (Ø), Lillebælt (L), de sydlige bælter (SB) og vestlige Østersø (VØ). Afgrænsningen af bassinerne er givet ved følgende transekter Kattegat (K), Storebælt (StB), Øresund nord (ØN), Øresund syd (ØS), Lillebælt nord (LN), Lillebælt midt (LM), Darss (D) og Arkona (A). Højre kolonne: Princip for beregning af den vertikale transport inden for et bassinafsnit (de sydlige bælter) i de indre danske farvande. Sorte stiplede linjer angiver afgrænsningen af bassinet vestlige Østersø (VØ) ved tværsnit Storebælt (StB) og Østersøen ved Darss (D). Den hvide linje angiver afgrænsningen mellem overflade og bundvand. Pile angiver retningen af nettovolumentransporter i bund- og overfladelag (se nedenstående ligninger for forklaring af hævet og sænket skrift) henholdsvis ved afgrænsningen (StB) til de sydlige bælter (SB) og afgrænsningen (D) til den vestlige Østersø (VØ). Transport på tværs af de to vandlag, angivet med "?", beregnes ud fra ændringen i volumentransporterne i de to vandlag.

Resultater og Diskussion

Nettovandtransporter

I 2019 var nettoudstrømningen af vand ud fra Østersøen (tværsnit A) ca. 520 km^3 , og den samlede udstrømning fra Kattegat til Skagerrak (tværsnit K) var ca. 578 km^3 (figur 3.5A). Differencen på 58 km^3 kan forklares med ferskvands-tilførsel undervejs (dvs. afstrømning fra land til de fem bassiner + nedbør - fordampning fra havoverfladen). Begge volumentransporter er tæt på årsmiddelværdien for perioden 2002-2019 (486 km^3 hhv. 542 km^3). Af det vand, der strømmede ind i bassinet i den vestlige Østersø (VØ), strømmede 337 km^3 ud gennem Femern Bælt (tværsnit D) og 186 km^3 ud gennem Øresund (tværsnit ØS). Fra de sydlige bælter (bassin SB) transporteres der 290 km^3 videre til

Kattegat gennem Storebælt (tværsnit StB), og 52 km³ strømmede ind i Lillebælt bassinet (L) (tværsnit LM). Udstrømningen fra Lillebælt (L) til Kattegat-bassinet (KB) var 52 km³ (tværsnit LN). Nettotilførslen af ferskvand fordelt på de fem bassiner var som gennemsnit for perioden 2002 - 2019: Arkonabassin = 3,0 km³, sydlige Bælter = 4,6 km³, Lillebælt = 0,4 km³, Øresund 1,0 km³ og Kattegat = 49 km³, hvoraf det meste stammer fra Götaelven (*figur 3.5B*).

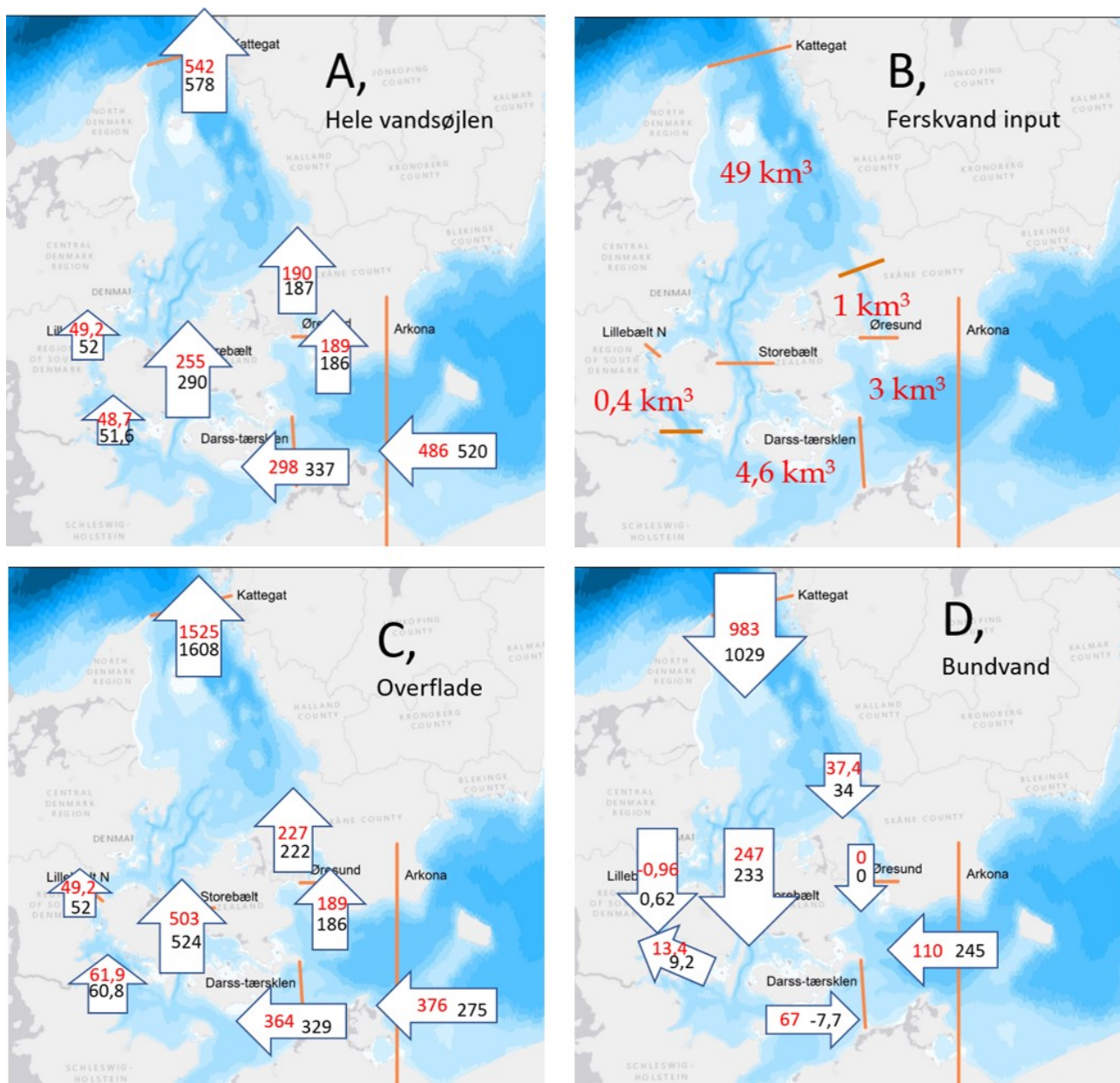
Vandtransporter i overflade og bundlag

Nettoudstrømningen i 2019 fra Kattegat (tværsnit K) gennem det 14 m tykke overfladelag var 1.608 km³ (*figur 3.5C*). Det er næsten tre gange så meget som den samlede udstrømning fra Østersøen (tværsnit A) inkl. ferskvandstilskudet til de indre danske farvande (520 + 58 = 578 km³). Det kan forklares med, at der strømmede 1.029 km³ vand ind i de indre danske farvande som bundvand under den fastsatte dybdegrænse på 14 m (*figur 3.5D*), og 2/3-dele af den samlede overfladeudstrømning fra Kattegat er dermed oprindeligt bundvand, som er blevet blandet op i overfladelaget. Der er således en modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget i de indre danske farvande, som er en del af den såkaldte estuarine cirkulation.

Af det vand, der strømmer ind som bundvand til Kattegat, er det kun 233 km³, der strømmer videre fra Storebælt over tværsnit SB til de sydlige bælter (Bassin SB). Noget af dette bundvand strømmede ind i Lillebælt-bassinet (L) i en nordgående strømning, der i 2019 udgjorde 9,3 km³. Der var ikke nogen nettoindstrømning af bundvand til bassinet i den vestlige Østersø (VØ) fra de sydlige bælter (tværsnit ØS og D) i 2019. Kun i månederne januar, februar og september var der mindre indstrømninger på hhv. 10, 28 og 12 km³ (data ikke vist). Der var ingen betydende sydgående netto bundvandsindstrømning til Lillebælt fra Kattegat/Bælthavet (KB) gennem tværsnit LN. Det er i overensstemmelse med det generelle strømningsmønster, hvor bundvandsindstrømningen til Østersøen hovedsageligt foregår gennem Storebælt og Øresund, mens udstrømning fra Østersøen foregår gennem alle tre stræder (Storebælt, Øresund og Lillebælt).

Det forhold, at der således er tre "overløb" fra Østersøen (Lillebælt, Storebælt og Øresund) men kun to "indløb" for bundvandet (Storebælt og Øresund), medfører, at bundvandet kan være stagnerende i lange perioder i det sydlige Lillebælt, fordi der ikke er noget væsentligt gennemløb af bundvandet. I Øresund skiftes bundvandet oftere, når saltspringlaget løftes op, og der sker en overstrømning af Drogdentskælen (se beskrivelse af bundvandstransporten nedenfor), og i Storebælt er bundvandet kun sjældent stagnerende. Udskiftning af bundvand gennem disse tre passager mellem Kattegat og Østersøen, er således meget forskellige, og det kan forklare den generelle forskel, der er mellem de tre områders følsomhed for at udvikle iltsvind.

Nettoindstrømningen fra Kattegat til Øresund i 2019 var ca. 34 km³, (*figur 3.5D*). Modellen forudsiger, at bundvandet i Øresund ikke strømmer videre mod Arkonabassinet, fordi dybden af Drogdentskælen er lavere end den fastsatte grænse for bundvand på 14 m. Den faste dybdegrænse for overflade- og bundlag gør, at disse beregninger underestimerer den reelle transport i både bund- og overfladelag. Det skyldes, at dybden for saltspringlaget ændrer sig afhængigt af den dominerende strømretning.



Figur 3.5. Modellerede årlige nettovandtransporter (km³) igennem de indre danske farvande for hele vandsøjlen (A), nettotilførsel af ferskvand (afstrømning fra land + nedbør – fordampning) beregnet som differencen mellem indstrømning og udstrømning i de seks bassiner (B). Nettotransporten i overfladelaget er beregnet for de øverste 14 m af vandsøjlen (C) og de tilsvarende transporten for bundlaget er beregnet fra 14 m og ned til bunden (D). Røde tal angiver årlig middelværdi for perioden 2002 – 2019, og sorte tal angiver transporterne i 2019. Bassinet i Lillebælt (L) er ikke helt adskilt fra bassinet (SB), idet der er en passage via Det Sydfynske Øhav og Langelandsund, hvor vandtransporterne ikke er bestemt eksplicit i denne analyse.

Når der sker en indstrømning af salt og tungt bundvand til Øresund, vil springlaget blive løftet op over den fastsatte grænse på 14 m. Det øger det tværsnit, hvor strømningen sker og dermed også det volumen, der transporteres. Tilsvarende vil perioder domineret af udstrømning fra Østersøen trykke springlaget ned. Eksempelvis viser en analyse af springlagets placering ud fra NOVANA-programmets CTD-målinger i Bælthavet (station 925 og 939) i perioden 2002 til 2019 således en placering, der varierer mellem 10 og 20 m med to toppe i frekvensfordelingen ved hhv. 11-13 m og 15-17 m. CTD-data indeholder ikke information om strømretning, men den to-toppedes fordeling kan tolkes som hhv. udstrømning (dybt saltspringlag, 15-17 m) og indstrømning til Østersøen (springlag tættere på overfladen, 11-13 m). Den

underestimering, som skyldes anvendelsen af en fast grænse, er særlig stor ved Drogden-tærsklen, hvor tærskeldybden er mindre end 14 m. Ved Drogden viser integration af modellen derfor ingen indstrømning af saltvand, fordi indstrømningshændelserne i realiteten sker, når saltspringlaget løftes op, og der sker en overstrømning af tærskel med bundvand ind mod Østersøen.

Vertikale vandtransporter

På grund af opblanding af bundvand og lokal ferskvandstilførsel i de enkelte bassiner, stiger den samlede udadgående vandtransport i overfladelaget for hvert bassin, vandet passerer på vejen fra Østersøen til Skagerrak. I 2019 var overfladeindstrømningen fra Østersøen og ind i Arkonabassinet således 275 km³ i de øverste 14 m af vandsøjlen, og herfra strømmede der samlet set 515 km³ videre til hhv. Øresund (186 km³) og de sydlige bælt (329 km³) (figur 3.5C). Under passagen gennem Øresund, Storebælt og Lillebælt blev transporten yderligere forøget fra 515 km³ til 798 km³ (222+524+52 km³), og den nordgående overfladetransport blev herefter øget fra 798 km³ til 1.608 km³ under passagen gennem Kattegat til Skagerrak. Ud af denne forøgelse på 1.333 km³ i forhold til indstrømningen til Arkonabassinet er det kun 58 km³, der kan forklares med lokal ferskvandstilførsel. Det er således muligt at beregne den vertikale nettotransport af vand, der er nødvendig for at få vandbudgettet til at gå op.

Beregningen af disse vertikale vandtransporter er foretaget for hvert bassin ud fra et budget for ind- og udgående vand i de to vandlag over og under 14 m (transporter for bassinet 'de sydlige bælt' er skitseret i figur 3.4).

- **Kattegat (KB):** $0 = {}^IK_b - {}^IStB_b - {}^ILN_b - {}^I\varnothing N_b - Vt$ eller
 $0 = {}^UK_o - {}^USB_o - {}^ULN_o - {}^U\varnothing N_o - F + Vt$
- **De Sydlige Bælt (SB).** $0 = {}^IStB_b - {}^IV\varnothing_b - {}^ULM_b - Vt$ eller
 $0 = {}^USB_o - {}^UV\varnothing_o - {}^ILM_o - F + Vt$
- **Lillebælt (L)** $= {}^ULM_b - {}^ILN_b$
- **Øresund (Ø)** $= {}^I\varnothing N_b$
- **Vestlige Østersø (VØ)** $= {}^IV\varnothing_b - {}^IA_b$

Hvor K, StB, LN, LM, ØN, ØS, ØV og A repræsenterer tværsnit i Kattegat, Bælthavet, Lillebælt nord, Lillebælt syd, Øresund nord, Øresund syd, vestlige Østersø og Arkona. F repræsenterer beregnet ferskvands tilførsel/fordampning. "I" angiver strømning ind i Østersøen, og "U" angiver strømning ud af Østersøen (hævet skrift). "b" og "o" angiver henholdsvis bund og overflade (sænket skrift). "Vt" angiver den vertikale transport, der er nødvendig for at opnå steady-state for de to vandlags volumen i bassinet. De vertikale transport er beregnet som månedlig summeret transport, idet det antages, at vandstanden er uændret gennem perioden.

I sommerhalvåret har den vertikale vandtransport særlig stor betydning for processerne i det marine økosystem, fordi vandtransporten ofte sker på tværs af en kemoklin. I de indre danske farvande er det uorganiske kvælstof opbrugt i overfladelaget i sommerhalvåret, mens der stadig findes uorganisk

kvælstof i bundvandet hovedsageligt i form af nitrat i Kattegat og som ammonium og nitrat i Bælthavet. En opadrettet vandtransport fra bundlaget til overfladelaget vil derfor transportere iltfattigt men næringsrigt bundvand op til overfladelaget, hvor næringsstofferne hurtigt forbruges ved planteplanktonets vækst. En nedadrettet vandbevægelse vil tilsvarende bringe iltrigt men næringsfattigt overfladevand ned til bundlaget.

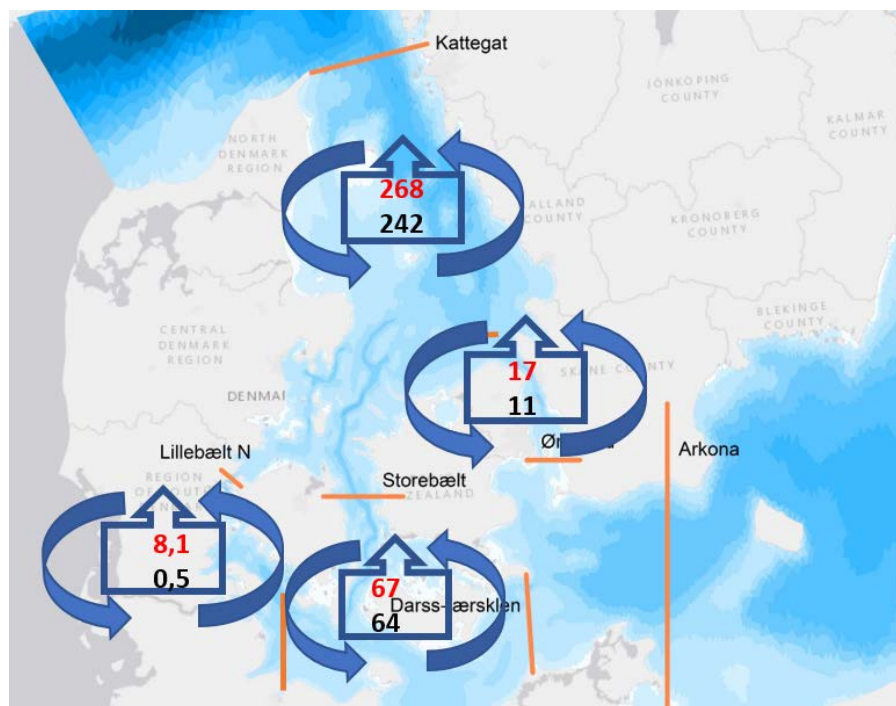
Den netto vertikale vandbevægelse kan beregnes for hver af de fem bassiner og kan kobles til transport af næringsstoffer og ilt, hvis stoffernes koncentration er kendt. Nettovandtransporterne beskriver imidlertid kun en del af de samlede stoftransporter, idet blandingen mellem de to vandlag bidrager yderligere til den vertikale stoftransport, hvis stofferne har forskellige koncentrationer og forbrugsrater i de to vandlag (nitrat forbruges hurtigere i overfladen, og ilt forbruges hurtigere i bundlaget). De vertikale vandtransporter er beregnet for bassinerne i de indre danske farvande for den del af vækstperioden, hvor kemoklinen er etableret.

I Arkonabassinet (VØ) foregår der også en opadrettet vandtransport, men dette bassin er ikke medtaget, fordi vandtransport i dette bassin ikke nødvendigvis beskriver en transport mellem to adskilte vandlag med forskellig vandkemi. Bundvandstransporten fra Darss-tværsnittet og videre ind mod Østersøen sker i et tyndt bundnært vandlag, og opblandingen af vand fra dette lag til overfladelaget er ikke afspejlet i 14 meters dybde. For de øvrige fire bassiner, antages kemoklinen at være etableret i perioden fra og med april til og med september.

I 2019 var den samlede opadrettede nettovandtransport i Kattegatbassinet (KB) på 242 km³ (*figur 3.6*). Det var lidt lavere end langtidsmidlen for 2002-2019 (268 km³). Tilsvarende var den opadrettede vandtransport på 64 km³ i de sydlige bælter (bassin SB), hvilket var tæt på langtidsmidlen (67 km³). De tilsvarende tal for Øresund (Ø) var 11 km³ (2019) og 17 km³ (langtidsmidlen), og i Lillebælt (L) var der en opadrettet transport på kun 0,5 km³, mens langtidsmidlen kun var på 8,1 km³.

Det giver stort set samme resultater for Bassinerne KB og SB, om den vertikale transport beregnes på baggrund af transporter i overflade- eller i bundlaget (se ligningerne ovenfor). Her er dog kun anvendt beregninger baseret på bundlaget, da volumen af bundlaget ikke er påvirket af usikkerhed pga. vandstandsstigninger, når der anvendes en fast dybdegrænse mellem overflade og bundlag i beregningerne.

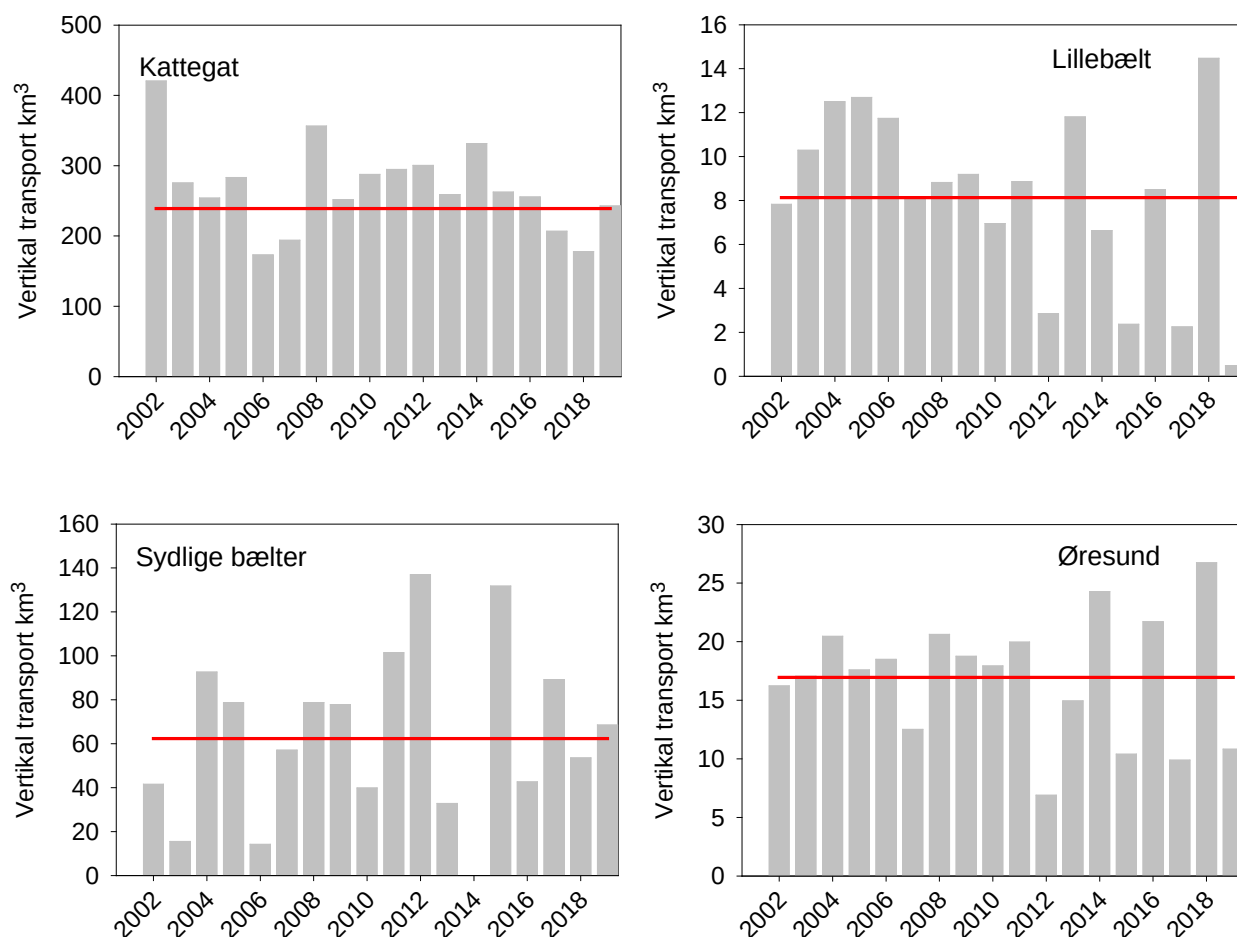
Figur 3.6. Netto opadrettede vandtransporter i km³ (kubik kilometre, 10⁹ m³) i fire farvandsafsnit i perioden april–september. Fluksen af vand er beregnet gennem en flade i vandsøjlen placeret i 14 meters dybde. Tal i boksene angiver nettovandtransporter, og blå pile indikerer, at der herudover foregår en vandudveksling mellem de to vandlag (blanding), som ikke er kvantificeret. Sorte tal angiver transporter i sommeren 2019, og røde tal angiver gennemsnittet for 2002–2019.



Mellemårlig variation i den vertikale vandtransport

Den årlige vertikale vandtransport i de enkelte bassiner (bassinet i den vestlige Østersø, VØ, er ikke medtaget) viser, at der generelt er en mellemårlig variation på ca. en faktor to fra ca. 173 til 356 km³ i Kattegatbassinet (KB), hvis der ses bort fra 2002, hvor den vertikale transport var på hele 420 km³ (figur 3.7). I de sydlige bælter (SB) er variationen betydeligt større. For de to bassiner KB og SB sker der fra 2006 til 2012 en stigning i den vertikale transport efterfulgt af et fald frem mod 2018 dog afviger SB ved, at de vertikale transporter i 2013 og 2014 er meget lave.

Denne tidlige udvikling i den vertikale vandtransport i vækstperioden (april-september) i de sydlige bælter er positivt korreleret med den gennemsnitlige vindhastighed for perioden 2006 til 2019 ($P=0,009$, lineær regression), hvorimod perioden fra 2002-2005 ikke resulterer i en signifikant korrelation. En direkte sammenhæng mellem vind og opblanding af bundvand kan derfor kun bekræftes for den sidste del af perioden.



Figur 3.7. Modellerede årlige netto vertikale vandtransporter fra bund mod overflade i halvåret april –september i perioden 2002 – 2019 i hver af de fire bassiner Kattegat, sydlige bælter, Øresund og Lillebælt. Rød linje angiver middelværdien for perioden.

Vertikale stoftransporter og -budgetter beregnet ved anvendelse af vandtransporter og vandkemiske målinger (NOVANA)

I sommerhalvåret, hvor kemoklinen er etableret, er der store vertikale gradienter i koncentrationer af næringsstoffer, ilt og organisk stof på tværs af springlaget. Derfor er den vertikale nettovandtransport associeret med en tilsvarende nettostoftransport, der er givet ved koncentrationsforskellene. En vertikal nettovandtransport på 1 km³ på tværs af en koncentrationsgradient på 1 µg af fx nitrat-N vil svare til et input på 1 ton kvælstof til overfladelaget.

Der findes forholdsvis få målinger af sommerkoncentrationen af kvælstof i bundvandet i de åbne dele af de indre danske farvande. Det er især målinger i bundvandet i den nordligste del, der er interessante, fordi bundvandet kommer derfra. De fleste målinger i perioden 2002 – 2019 er fra overvågningstogter i august og september, og her svinger koncentrationen af nitrat i bundlaget (gennemsnit fra 14 m – bunden) typisk mellem 40 og 70 µg/l i den nordlige del af Kattegat (figur 3.8). Koncentrationen er dog ikke konstant ned gennem bundvandslaget. Tæt på bunden er der målt op til 160 µg/l NO₃-N i Kattegat.

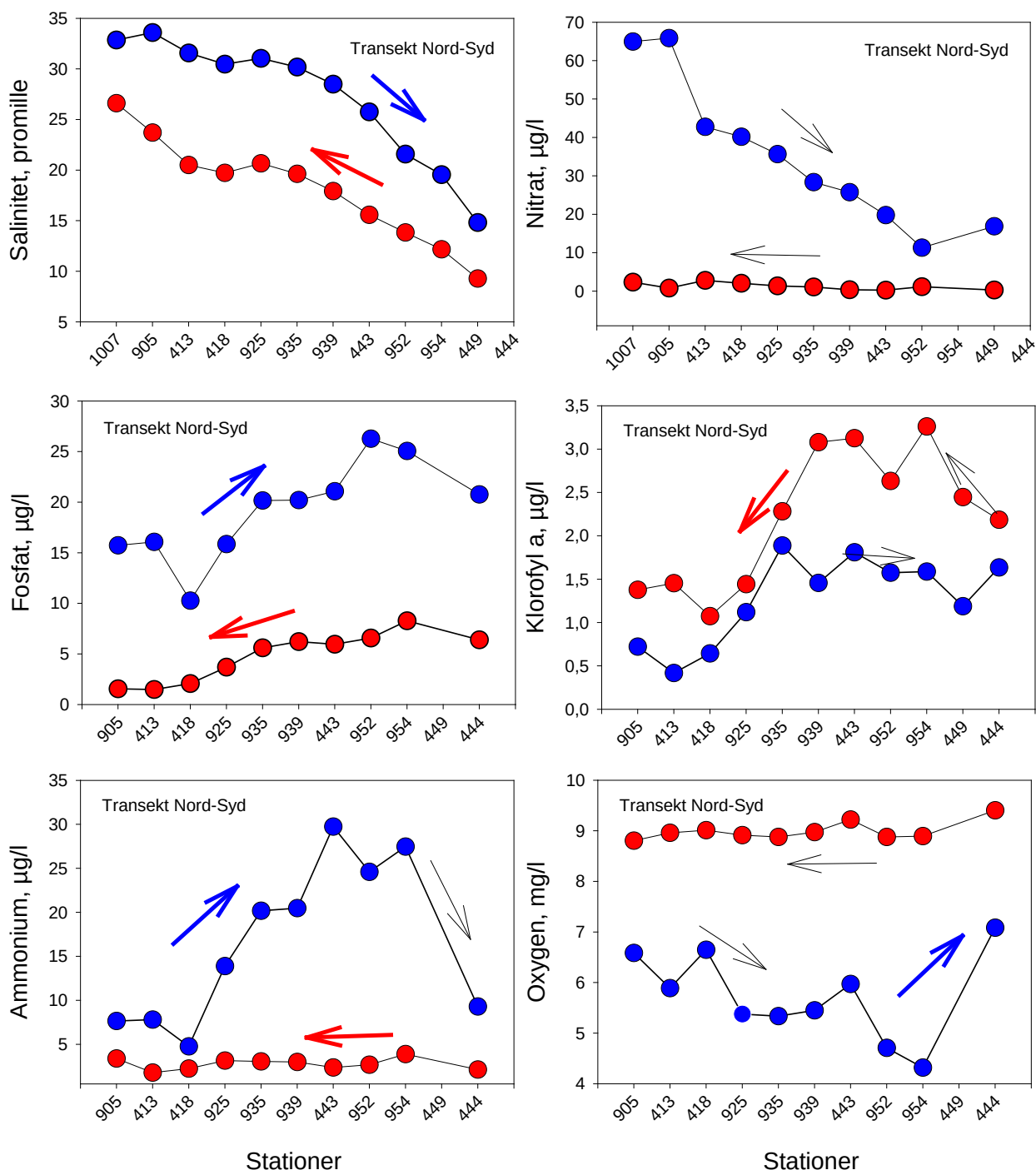
I 2019 var den opadrettede vandtransport på 268 km³ svarende det til et input af NO₃-N til overfladelaget på mellem ca. 11.000 og 19.000 tons nitratkvælstof for Kattegat/Bælthav-bassinet som helhed. For perioden 2002-2019 svinger den beregnede opadrettede transport mellem 6.000 og 29.000 tons kvælstof i vækstperioden. Estimatet er konservativt, fordi beregningerne er baseret på

den vertikale nettotransport, som i sig selv er et konservativt estimat. Desuden vil den vertikale blanding (bruttotransport) af planteplanktonnet i overfladelaget om sommeren bidrage med et ekstra input af kvælstof til overfladelaget. Endvidere kan kvælstoffet også blive optaget direkte fra bundlaget af planteplanktonnet i springlaget. Dette kræver ikke en vertikal opblanding af bundvand og vil sandsynligvis være en vigtig mekanisme i de tilfælde, hvor vandsøjlen er stabil, og hvor turbulens derfor ikke spreder planteplanktonnet væk fra det smalle vandlag i springlaget, hvor de vokser.

En anden måde at beregne den vertikale stoftransport på, hvor der også tages højde for optag i springlaget, er ud fra et stofbudget efter samme princip som for bundvandets volumentransport. Dvs. hvor meget transporteres der ind i modeldomænet ved transektet i det nordlige Kattegat, og hvor meget forlader der de indre danske farvand med bundvandet ved Darss-tærsklen og med udstrømningen i overfladelaget i Kattegat. For at beregne forbruget i vækstperioden skal der tages højde for vandets transporttid gennem de indre danske farvande. Det antages derfor, at når bundvandet passerer Darss-tærsklen på vej ud af de indre danske farvande i perioden april – september, har det i gennemsnit har været to måneder undervejs fra Kattegat-Skagerrak fronten, dvs. er strømmet ind februar – juli (overslag baseret på *Bendtsen m.fl. 2009*). Det bundvand, der blandes op i overfladelaget i modeldomænet (fra det nordlige Kattegat til Darss) vil derfor være strømmet ind i Kattegat i perioden februar – juli. Det vand, der forlader området igen, vil tilsvarende strømme ud ved Darss-tærsklen i perioden juni – november.

I tilfældet med nitrat-kvælstof viser den nordligste station, med regelmæssige målinger i perioden (Station 905), en gennemsnitsstofkoncentration på 86 $\mu\text{g/l NO}_3\text{-N}$ (14-87 m, februar - august). Den sydligste station (Station 954) viser, at der i gennemsnit er 19 $\mu\text{g/l NO}_3\text{-N}$ tilbage i det vand, der strømmer videre ind i Arkonabassinet (VØ). På det grundlag kan beregnes en samlet tilførsel på i gennemsnit 42.000 tons ($414 \text{ km}^3 \times 86 \text{ ton/km}^3$) og en transport over Darss-tærsklen mellem stationerne 952 og 954 på 1.083 ton ($57 \text{ km}^3 \times 19 \text{ tons/km}^3$) og dels ved udstrømmende overfladevand gennem Kattegat på 643 tons ($643 \text{ km}^3 \times 1 \text{ tons/km}^3$). Det giver dermed en nettotilførsel til overfladelaget i det samlede areal af de indre danske farvande (undtaget Arkonabassinet) på ca. 40.000 tons nitrat-N. Disse tal er, som beskrevet, behæftet med meget store usikkerheder grundet de få målinger i det nordlige Kattegat, der hovedsageligt er fra august og september. Det er også forudsat at nitrat er fordelt jævnt under 14 m, og at indstrømningen af bundvand også sker jævnt i hele bundvandslaget. Nitratkoncentrationen er imidlertid højest ved bunden, og det betyder, at der vil blive tilført mere nitrat til de indre danske farvande, hvis indstrømningen hovedsageligt sker bundnært, og mindre hvis den sker lige under springlaget.

Tilførslen af uorganisk kvælstof til den fotiske zone i Kattegat omsættes i de pelagiske fødekæder og efter sedimentation i de bentiske fødekæder. Det samlede kvælstofbudget vil blive balanceret af permanent sedimentation af organiskbundet kvælstof, denitrifikation i bunden og udstrømning af overfladevand med opløst og partikulært organisk bundet kvælstof (DON, PON) fra Kattegat-bassinet. DON-puljen er langt den største, og denne kvælstofpulje omsættes meget langsomt i den pelagiske fødekæde og stammer for en stor dels vedkommende fra overfladelaget i Østersøen. Omsætningsraterne for de organiske kvælstofpuljer er dog dårligt kendte, og da sæsonvariationen ej heller er kendt for tværsnit K, er det ikke muligt at afgøre, om der sker en netto import eller eksport til/fra Østersøen.



Figur 3.8. Transekter af saltholdighed, nitrat, fosfat, klorofyl, ammonium og ilt ind gennem de indre danske farvande fra nord mod syd i overfladelaget 0 - 14 m (røde symboler) og bundlaget 14 m - bund (blå symboler) baseret på målinger fra NOVANA-overvågningsprogrammet. Værdierne er præsenteret som middelkoncentrationer for april-september i perioden 2002-2019. Pile markerer den dominerende strømningsretning for de to vandlag i forhold til transektet af stationer.

Betydningen af "bundvandspumpen" i de indre danske farvande

Det er store mængder af uorganisk kvælstof, som tilføres det fotiske overfladelag fra bundlaget i løbet af planteplanktonnets vækstperiode. Mængderne antyder, at denne tilførsel af kvælstof er afgørende for både mængde og fordeling i de åbne indre danske farvande af planteplankton og evt. de højere led i den pelagiske fødekæde. De grove budgetberegninger af mængderne er

usikre og siger ikke noget om, hvor og hvornår den vertikale transport foregår. Dvs. om der er tale om kortvarige hændelser eller en mere konstant proces, og om denne "upwelling" sker i nogle bestemte områder. Beregningerne er lavet for uorganisk kvælstof, som optages og omsættes hurtigt af planteplanktonet i vækstsæsonen. Da det uorganiske kvælstof samtidigt er begrænsende for primærproduktionen i de indre danske farvande, er der antageligvis en tæt tidslig kobling mellem tilførsel af kvælstof og dets indbygning i algebiomassen, der efterfølgende kan observeres som klorofyl/planteplankton i overfladelaget.

Processerne er også afspejlet i NOVANA-programmets målinger af vandkemiske parametre langs et transekt gående fra det nordlige Kattegat til Østersøen ved Darss-tærsklen, hvor stoffkoncentrationer kan følges i overflade og bundlag (adskilt ved 14 m) i planktonnets vækstperiode (april-september) (figur 3.8). Den gennemsnitlige saltkoncentration i de to vandlag, viser tydeligt den gradvise blanding af de to vandlag, der bevæger sig i modstrøm. Saltkoncentrationen falder nemlig i bundvandet på dets vej sydover, mens det stiger i overfladevandet nordpå gennem Kattegat. Det gennemsnitlige nitrattindhold i bundvandet falder fra ca. 65 µg/l (station 905, beliggende mellem Anholt og Læsø) til 10 µg/l ved Darss-tærsklen (station 952 i Femern Bælt), mens koncentrationen er tæt på nul i overfladelaget langs hele transektet.

Fosfat (ortho-fosfat, PO_4^{3-}) viser, modsat nitrat, en stigende koncentration ind gennem de indre danske farvande, mens det falder i det udstrømmende overfladelag. Da koncentrationen af fosfat er højere i bundlaget end i overfladelaget, må koncentrationsforøgelsen i bundlaget ske ved frigivelse fra havbunden eller frigivelse ved nedbrydning af synkende organisk materiale fra overfladelaget. Den sidste forklaring vil også kunne forklare den gradvise fjernelse af fosfat fra overfladelaget. Dvs. der fjernes mere fosfat fra overfladelaget ved indbygning i planteplankton, end der tilføres til overfladelaget fra bundlaget, dog uden at fosfat bliver begrænsende for væksten af planteplankton.

Gennemsnitskoncentration af klorofyl i de øverste 14 m viser nogenlunde samme lave koncentration (ca. 1,5 µg/l) gennem Kattegat, hvorefter koncentrationen fordobles og ligger på omkring 3 µg/l fra station 935 i Bælthavet til station 954 i den vestlige Østersø, indtil koncentrationen atter falder i den vestlige Østersø. Det tyder på, at den største upwelling af næringsstoffer sker i det sydlige Samsøbælt, Storebælt og i de sydlige bælter (Langelandsbælt og Femernbælt). Den dominerende nordgående strøm i overfladelaget vil herefter sprede algebiomassen og gradvist transportere den nordud. Klorofylkoncentrationerne i bund- og overfladelaget tyder på, at det meste af algebiomassen atter er sedimenteret ud af overfladen, før overfladevandet når til Kattegat. Et studie af den sæsonmæssige variation i koncentrationen af POC (partikulært organisk materiale) i bundvandet har vist, at POC tilsvarende har forhøjede koncentrationer i Bælthavet sammenlignet med Kattegat (Hansen & Bendtsen 2014), hvilket tyder på forhøjet sedimentation i området. At der sker en betydelig lokal sedimentation i Bælthavet af let omsætteligt organisk materiale, fremgår også af bundvandets indhold af ammonium, som er 3-4 gange højere i bæltområderne end niveauerne i Kattegat og Arkona. Forekomsten af ammonium skyldes nedbrydning af organisk materiale (ammonifikation).

Iltindholdet i bundvandet falder forholdsvis jævnt ind gennem de indre danske farvande. Ved overgangen til Østersøen (St. 444) stiger iltkoncentrationen igen, hvilket kan forklares med, at målingerne fra 14 m til bunden ikke nødvendigvis repræsenterer bundvand.

Modelintegrationen siger noget om den samlede vertikale stoftransport inden for bassinerne. Men den siger ikke noget om, hvor og hvornår der sker opadrettet transport af bundvand inden for de enkelte bassiner. CTD-målinger og vandkemiske målinger fra NOVANA-programmet indikerer dog, at der er en særlig stor vertikal transport i Storebælt og de efterfølgende strømfyldte stræder. Effekten af det opstrømmende vand på planteplanktonnet afhænger naturligvis af næringsstofkoncentrationen i det bundvand, der blandes op i overfladevandet.

I Kattegat er koncentrationen af nitrat i bundvandet væsentlig højere end i Bælthavet. Men det forhold, at ca. halvdelen af det uorganiske kvælstof er forsvundet under transporten gennem Kattegat, er ikke ensbetydende med, at der har foregået en vertikal transport. Her kan planktonnets optag af næringsstoffer i og under selve springlaget spille en rolle. Det gælder specielt i vindstille perioder, hvor springlagsopblomstringen er veletableret i Kattegat, og hvor blandingen af vandsøjlen er så lille, at planktonnet ikke transporteres væk fra springlaget.

Ud over år til år variationen i den samlede vertikale vandtransport er det muligt, at de to forskellige processer, der leder til optag og indbygning af næringsstoffer i algebiomasse, også varierer. Det er sandsynligt, at der i somre med rolige vindforhold foregår et stort optag af næringsstoffer i Kattegat via springlagsopblomstringen, mens algeopblomstringen fordelt i hele overfladelaget længere sydpå i Bælthavet hovedsageligt er baseret på opstrømning af bundvand der medfører næringsstoffer til overfladelaget. Vejrliget har formentlig en indflydelse på den relative betydning af de to processer. I tilfælde af blæsende sommervejr er det muligt, at vandlagene i højere grad blandes i Kattegat, således at den vertikale opblanding af næringsstoffer flytter nordpå og dermed får en større betydning både relativt og i absolutte mængder. Dette vil så medføre, at algeproduktionen i højere grad kommer til at foregå i Kattegat end i Storebælt.

Sammenfatning

- Nettoudstrømningen af brakvand fra Østersøen gennem et tværsnit ved Arkonabassinet var i 2019 på 520 km³, og nettoudstrømningen i det nordlige Kattegat var på 578 km³.
- Under transporten gennem de indre danske farvande blandes det udstrømmende overfladevand fra Østersøen gradvist med det bundvand, som strømmer ind fra Nordsøen. Denne blanding resulterer i, at der netto føres vand fra bundlaget op i overfladelaget. Det driver en modsatrettet strømning i overflade- og bundlag; den estuarine cirkulation. I 2019 var den opadrettede vandtransport på 427 km³ for alle bassiner tilsammen for perioden april-september.
- De mellemårige variationer i den opadrettede nettotransport varierer med ca. en faktor to i Kattegat og Bælthavet.
- I perioden april til september etableres en kemoklin, der adskiller næringsrigt bundvand fra næringsfattigt overfladevand. En grov overslagsberegning viser, at der i gennemsnit forbruges/tilføres i størrelsesordenen 40.000 tons nitrat-kvælstof fra bundvandet under dets transport gennem de indre danske farvande. Estimatet er baseret på konservative transportestimer, men er forbundet med stor usikkerhed.

- I det der ses bort fra omsætning af nitrat i havbunden, så formodes det, at der er to principielt forskellige mekanismer, hvormed nitratkvælstoffet tabes fra bundvandet. Ved den ene mekanisme optages næringsstofferne i det planteplankton, som har etableret en opblomstring i eller lige under springlaget. Derved kan næringsstofferne optages af planktonnet direkte fra bundlaget, uden at det involverer en netto opadrettet vandtransport. Ved den anden mekanisme sker der en vertikal opblanding af bundvand til overfladelaget, hvor næringsstofferne giver anledning til vækst af planteplankton i hele overfladelaget. Den første mekanisme vil resultere i forhøjede klorofylkoncentrationer i springlaget, mens den anden mekanisme vil give forhøjede klorofylkoncentrationer i hele overfladelaget, som i denne analyse er skønnet til at udgøres af de øverste 14 m.
- Hvor, hvornår og hvilken mekanisme, der overfører kvælstof til overfladelaget, er ukendt. Men vandkemiske målinger fra NOVANA-programmet tyder på, at der sker en meget kraftig vertikal opblanding af næringsstoffer i Bælthavet, og at dette giver anledning til forhøjede klorofylkoncentrationer i Bælthavet og tilstødende områder.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af vejræssige forhold som solindstråling, vind, temperatur og nedbør. Desuden er havets miljøindikatorer under indflydelse af menneskelige aktiviteter bl.a. i form af tilførsel af næringsstoffer, miljøfarlige stoffer, fiskeri og klimaforandringer, hvilket komplicerer årsagssammenhænge. Påvirkningerne er dynamiske, og miljøindikatorerne responderer ved en variation hen over året og mellem år. Som udgangspunkt kan indikatorernes år til år variation opdeles i en naturlig og en menneskeskabt komponent. Miljø- og naturtilstanden er således underlagt en naturlig variation, som delvist kan skjule den påvirkning, som skyldes menneskelig aktivitet.

For at få et mere retvisende billede af effekterne af miljøforbedrende tiltag er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige variation fra, så ændringer forårsaget af naturlige variationer i klimaet fjernes, hvorved ændringer forårsaget af menneskelige aktiviteter tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række indikatorer i denne rapport ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i den ikke-klimarelaterede miljøpåvirkning, men de fortæller ikke nødvendigvis noget om den aktuelle miljøtilstand, som er styret af de faktiske og ikke de klimakorrigerede forhold.

Klimaforandringer kan både skyldes naturlig variation og menneskelig aktivitet. Det er dog meget vanskeligt at adskille den naturlige og den menneskeskabte komponent af klimaforandringerne. De klimakorrigerede data i denne rapport er kun normaliseret i forhold til år til år variationen i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande. En videreudvikling af klimakorrektionerne vil derfor kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

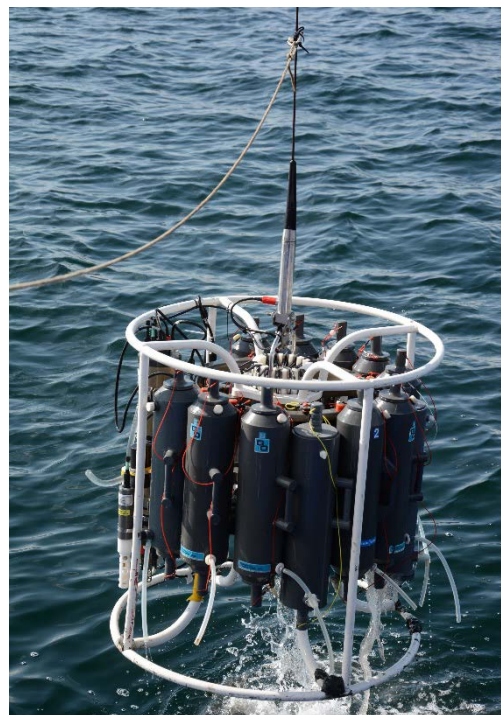
Bilag 1 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte afstrømningskorrektur i denne rapport.

I analyserne af variation i data anvendes et generelt indeks eller en middelværdi beregnet ud fra alle målinger den enkelte måned eller det enkelte år for hver af indikatorerne. Derved fås et nationalt billede af tilstand og udvikling, som udjævner forskelle mellem lokaliteter. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (fjorde og kystvande) og mere åbne havområder (åbne indre farvande), da disse to farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden. For enkelte parametre er der lavet yderligere opdeling inden for farvandstyperne. Udviklingen lokalt kan i nogle tilfælde være forskellig fra udviklingen beskrevet for farvandstyper eller nationalt.

4 Næringsstofkoncentrationer

Jacob Carstensen

Eutrofiering skyldes hovedsageligt en stor tilførsel af næringsstoffer, som medfører en forøget produktion af bl.a. planteplankton i de danske farvande med deraf afledte effekter. Næringsstofkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder og indgår desuden til at understøtte klassifikationen af de biologiske elementer i de europæiske direktiver. Koncentrationerne af kvælstof (N) og fosfor (P) i havet afhænger af tilførslerne fra land, atmosfære, sediment (intern belastning) og udveksling med andre farvande samt fjernelse ved permanent begravelse i sedimenterne og denitrifikation (kun kvælstof). Desuden vil optag i planteplankton i vandsøjlen samt mikroalger og planter på bunden binde vandsøjlen næringsstoffer, som for størstedelen dog frigives igen, når organismerne dør og mineraliseres. Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) optages direkte af havets planter, mens opløst organisk kvælstof og fosfor oftest skal omsættes bakterielt, før de kan optages af planterne. Planteplankton har gennemsnitlig behov for opløst uorganisk kvælstof og fosfor i molforholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave molforhold (< 10) indikerer, at kvælstof potentielt er begrænsende for primærproduktionen, mens høje molforhold (> 20) indikerer potentiel fosforbegrænsning. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringsstof for kiselalger. Ved planternes fotosyntese omdannes næringsstoffer og kulstof til partikulært organisk materiale. Den totale pulje af kvælstof (TN) og fosfor (TP) består således både af opløste og partikulære såvel som af organiske og uorganiske forbindelser.



Rosette monteret med vandhentere og sensorer til indsamling af vandprøver og måling af fysisk-kemiske profiler i vandsøjlen.

Foto: Jens Würdler Hansen.

Metoder og datagrundlag

Kapitlet bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2019. Prøver er indsamlet og analyseret og data behandlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af de vandkemiske parametre (Fossing & Hansen 2018). For de åbne indre farvande er datagrundlaget suppleret med svenske data fra SMHI. I 2019 overgik analyserne af næringsstofkoncentrationer til ALS-laboratoriet, efter at prøverne i de fleste af de foregående år har været analyseret af Eurofins.

Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande og Nordsøen-Skagerrak. Årsmidler af næringsstofkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Den tidlige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2019 og for de seneste 10 år.

Totalkoncentrationer af kvælstof og fosfor samt beregnede organiske puljer af kvælstof og fosfor er ikke omtalt i denne rapport, da de udførende laboratorier har anvendt oxidationsmetoder med varierende effektivitet, hvilket medfører, at totalkoncentrationerne ikke er helt sammenlignelige. Miljøstyrelsen undersøger mulighederne for at korrigere totalkoncentrationerne af kvælstof og fosfor.

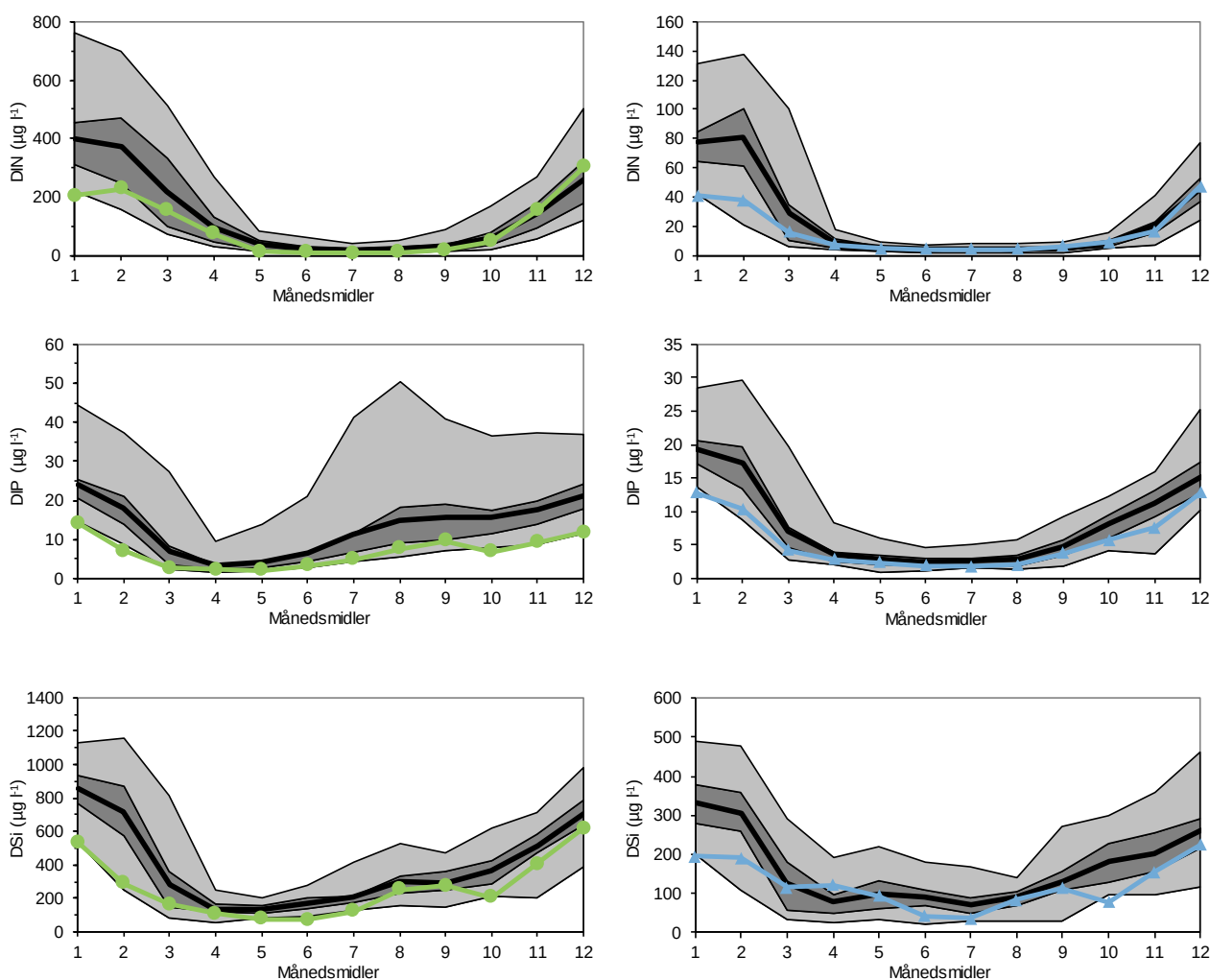
DMI's opgørelse af nedbør er på tidspunktet for denne rapport's udarbejdelse under udredning. Nedbørsdata indgår i beregningen af ferskvandsafstrømningen fra uopmålt opland (ca. 53 %). Det har således ikke været muligt at beregne den nationale ferskvandsafstrømning og det tilknyttede kvælstoftab fra land. Dette er dog gjort for det målte opland (ca. 47 %) baseret på 103 målestationer, der er repræsentative for hele landet. Den tidlige udvikling i og sæsonvariationen af ferskvandsafstrømning og kvælstoftab i det målte opland afspejles i opgørelserne for hele landet. Derfor omtales landets samlede afstrømning og kvælstoftab i dette kapitel i relative vendinger hovedsageligt baseret på data for det målte opland oplyst i *Thodsen m.fl. 2020*.

Sæsonvariation i 2019

Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) og kvælstof (DIN) har været faldende siden henholdsvis slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og niveauerne i 2019 var også generelt lave for de uorganiske næringsstoffer. For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2019 i fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af månedsmidlerne for langtidsmidlen (1989-2018) (*figur 4.1*).

Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var i januar 2019 den hidtil laveste som følge af lav afstrømning i denne måned og hele efteråret 2018. DIN-koncentrationen ændredes dog til mere normale niveauer i de efterfølgende måneder, i takt med at nedbørsmængde og afstrømning også antog mere normale værdier (*kapitel 2*). Den større afstrømning i løbet af efteråret medførte forholdsvis høje DIN-koncentrationer, som oversteg langtidsmidlen i både november og december.

DIN-koncentrationen i overfladen i de åbne indre farvande i januar var ligeledes den hidtil lavest registrerede siden 1989 grundet den lave afstrømning i denne måned og månederne forinden. Desuden har der formentlig været et væsentligt optag allerede fra starten af året, hvor klorofylniveauerne var forholdsvis høje (*kapitel 5*). DIN-koncentrationen i februar var også lav, hvorimod den lå på niveau med langtidsmidlerne i resten af året.



Figur 4.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, DIP og DSi i 2019 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2018). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande var meget lav igennem hele året, med de hidtil laveste niveauer i fire ud af tolv måneder (januar, februar, maj og oktober). De generelt lave DIP-koncentrationer skyldes en kombination af meget lave værdier ved årets start, et større optag i den produktive periode og mindre frigivelse i forbindelse med et relativt begrænset iltsvind i de fleste fjorde og kystvande (*kapitel 6*). Dog var der en svag stigning i DIP-koncentrationen i iltsvindsmånederne august og september, inden niveauet faldt i oktober, hvor der samtidig var en større algeopblomstring (*kapitel 5*).

DIP-koncentrationen i de åbne indre farvande i 2019 var generelt relativ lav i årets første otte måneder (hidtil lavest for januar), hvorimod niveauet var mere sammenligneligt med langtidsmidlerne resten af året bortset fra november. De lave DIP-koncentrationer skyldes formentlig påvirkning af vandmasser fra den centrale del af Nordsøen igennem det meste af 2019, som følge af de dominerede vinde fra vestlige og sydvestlige retninger (*kapitel 2*), og desuden et større optag i årets første måneder som følge af den tidlige forårsopblomstring og i november som følge af den sene efterårsopblomstring (*kapitel 5*).

Koncentrationen af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystvande var lav i årets første syv måneder, men steg til niveauet for langtidsmidlerne i de efterfølgende måneder med undtagelse af oktober, hvor niveauet igen var lavt. DSi-koncentrationerne i maj, juni, juli og oktober var de hidtil lavest registreret for disse måneder. De lave koncentrationer i starten af året skyldes en kombination af lav afstrømning fra land og et større optag fra kiselalger under forårsopblomstringen i februar og marts (*kapitel 5*). Tilsvarende falder nedgangen i DSi i oktober sammen med et fald i DIP og højere klorofylkoncentrationer, hvilket indikerer, at kiselalger formentlig har domineret efterårsopblomstringen.

DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande var lavere end langtidsmidlerne igennem det meste af året, hvilket hovedsageligt skyldes den relativt lave DSi-koncentration i den større tilførsel af Nordsøvand grundet dominerende vinde fra vest og sydvest (*kapitel 2*). De ændrede vindforhold i april (øst) og november (sydøst), med deraf følgende udstrømning fra Østersøen, medførte stigende DSi-koncentrationer. DSi-koncentrationer i januar og oktober var de hidtil lavest registreret for disse måneder. De lave koncentrationer i januar skyldes den sene efterårs/vinter-opblomstring i 2018 kombineret med det tørre efterår 2018, som betød reducerede tilførsler fra land (*kapitel 2, kapitel 5*), hvorimod det kraftige fald i DSi i oktober indikerer et markant optag i forbindelse med efterårsopblomstringen af kiselalger. De forholdsvis høje koncentrationer i august og september skyldes derimod opblanding af bundvand med højere DSi-niveauer end normalt (se nedenfor).

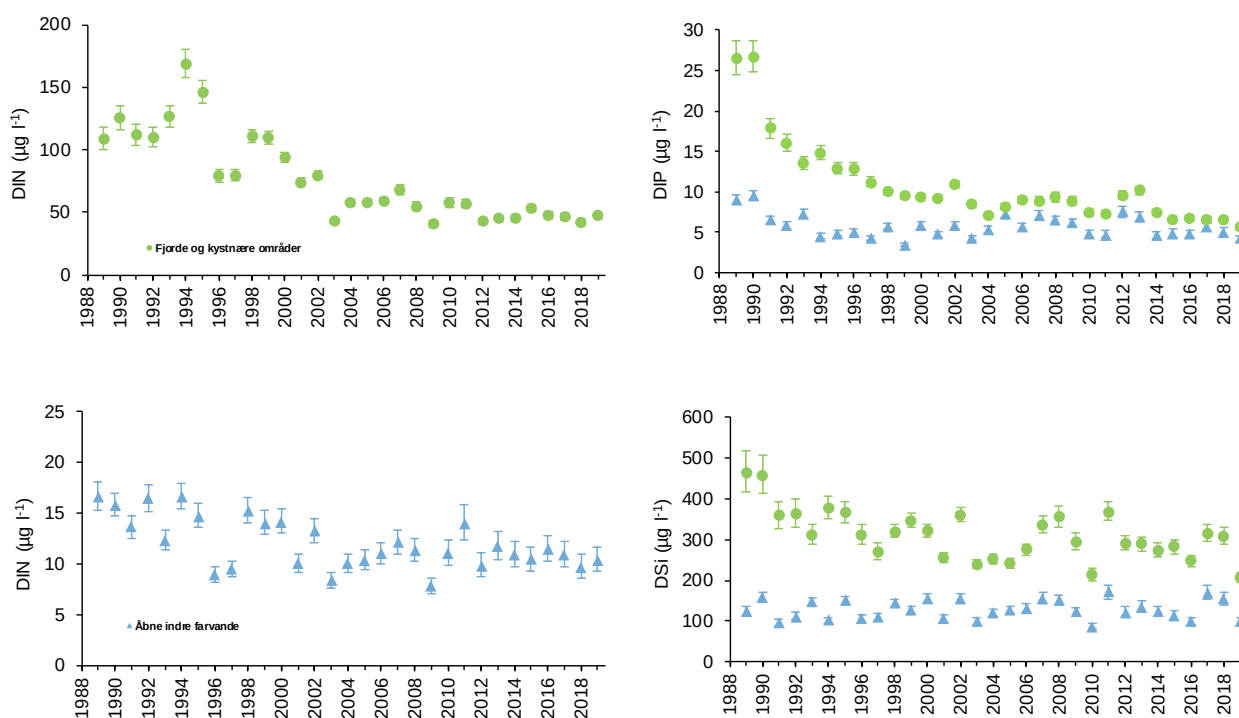
DIN-koncentrationen i bundvandet i det nordlige Kattegat var generelt lav ($50\text{--}100\ \mu\text{g l}^{-1}$) i januar og februar (data ikke vist), hvilket sammen med en salinitet omkring 34 ‰ indikerer, at bundvandet hovedsageligt var påvirket af vandmasser fra den centrale del af Nordsøen. Dette stemmer overens med, at den dominerende vindretning var fra vest i disse måneder, hvilket formentlig har blokeret for Den Jyske Kyststrøm's udbredelse mod nord langs den jyske vestkyst. DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande var også generelt lav i de efterfølgende måneder, hvilket understøtter antagelsen om, at der ikke har været nogen væsentlig påvirkning af Den Jyske Kyststrøm på de åbne indre farvande i 2019.

DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande var rekordlav i årets første to måneder (data ikke vist), hvilket skyldes en kombination af generelt lave koncentrationer i slutningen af 2018, og at indtrængende bundvand fra den centrale Nordsø havde lave koncentrationer. DIN-koncentrationen var lav frem til august, hvorefter koncentrationen i bundvandet var på niveau med langtidsmidlerne, hvilket svarer til mønsteret for overfladevandet i de åbne indre farvande. DIP-koncentrationen var ligeledes lav i årets første syv måneder med den hidtil laveste koncentration i januar (data ikke vist). Selvom DIP-koncentrationen var lav i starten af året, var det ikke så markant som for DIN, hvilket skyldes et relativt lavt DIN:DIP-forhold i de tilførte vandmasser fra Nordsøen. Fra august og året ud var DIP-koncentrationen på niveau med langtidsmidlerne. DSi-koncentrationen var også lav i årets første to måneder, som følge af en lav DSi-koncentration i det indstrømmende Nordsøvand, og derefter på niveau med langtidsmidlerne (data ikke vist). Den hidtil laveste DSi-koncentration blev registreret i januar.

De uorganiske næringsstofkoncentrationer i 2019 var som helhed lave i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande. DIN-, DIP- og DSi-niveauerne var meget lave i starten af året, hvilket skyldtes lav afstrømning i efterår i 2018 og januar 2019, foruden et større optag i forbindelse med en tidlig forårsopblomstring i 2019 og en sen efterårs/vinter-opblomstring i 2018. Den store afstrømning i efteråret betød, at koncentrationerne af de uorganiske næringsstoffer nærmede sig langtidsmidlerne, med undtagelse af DIP i fjorde og kystvande. Efterårsopblomstringen medførte relativt lave niveauer af DIP og DSi i oktober og november, og på trods af en meget stor afstrømning kun en svag stigning i DIN. Koncentrationerne af de uorganiske næringsstoffer i bundvandet i de åbne indre farvande var ligeledes lave i starten af året og steg til niveauer sammenlignelige med langtidsmidlerne i anden halvdel af 2019. Fosforfrigivelse fra sedimentet i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande var som helhed moderat i 2019.

Tidlig udvikling i fjorde og kystvande

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2019 var årsmidlen for DIN-koncentrationen $47 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er lidt højere end det tørre 2018 men på niveau med 2016 og 2017 (figur 4.2). Koncentrationen faldt markant fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med årsmidler på $40\text{--}60 \mu\text{g l}^{-1}$. Koncentrationen i 2019 var reduceret med 62 % i forhold til middelniveauet for 1989-1994.

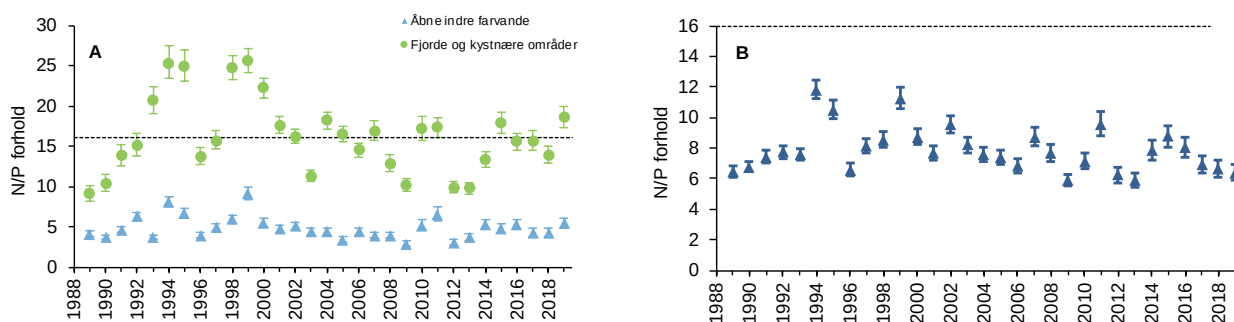


Figur 4.2. Årsmiddeldkoncentrationer ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i overfladevandet (0-10 m) for fjorde og kystvande (●) og åbne indre danske farvande (▲). For DIN er fjorde og kystvande afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser.

Fosforkoncentrationerne faldt markant i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne som følge af udbygningen af spildevandsrensningen. Årsmiddelkoncentrationen for DIP i 2019 var den hidtil laveste. Den lave DIP-koncentration i 2019 skyldes en kombination af en stor tilførsel af vandmasser fra den centrale Nordsø med relativ lav DIP-koncentration, et stort optag i forbindelse med en tidlig forårsopblomstring og en kraftig efterårsopblomstring (kapitel 5), en begrænset frigivelse af fosfat fra sedimenterne hen over sommeren og det tidlige efterår (figur 4.1) som følge af et relativt beskedent omfang af iltsvind i en stor del af de lavvandede områder (fjorde og kystvande) (kapitel 6), og at både tilførsler og formodentlig også de reaktive fosforpuljer i sedimentet er reduceret i forhold til tidligere (Riemann m.fl. 2016). I forhold til 1989 er DIP reduceret med 79 % i 2019.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 250 og 400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2019 (208 $\mu\text{g l}^{-1}$) var den hidtil laveste. DSi-niveauet er normalt resultatet af tre faktorer: mængden af kiselalger, som sænker niveauet, kvælstofbegrænsning, som giver højere niveauer, og mængden af vand fra den centrale Nordsø, som sænker niveauet. Det usædvanligt lave niveau i 2019 skyldes formodentlig sammenfald af alle tre faktorer med stor påvirkning fra Nordsøen, mindre kvælstofbegrænsning som følge af stor kvælstoftilførsel fra land, og en tidlig forårsopblomstring sammen med en markant efterårsopblomstring, som begge har været domineret af kiselalger (kapitel 5).

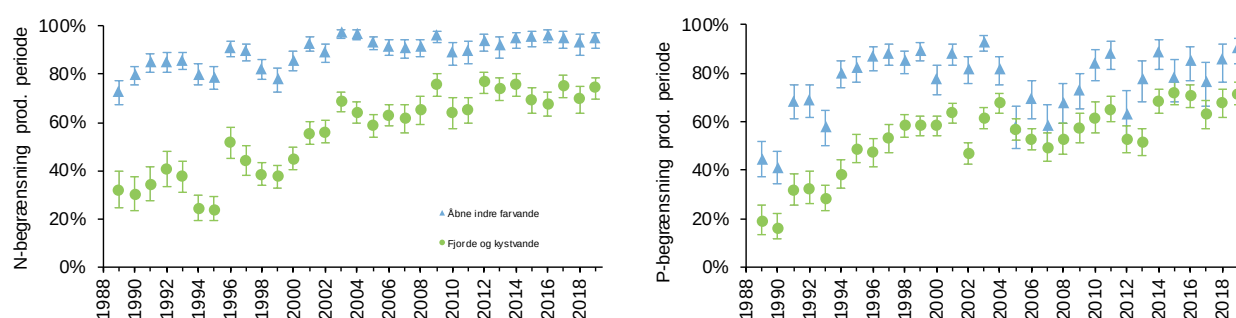
Molforholdet mellem årsmidler af DIN-koncentrationer og DIP-koncentrationer toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige omkring Redfield-forholdet 16:1 (figur 4.3A). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidlige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og 2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2019 var molforholdet det hidtil højest registrerede siden 2000, hvilket indikerer en forholdsvis stor kvælstoftilførsel fra land.



Figur 4.3. Molforhold mellem årsmidler ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) overfladevand (0-10 m) for fjorde og kystvande (●) og åbne indre farvande (▲), og B) bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande (▲). Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.

Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden midten af 1990'erne, mest markant i perioden fra 1998 til 2003. Kvælstofbegrænsningen i 2019 svarer til niveauet for de forudgående 10 år, hvor kvælstof er potentielt begrænsende for primærproduktionen i ca. 70 % af den produktive periode (figur 4.4).

Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i 50-70 % af den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning i 2019 var relativ høj (72 %) og den næsthøjeste siden 1989. Den relativt høje fosforbegrænsning i 2019 skyldes hovedsageligt en større tilførsel af kvælstof, som har medført en større produktion af plankton og dermed et større optag af fosfor, kombineret med en begrænset fosforfrigivelse fra sedimentet under sommerens iltsvind (kapitel 6).



Figur 4.4. Årsmiddel ($\pm$ 95 % konfidensgrænser) for potentiel begrænsning forårsaget af kvælstof og fosfor i fjorde og kystvande (●) og åbne indre farvande (▲) udregnet som sandsynligheden for, at koncentrationer i overfladevandet (0-10 m) i den mest produktive periode (marts-september) lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN (til venstre) og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP (til højre)).

Tabel 4.1. Trendanalyser for udviklingen i næringsstoffer siden starten af det nationale overvågningsprogram i 1989 og for de seneste 10 år angivet ved hældningskoefficienten ($\mu\text{g l}^{-1} \text{år}^{-1}$) og tilhørende P-værdi (i parentes). Statistisk signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone. Bemærk at tabellen, ud over trendanalyser for fjorde og kystvande, også omfatter analyser for overfladevand og bundvand for de åbne indre farvande.

Område	Næringsstof	1989-2019	2010-2019
Fjorde og kystvande	DIN	-3,213 (< 0,0001)	-1,008 (0,1070)
	DIP	-0,444 (< 0,0001)	-0,285 (0,0607)
	DSi	-4,066 (0,0004)	-2,881 (0,6152)
Overfladevand, åbne indre farvande	DIN	-0,164 (0,0004)	0,191 (0,1644)
	DIP	-0,050 (0,0770)	-0,115 (0,3689)
	DSi	0,148 (0,7646)	0,739 (0,8369)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,548 (0,0032)	-1,381 (0,1432)
	DIP	-0,080 (0,0841)	-0,231 (0,1573)
	DSi	0,599 (0,2923)	-1,699 (0,4572)

Koncentrationerne af DIN, DIP og DSi i fjorde og kystvande udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2019, hvorimod der ikke var nogen signifikante ændringer for nogen af de uorganiske næringsstoffer i de seneste 10 år (2010-2019) (tabel 4.1). Den potentielle næringsstofbegrænsning i perioden 1989-2019 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor (data ikke vist). Derimod var der ingen signifikant ændring i den potentielle næringsstofbegrænsning i de seneste 10 år for hverken DIN eller DIP (data ikke vist).

Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidlen af DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2019 var gennemsnitlig for perioden siden 2001 (*figur 4.2*). Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2001, og denne tendens følges med en årsmiddel på $10,4 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2019. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN i 2019 reduceret med 32 %.

DIP-koncentrationen i 2019 var den næstlavest registreret hidtil og den laveste siden 2000, hvilket skyldes en relativ stor tilførsel af vand fra den centrale Nordsø med lav DIP-koncentration og et stort optag af fosfor i forbindelse med forårs- og efterårsopblomstringerne. DIP-koncentrationen har ligget i intervallet $4-8 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 1991. Udsving mellem de enkelte år skyldes ændringer i N-begrænsningen i kystzonen, som kan øge eksporten af fosfat, foruden ændringer i fosforniveauerne i Østersøen.

DSi-niveauet i 2019 ($100 \mu\text{g l}^{-1}$) var det tredjelaveste siden 1989 og det næstlaveste siden 2000. Det lave niveau skyldes en relativ stor tilførsel af vandmasser fra den centrale Nordsø med lav DSi-koncentration foruden et større DSi-optag som følge af større kvælstoftilførsel i kombination med en tidlig forårsopblomstring og en større efterårsopblomstring af kiselalger (*kapitel 5*). DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af vandmiljøplanernes overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmiddelkoncentrationen mellem 100 og $150 \mu\text{g l}^{-1}$.

Udviklingen i molforholdet mellem DIN og DIP i overfladevandet i de åbne farvande har været langt mindre systematisk end for fjorde og kystvande, dog kendetegnet ved højere værdier i år med stor ferskvandsafstrømning og ved en tendens til stabilisering på et niveau omkring 4 i overfladevandet, dvs. overvejende kvælstofbegrænsning (*figur 4.3A*). N/P-forholdet i 2019 (5,4) var det højeste siden 2001, hvilket indikerer en større tilførsel af kvælstof.

De faldende koncentrationer af næringsstoffer har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning (*figur 4.4*). Væksten af planteplankton har siden 2001 så godt som hvert år været potentielt begrænset af kvælstof i mere end 90 % af den produktive periode og var i 2019 på 95 %. Den potentielle fosforbegrænsning i den produktive periode i 2019 var den hidtil næsthøjeste (90 %), kun overgået af 2003, hvilket understøtter et større optag af fosfat i den produktive periode, som er stimuleret af en større tilførsel af kvælstof. I de seneste godt 20 år har planteplanktonets vækst været potentiel begrænset af DIP i 70-90 % af den produktive periode undtagen nogle enkelte år, hvor niveauet var 60-70 %. Det betyder, at koncentrationerne af både DIN og DIP har været forholdsvis lave i en stor del af den produktive periode, og at begge næringsstoffer har været potentielt begrænsende i vækstsæsonen.

Der er over hele perioden siden 1989 observeret et signifikant faldende niveau for DIN-koncentrationen (*tabel 4.1*). Selv om fosforkoncentrationen faldt i starten af 1990'erne, så er der ingen signifikant udvikling for DIP set over hele perioden eller de seneste 10 år, hvilket heller ikke er tilfældet for DSi. Den potentielle begrænsning af algevæksten var kun signifikant stigende for kvælstof for perioden 1989-2019, og der var ingen signifikante ændringer for hverken potentiel kvælstof- eller fosforbegrænsning i de seneste 10 år (data ikke vist).

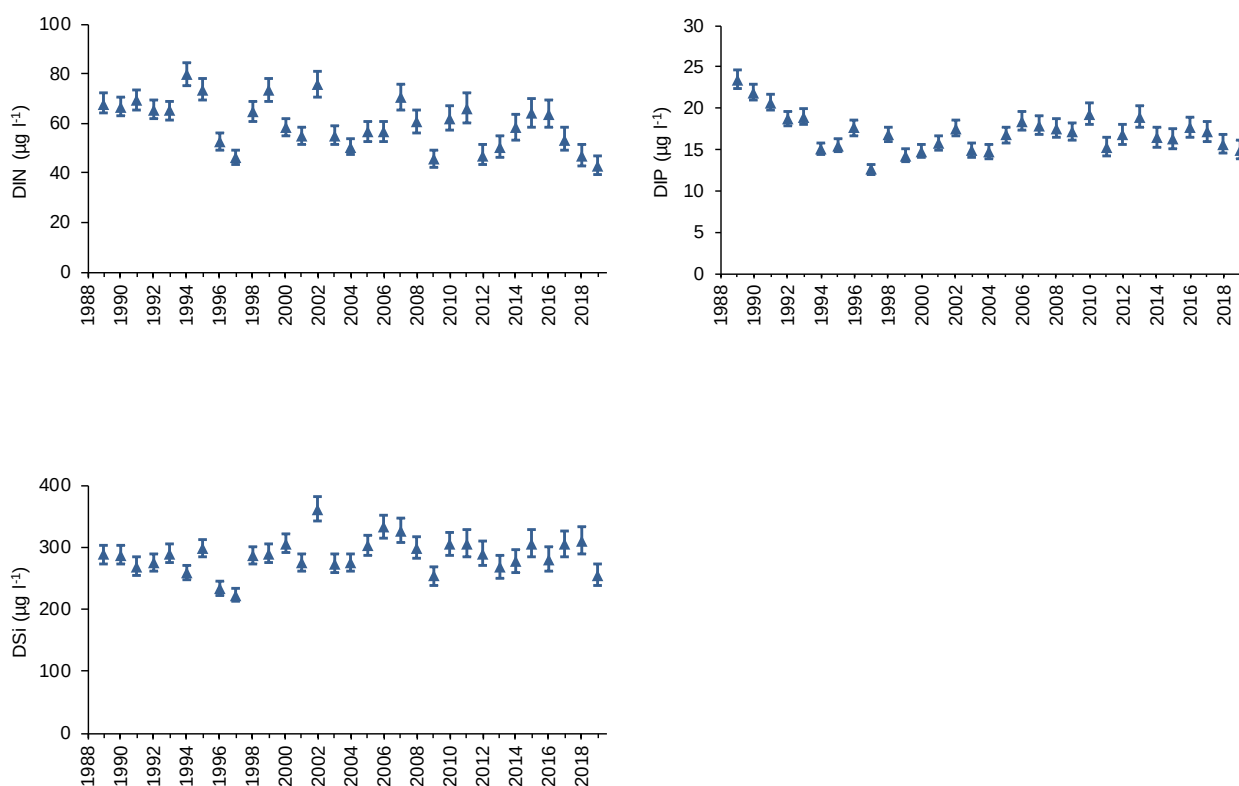
Tidslig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande ($43 \mu\text{g l}^{-1}$) var den hidtil lavest registrerede siden 1989 (*figur 4.5*), hvilket skyldes en større indstrømning og generelt lav koncentration i vand fra den centrale Nordsø. Koncentrationen er faldet signifikant siden 1989, men DIN er ikke ændret signifikant i de seneste 10 år (*tabel 4.1*). Efter det svage fald fra midten af 1990'erne har DIN-niveauet ligget mellem 45 og $70 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2000, dog med faldende årsmiddel i de seneste fire år.

DIP-koncentrationen faldt frem mod 1997 til omkring $13 \mu\text{g l}^{-1}$, fulgt af en stigende tendens op til 2005, hvorefter niveauet har været på $17\text{--}19 \mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 4.5*). De seneste to år har niveauet dog været lidt lavere, og DIP-koncentrationen i 2019 var den lavest registrerede i mere end 10 år, hvilket skyldes en større indstrømning og generelt lav koncentration i vand fra den centrale Nordsø og begrænset iltsvind. Koncentrationen er dog ikke faldet signifikant, hverken i forhold til overvågningsperioden siden 1989 eller de seneste 10 år (*tabel 3.1*).

Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for perioden som helhed eller de seneste 10 år (*figur 4.5, tabel 4.1*). Niveauet i 2019 ($255 \mu\text{g l}^{-1}$) var det laveste siden 2009, hvilket skyldes lave koncentrationer i det indstrømmende vand fra Nordsøen.

Molforholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende til et niveau omkring 7,5 i de seneste godt 10 år (*figur 4.3B*). I 2019 var forholdet 6,4 og dermed lidt lavere end gennemsnittet for de seneste 10 år.



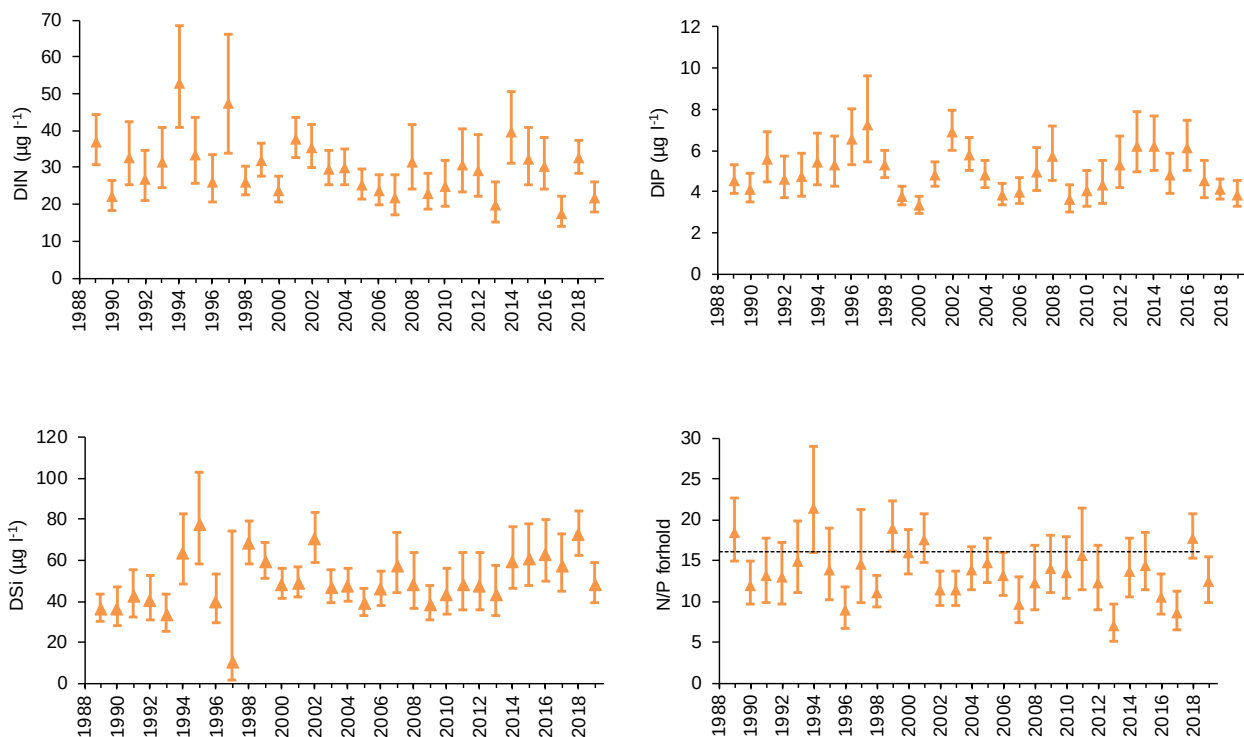
Figur 4.5. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande.

Tidslig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak

Næringsstofkoncentrationer i Nordsøen og Skagerrak er analyseret på basis af NOVANA-stationer langs vestkysten (ud for Vadehavet, Årgab, Thyborøn, Hanstholm og Hirtshals) samt stationerne i den åbne del af Nordsøen. Fra 2007 til 2013 blev der ikke målt i den åbne del af Nordsøen, og årsmidlerne for denne periode er bestemt ud fra antagelsen, at de kystnære stationer, når der korrigeres for rumlige forskelle, afspejler den generelle tidslige variation for hele Nordsøen og Skagerrak. Tidstrends for disse data er analyseret på samme vis som for de åbne indre farvande.

Årsmidlen for DIN-koncentrationen var nogenlunde konstante over størstedelen af perioden (figur 4.6), dog med en tendens til lidt lavere koncentrationer for 2003-2013, hvorefter niveauet var ganske højt i 2014-2016 og 2018 ($30-40 \mu\text{g l}^{-1}$). I 2019 var DIN-koncentrationen den tredje lavest registrerede ($22 \mu\text{g l}^{-1}$), hvilket formentlig skyldes, at vestenvinden, som var særligt dominerende i 2019 (kapitel 2), har blokeret for Den Jyske Kyststrøm.

Årsmidlen for DIP-koncentrationen har siden 1989 langt de fleste år ligget i intervallet $4-6 \mu\text{g l}^{-1}$. I 2019 var niveauet det lavest registrerede siden 2009, hvilket skyldes en større indstrømning og generelt lave koncentration i vand fra den centrale Nordsø. DIP-koncentrationen følger nogle svingninger, som kan skyldes tilsvarende cykliske variationer i afstrømningen fra de store floder i den sydlige Nordsø. År med stor afstrømning resulterer i større tilførsler af uorganisk kvælstof og dermed større tilsvarende optag af DIP.



Figur 4.6. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i overfladevandet (0-10 m) for Nordsøen og Skagerrak samt DIN/DIP molforholdet. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.

Årsmidlen for DSi-koncentrationen steg i starten af perioden og har siden 2000 holdt sig på et nogenlunde konstant niveau ($40\text{--}60\ \mu\text{g l}^{-1}$) frem til 2013. Derefter fulgte fem år med noget højere koncentrationer, men i 2019 faldt DSi-koncentrationen igen til $48\ \mu\text{g l}^{-1}$ som følge af generelt lav koncentration i indstrømmende vand fra den centrale Nordsø. Variationer i DSi-niveauet skyldes påvirkning fra forskellige vandmasser samt varierende optag i kiselalger.

Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfields forhold. DIN/DIP forholdet i 2019 (12,4) var gennemsnitlig for perioden siden 1989.

Sammenfatning

- Månedsmidlerne for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i fjorde og kystvande var rekordlav i januar 2019, hvilket skyldtes en lav afstrømning i denne måned og efteråret 2018. Fra april og året ud var månedsmidlerne for 2019 på niveau med langtidsmidlerne (1989-2018). I de åbne indre farvande var mønstret det samme, med rekordlav koncentration i januar, hvorefter koncentrationen gradvist ændredes til niveauet for langtidsmidlen.
- Månedsmidlerne i 2019 for koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande var generelt lave og de hidtil laveste i fire ud af tolv måneder (januar, februar, maj og oktober). Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor var ligeledes lav igennem det meste af året i overfladevandet i de åbne indre farvande. De lave koncentrationer skyldes et større optag af fosfat som følge af en stimuleret planktonvækst grundet øget kvælstoftilførsel og en relativ stor indstrømning og generelt lav koncentration i vand fra den centrale Nordsø.
- Der blev ikke observeret væsentlig forhøjede koncentrationer af fosfat i efteråret i hverken fjorde og kystvande eller de åbne indre farvande, hvilket formodentlig skyldes en kombination af, at iltsvindet ikke var så udbredt i efteråret i store dele af farvandsområderne, og at de reaktive fosforpuljer i sedimentet sandsynligvis er mindsket i forhold til tidligere.
- Månedsmidlerne i 2019 for koncentrationen af opløst silicium i fjorde og kystvande var generelt lave og de hidtil laveste i fire ud af tolv måneder (maj, juni, juli og oktober). Koncentrationen var ligeledes lav i overfladevandet i de åbne indre farvande med de hidtil laveste niveauer i januar og oktober. De lave niveauer skyldes et større optag fra kiselalger samt en relativ stor tilførsel af vandmasser fra den centrale Nordsø med lavere koncentrationer.
- Dominerende vinde fra vestlige retninger i starten af året medførte, at transporten af næringsrige vandmasser fra den sydlige Nordsø blev blokeret, og at det indstrømmende bundvand til de åbne indre farvande hovedsageligt havde et ophav i den centrale del af Nordsøen med mere næringsfattige vandmasser. Der var således ikke nogen væsentlig påvirkning af Den Jyske Kyststrøm på de åbne indre farvande i 2019.
- Det på nationalt plan forholdsvis moderate iltsvind i efteråret i de åbne indre farvande gav ikke anledning til markant forhøjede fosfatkoncentrationer i bundvandet.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var i 2019 på niveau med de seneste 10 år. I de åbne indre farvande har den potentielle kvælstofbegrænsning været over 89 % af den produktive periode siden 2001.

- Den potentielle fosforbegrænsning i 2019 i fjorde og kystvande såvel som de åbne indre farvande var relativ høj, hvilket kan skyldes et større fosforoptag som følge af større kvælstoftilførsel. En formodet beskeden fosforfrigivelse fra sedimentet i sensommer og efterår kan have forstærket fosforbegrænsningen.
- Årsmidlerne for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i overfladevandet i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande viste, at der efter en periode med reduktion fra midten af 1990'erne ikke er sket nogen signifikant udvikling i koncentration siden 2003.
- Årsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande faldt kraftigt i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, men siden 2000 har der kun været et svagt fald. I de åbne indre farvande har DIP-koncentrationen ligget stabilt siden 1994 både i overfladevandet og i bundvandet.
- Reduktionen i næringsstofkoncentrationer siden slutningen af 1980'erne tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor og en reduktion i landbrugets kvælstofoverskud. Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Næringsstofkoncentrationerne har stabiliseret sig på et konstant niveau starten af 2000'erne.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i 2019 forholdsvis lav efter nogle år med højere niveauer. Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor var i 2019 ligeledes lav, hvilket skyldes en relativ større påvirkning fra den centrale end fra den sydlige Nordsø i 2019.

5 Planteplankton og vandets klarhed

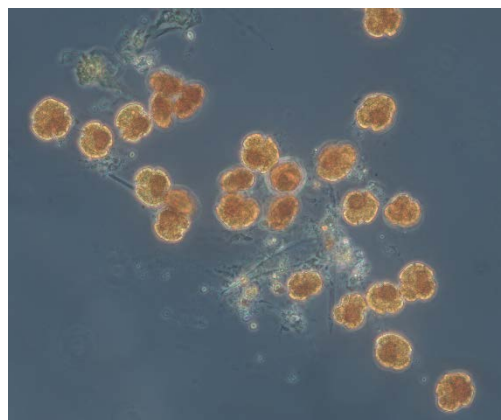
Signe Høgslund & Jacob Carstensen

Planteplankton er mikroskopiske, oftest encellede alger, som svæver frit i vandet. De lever som andre planter ved at omdanne solens energi til organisk stof vha. fotosyntese. Sollysets energi opfanges af cellernes pigmenter, hvor det vigtigste er klorofyl. Det umiddelbare produkt af fotosyntesen er kulhydrater, som algerne ophober og derefter omdanner til nye celler i en vækstproces. Væksten er afhængig af tilstedeværelse af næringsstoffer, hvor de kvantitativt vigtigste er kvælstof og fosfor. Planteplankton optager

kvælstof og fosfor direkte fra vandet primært som uorganiske forbindelser, som for kvælstof er ammonium, nitrit og nitrat og for fosfor er ortofosfat. Om vinteren er lysmængden begrænset og regulerer væksten af planteplankton, men om sommeren er der rigeligt med lys, og planteplanktonnets vækst vil derfor fortsætte, indtil den begrænses af mangel på tilgængelige næringsstoffer. I begyndelsen af vækstsæsonen er fosfor det primært begrænsende næringsstof, men hurtigt bliver kvælstof mest begrænsende. I fjorde kan fosfor være begrænsende i en længere periode om foråret, mens det i de åbne områder stort set er kvælstof, der er begrænsende efter nogle få uger om foråret med fosforbegrænsning. Den naturlige situation om sommeren i tempererede farvande som de danske er, at koncentrationerne af de begrænsende uorganiske næringsstoffer er tæt på nul i den øverste belyste del af vandsøjlen.

Planteplankton er som nævnt oftest encellede, og dermed kan hele organismen lave fotosyntesen og deltage i den efterfølgende vækstproces. Det er anderledes end for planter på land, hvor en del af planten er fx rødder eller strukturelle dele, der ikke optager lys og ikke direkte bidrager til væksten. Planteplankton kan dermed vokse meget hurtigere end landplanter, og en fordobling af biomassen pr. dag er ikke usædvanlig, når der er lys og rigeligt med næringsstoffer i vandet. Temperaturen spiller ikke nogen væsentlig rolle for væksten, så længe der er overskud af næringsstoffer. Mange arter af planteplankton kan tilpasse sig lave temperaturer ved at danne flere enzymer (Markager m.fl. 1999). Dermed er det de samlede tilførsler af næringsstoffer, som hovedsageligt styrer væksten af planteplankton i tempererede farvande som de danske, og den er derfor en god indikator for næringsstofftilførslers påvirkning af havmiljøet.

De negative miljøeffekter af næringsstofftilførsler starter med stimuleringen af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstofftilførsler, årsags-sammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekvenserne er velbeskrevet fx i form af store mængder planteplankton, uklart vand,



Planktonalgen *Karenia mikimotoi* forårsagede en helt exceptionel algevækst i december måned i Løgstør Bredning. Algen kan påvirke fisk og bundlevende filtratorer negativt, når den forekommer i høje koncentrationer.

Foto: Per Andersen.

iltsvind, tab af undervandsvegetation og negative effekter på fisk og biodiversitet. Da væksten af planteplankton er den proces, som forbinder en øget tilførsel af næringsstoffer med resten af eutrofieringskomplekset, er det en vigtig parameter at overvåge i havmiljøet. En øget vækst af planteplankton vil, alt andet lige, føre til en højere koncentration af planteplankton i vandet. Den effekt kan mindskes af en øget græsning på algerne, fx fra dyreplankton eller bunddyr som fx blåmuslinger, der sidder fast på bunden og lever af at filtrere planteplankton ud af vandet. Der vil ofte være en tendens til, at flere næringsstoffer også giver flere dyr og dermed mere græsning, men overordnet er der en positiv sammenhæng mellem tilførsler af næringsstoffer og mængden af planteplankton i vandet. Koncentrationen af planteplankton kan måles som biomasse, fx antal celler, eller klorofyl *a*, som er nemmere at måle og kun findes i planter. Klorofylkoncentrationen bruges derfor ofte som indikator for mængden af planteplankton og eutrofiering.

Den øgede produktion af planteplankton som følge af eutrofiering betyder, at vandsøjlen tilføres mere organisk stof. Noget af dette stof nedbrydes eller forsvinder ved græsning, men en del af det ophobes i vandet og på bunden. På bunden ophobes det organiske stof som mudder, dvs. havbunden bliver mere blød, får et højere indhold af organisk stof og dermed et højere iltforbrug. Når der er vind og dermed bølger, hvirvles muddret op i vandet som organiske partikler, der absorberer og spreder lys. Dette, sammen med den direkte lysabsorption af planteplankton, betyder, at flere næringsstoffer giver mere uklart vand. Vandets klarhed er dermed endnu en central parameter i overvågning af eutrofiering.

Generelt kan alle tre parametre: planteplanktons vækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed, bruges som indikator for eutrofiering, men de responderer lidt forskelligt. Planteplanktons vækst reagerer umiddelbart og kraftigt på ændringer i tilførsler af næringsstoffer. Klorofylkoncentrationen reagerer også på det overordnede plan, men i nogle situationer kan en ændret græsning betyde, at ændringer i tilførslerne af næringsstoffer ikke, eller kun delvist, bevirker en ændring i klorofylkoncentrationen (*Timmermann m.fl. 2010*). Den langsomst reagerende parameter er vandets klarhed og dermed lyssvækkelsen. Lyssvækkelsen i vandsøjlen skyldes primært organiske partikler og opløst organisk stof. Det ophobes ved eutrofiering og forsvinder kun langsomt over år til årtier. Desuden vil tab af bundplanter, især ålegræs, betyde en mindre stabil havbund og dermed en øget ophvirvling af partikler. Lyssvækkelsen stiger derfor ofte hurtigt ved stigende næringsstofftilførsler, men aftager langsomt – over årtier – ved faldende tilførsler. En høj lyssvækkelse er derfor en slags semi-permanent skade på kystnære økosystemer som følge af eutrofiering.

Metoder og datagrundlag

Analyserne i dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen i perioden 1975-2019 (betegnet NOVANA siden 2004). Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af plankton (*Kaas & Markager 1998; Jakobsen & Fossing 2015; Markager & Fossing 2014 og 2015*).

Data fra overfladevandsdatabasen, ODA, og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse (sigtdybde) fra 1989 og frem til og med 2019. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. fjorde- og kystvande samt åbne indre farvande.

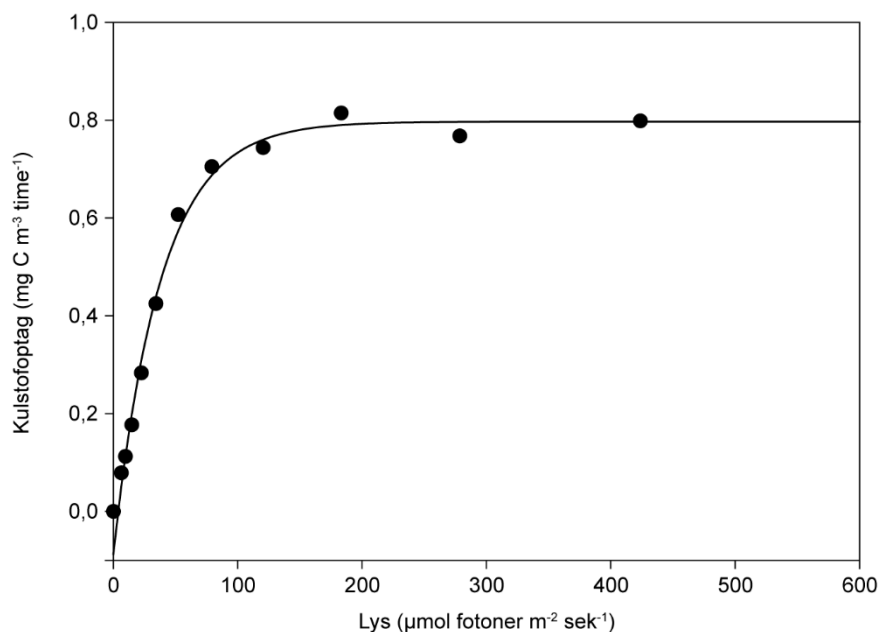
Til beskrivelsen af klorofyl og lyssvækkelse er benyttet samme statistiske metode til beregning af middelværdier, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstofkoncentrationer (se kapitel 4), hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde- og kystvande samt åbne farvande (bilag 1).

Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons optag af kulstof i én eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst ved en såkaldt PI-kurve (figur 5.1). Disse data kombineres med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons fordeling ned gennem vandsøjlen, således at man får et mål for algevæksten pr. areal af havoverfladen ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). De første målinger er fra 1975, og antallet af stationer i måleprogrammet har varieret gennem årene. Det er dog langt fra alle stationer, som er målt i alle år. I 2019 blev der målt på 14 stationer fordelt på otte stationer i de åbne indre farvande og seks i fjorde (Ringkøbing, Skive, Løgstør, Mariager, Odense og Roskilde). Da niveauet for algevæksten er forskelligt mellem stationer, vil et gennemsnit af de absolutte værdier påvirkes af hvilke stationer, der er målt det enkelte år. Dette kan udjævnnes ved at beregne produktionen for hver station og år som procent af middelværdien (PP-%) på den pågældende station (ligning 1). Derefter beregnes middelværdien af PP-% pr. år for alle stationer i henholdsvis de åbne indre farvande og fjordene. For at vise den tidlige udvikling i absolutte værdier og niveauforskellen mellem fjorde og åbne indre farvande er PP-% regnet tilbage til enheden ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) i figur 5.2 ved at gange med den gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande. I figur 5.3 anvendes PP-%, og de øvrige beregninger for årsproduktionen (tabel 5.1) er udført som PP-%.

$$\text{PP-\% (station, år)} = \text{PP (station, år)} / \text{PP-middel (station)} \times 100 \quad (\text{ligning 1})$$

I 1998 blev metoden for måling og beregning af algevæksten ændret på en række punkter. Effekterne af disse ændringer, baseret på sammenligninger af data beregnet med begge metoder for 2013, er en stigning i arealproduktionen på 13 %. Værdier fra før 1998 er derfor øget med 13 %.

Figur 5.1. Eksempel på sammenhæng mellem lys og kulstofoptagelse hos planteplankton (Ringsgaardbassinet syd for Fyn, 1. februar 2016, 10 m's dybde). Punkterne er målte værdier, og linjen er den tilpassede kurve.



I dette kapitel behandles overvågningsdata for planteplanktons vækst, mængden af planteplankton (klorofylkoncentration) og vandets klarhed (sigtdybde). Normalt ville der i dette kapitel også indgå data for tællinger af plante- og dyreplankton ved en beskrivelse af biomasse og forekomsten af arter. Dette emne er ikke behandlet i år pga. af problemer med biomasseberegninger og uafsluttet opdatering af databasen for overvågningsdata for disse parametre. Ligeledes indgår der normalt kvantitative analyser af planktonvækst i relation til kvælstoftilførsler, dette er ikke en del af årets rapport pga. uafklarede problemstillinger omkring nedbørsdata, som har betydning for beregningen af tilførslen af kvælstof til havet.

Sæsonvariationer

I tempererede farvande, som de danske, starter algevæksten under naturlige forhold med en kraftig opblomstring tidligt om foråret, typisk i februar eller marts, når lyset vender tilbage og vandsøjlen stabiliseres. På det tidspunkt er der rigeligt med næringsstoffer i vandet. Næringsstofferne er ophobet gennem vinteren pga. høj afstrømning af ferskvand fra land, som bringer næringsstoffer ud i havet, og ved remineralisering fra vinterens nedbrydning af organisk materiale. Efter forårsopblomstringen er algevæksten i ikke-eutrofierede systemer begrænset af tilgangen af næringsstoffer og holder derfor et stabil lavt niveau igennem sommeren.

I lavvandede områder, hvor vandsøjlen i perioder omrøres helt til bunden, som fx i de fleste danske fjorde, kan der sommeren igennem opstå mindre opblomstringer, når næringsstoffer tilføres overfladevandet fra fjordbunden. Sensommer og efterår stiger algevæksten ofte som følge af frigivelse af næringsstoffer fra bunden i forbindelse med iltsvind, evt. i kombination med en øget afstrømning fra land.

I dybere områder, hvor vandsøjlen er permanent lavdelt igennem hele vækstsæsonen, er algevæksten typisk lav sommeren igennem. Om efteråret kan der igen komme en opblomstring, når afstrømningen fra land stiger og vindenergien tiltager og forårsager en omrøring af vandsøjlen, som bringer næringsstoffer op i den øverste belyste del af vandsøjlen.

Generelt betyder høje tilførsler af næringsstoffer, at algevæksten i højere grad følger solindstrålingen, dvs. at algevæksten efter forårsopblomstringen fortsætter med at stige til omkring midten af juli. Forårsopblomstringen bliver således ofte mindre markant eller fraværende ved eutrofiering af tempererede marine områder, og sæsonfordelingen af algevæksten kan bruges som indikator for eutrofiering (*Timmermann m.fl. 2015*).

Sæsonvariation i 2019

Fjorde og kystvande

Fra januar til april var algevæksten på- eller lige under middelværdien for tidligere år (*figur 5.2*). I månederne maj, juni og juli var algevæksten mindre end normalt, især i maj måned, hvor algevæksten var under den nedre kvartil. Fra august til november var algevæksten igen omkring langtidsmiddelværdien.

I december var der en helt usædvanlig situation i Løgstør Bredning, hvor en opblomstring af furealgen *Karenia mikimotoi* forårsagede en helt exceptionel algevækst for december måned. En måling den 16 december viste en klorofyl

koncentration på $68 \mu\text{g Chl l}^{-1}$ og en algevækst på $2156 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Det er omkring 100 gange over den normale algevækst for december på stationen og ca. 10 gange højere end den hidtil højest målte værdi.

Opblomstring af *Karenia mikimotoi* startede i oktober og fortsatte ind i 2020, og må antages at være drevet af den høje ferskvandsafstrømning fra land i efteråret 2019 (kapitel 2), og de medfølgende store mængder af kvælstof, som blev tilført fjorden. Det er kendt fra litteraturen, at høj afstrømning stimulerer væksten af denne alge (Barnes m.fl. 2015). *Karenia mikimotoi* kan påvirke fisk og bundlevende filtratorer negativt, når den forekommer i høje koncentrationer, og kan dermed hæmme de græssere, som normalt begrænser mængden af alger i vandet (Bjørnsen og Nielsen 1991). Dermed skaber algen en situation, hvor den har vandsøjlen for sig selv. Efterhånden som lyset aftager i løbet af efteråret, burde den absolutte algevækst i gram kulstof pr. kvadratmeter falde, men fordi der bliver stadig flere alger i vandet, fortsætter den absolutte produktion med at være høj. Den relative produktion (procent vækst i mængden pr. dag) er dog meget lav, og situation er ustabil og følsom over for en kortvarig nedgang i algemængden. Det er derfor sandsynligt, at de store mængder næring som tilførtes fjorden i efteråret 2019, har gjort det muligt for algen at etablere så høj en biomasse, at den kan hæmme eller eliminere græssere, og dermed skabe en situation, hvor en ekstrem høj koncentration af alger kan opretholdes vinteren igennem. Den relativt varme december kan også have spillet en rolle for udviklingen i opblomstringen og situationer som denne kan opstå hyppigere i fremtidens klima med varme vintre og kraftig nedbør.

Ringkøbing Fjord udviste også et usædvanligt mønster i 2019. Her var algevæksten $2500\text{--}2900 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ fra august til oktober, hvilket er ca. 2-3 gange over det normale. Den relativt lange periode med meget høj algevækst betød, at Ringkøbing Fjord i 2019 var tilbage i den tilstand, den var i før 1996, hvor man ændrede slusepraksis, så saltholdigheden i fjorden blev højere. Data for saltholdigheden i fjorden viser, at den har været faldende, især siden 2003. Frem til 2017 var saltholdigheden dog over 8, for så at falde til 7,3 i 2018 og 6,8 i 2019. Der er antageligt et kritisk niveau for saltholdigheden på omkring 8. Saltholdigheden påvirker både planktonsammensætningen og muslingepopulationen i fjorden, to faktorer som tilsammen får fjordens økosystem til at ændre sig markant i negativ retning. Der er behov for en nærmere analyse af denne fjords økologiske tilstand.

Klorofylkoncentrationen beskriver koncentrationen af planteplankton i vandet. Mængden af planteplankton bestemmes af forholdet mellem algevæksten (beskrevet ovenfor) og tabet pga. græsning fra dyr og sedimentation. Sæsonfordeling af klorofylkoncentrationer i fjorde og kystvande viste forholdsvis høje værdier først og sidst på året. Således var koncentrationerne over middel i januar og februar og igen fra september til december (figur 5.2). Især i september og oktober var koncentrationerne meget høje. Dette indikerer, at græsningen ikke kunne holde trit med den øgede algevækst forårsaget af en øget kvælstoftilførsel i denne periode (Thodsen m.fl. 2020). I oktober var koncentrationen således i gennemsnit $5,1 \mu\text{g Chl l}^{-1}$ (middel for 1990-2019: 4,0, øvre kvartil: $4,42 \mu\text{g Chl l}^{-1}$). I månederne maj, juli og august var koncentrationerne lave og tæt på den nedre kvartil.

Sigtdybden er et udtryk for vandets klarhed, hvor især opløst organisk stof (humusstoffer), partikler og alger kan give uklart vand. Større sigtdybde betyder klarere vand. Sigtdybden var også præget af de usædvanligt høje tilførsler

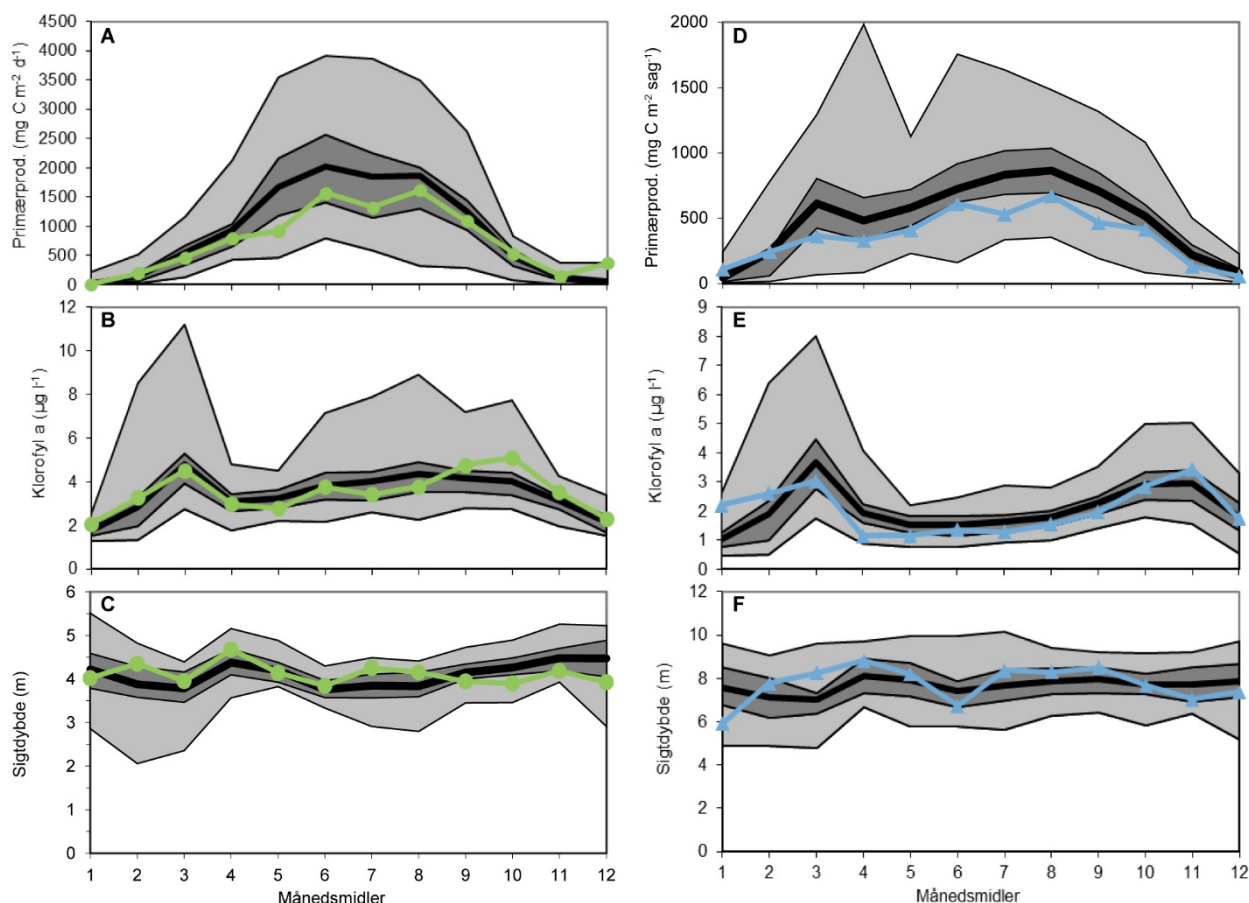
af ferskvand i perioder i 2019, men der var også perioder med relativt klart vand. Således var vandet generelt klarere end normalt i hele perioden fra februar til og med august (*figur 5.2*). I januar, og især fra september og resten af året, var sigtdybden dårligere end normalt. Det skyldes dels alger (klorofyl) men også at den høje afstrømning bragte store mængder af humusstoffer ud i fjorde og kystvande. Humusstoffer farver vandet brunt og udvaskes fra jorden når det regner.

Åbne indre farvande

I de åbne havområder fulgte algevæksten i 2019 den nedre kvartil i alle måneder undtagen januar og februar, hvor algevæksten var højere end normalt. Sæsonfordeling var relativt ens for alle stationer. Den høje algevækst i januar og februar 2019 er formodentlig koblet til de forhøjede algekoncentrationer der blev observeret i december 2018 (*Hansen m.fl. 2019*) og som fortsatte ind i 2019. Det er usædvanligt at vinterkoncentrationerne af alger er så høje som ved overgangen mellem 2018 og 2019. Årsagen til de høje vinterkoncentrationer er sandsynligvis den milde vinter med usædvanligt høje vandtemperaturer i perioden sammenholdt med lave vindhastigheder i perioden november-december 2018 og januar-februar 2019. De lave vindhastigheder har medført et mindre tab af algebiomasse, idet opblanding af vandmasserne har været lav. Den stabile vandsøjle har givet gode vækstforhold for de relativt store arter af kiselalger og furealger.

Klorofyl koncentrationen i de åbne indre farvande fulgte overordnet mønstret for fjordene med høje koncentration tidligt og sent på året. I januar og februar var koncentrationerne meget høje, i januar tæt på de højst målte, mens de fra oktober til december lå omkring eller over middelværdien (*figur 5.2*). De høje januar koncentrationer var et resultat af en forholdsvis høj algevækst ved årets start. Samtidig har græsningstrykket formodentligt været lavt. Hele vækstsæsonen fra marts til september var præget af lave koncentrationer, som lå omkring den nedre kvartil, og i april kun lidt over de lavest målte koncentrationer.

Vandets klarhed i 2019 fulgte sæsonmønstret fra fjorde og kystvande, med relativt uklart vand i januar og igen fra oktober, som følge af en større afstrømning af ferskvand og dermed næringsstofftilførsel (*figur 5.2*). I de øvrige måneder, februar til september, var vandet relativt klart, med undtagelse af juni.



Figur 5.2. Månedsmidler for 2019 for algevækst/primærproduktion (A, D), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (B, E) og sigtdybde (C, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationer i forhold til langtidsmidlen (1989-2018 for klorofyl a og sigtdybde, 1975/1977-2018 for algevækst) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre – og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje). Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande.

Tidslig udvikling

Fjorde og kystvande

Algevæksten i 2019 var på $273 \text{ g kulstof m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (gennemsnit for de seks stationer, vist som indekseret værdi i figur 5.3A), hvilket er et mindre fald i forhold til 2018. Gennemsnitsværdier dækker over ret forskellige tendenser, hvor tre fjorde, Odense, Mariager, og Løgstør, udviser et markant fald i algevæksten i forhold til 2018, mens produktionen i Roskilde og Skive fjorde er næsten uændret. I Ringkøbing Fjord er produktionen fordoblet fra 119 til $259 \text{ g kulstof m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, og algevæksten i fjorden var i 2019 på samme niveau som før ændringen i slusepraksis i 1996.

Klorofylkoncentrationen i 2019 var på $3,4 \text{ µg l}^{-1}$ og dermed marginalt højere end i 2018 (figur 5.4A) og på niveau med niveauet i 1990'erne. Årsmidlen var dog påvirket af ganske høje koncentrationer i årets sidste måneder. Klorofylkoncentrationen har udvist en generel stigende tendens i de senere år, og er steget med 48 % siden det laveste niveau 2012. Stigningen siden 2012 er statistisk signifikant og på $0,17 \pm 0,03$ (std. Err.) $\text{µg Chl l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($P=0,002$).

Sigtdybden var 4,1 m i 2019, hvilket er en mindre stigning (dvs. tendens til klarere vand) i forhold til 2018 (*figur 5.4B*). Gennemsnittet for de seneste 5 år (4,1 m) svarer til gennemsnittet for 1990'erne. Siden 2012, hvor sigtdybden var højest, er sigtdybden faldet signifikant med 0,05 m år⁻¹ ($\pm 0,020$ std. Err, $P=0,047$).

Tilførslen af næringsstoffer er en afgørende faktor for udviklingen i algevæksten. Det gælder både mængden af tilførte næringsstoffer og timingen af tilførslen i forhold til algernes vækstsæson. I fjorde og kystnære områder er det helt overvejende tilførslerne fra Danmark som bestemmer miljøforholdene. I de åbne indre farvande er der også en påvirkning fra vores nabolande (*Jørgensen et al. 2014*). Men for alle lande gælder, at næringsstofferne overvejende kommer fra det åbne land, og dermed at transporten af næringsstoffer det enkelte år styres af nedbør og afstrømning.

Året 2019 var ret ekstremt, idet der var en høj nedbør og afstrømning i marts og igen fra september og resten af året. Denne ujævne fordeling kom efter et meget tørt sidste halvdel af 2018. Kvælstoftilførslen fra danske landområder var derfor høj i kalenderåret 2019 sammenlignet med værdierne for de seneste ti år (*Thodsen m. fl. 2020*). Den høje kvælstoftilførsel i kalenderåret 2019 gav formentlig ikke anledning til en væsentlig forøget algevækst i 2019, fordi en stor del af tilførslen kom i efteråret dvs. efter vækstsæsonen, og fordi puljerne af næringsstoffer startede på et lavt niveau i 2019 som følge af den meget tørre afslutning på 2018.

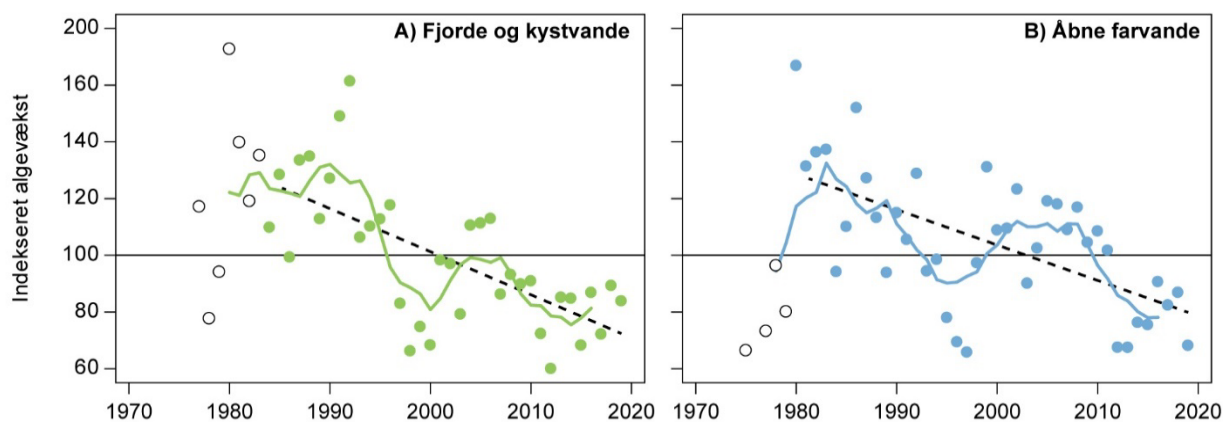
I 2018 var sæsonfordeling af nedbør omvendt, og afstrømningen var meget høj fra januar til april, for derefter at falde til langt under det normale, hvilket gav anledning til en høj algevækst i forhold til den samlede tilførsel af næringsstoffer i 2018.

Generelt har algevæksten været faldende med -1,69 % pr. år siden 1980 (*figur 5.3A*), hvilket skyldes de reducerede tilførsler af især fosfor (fra ca. 1985 og frem), men også at kvælstoftilførslerne blev ca. halveret fra 1994 til 2012. Der har været en tendens til stigning i algevæksten fra 2010 og især fra 2012 og frem (*figur 5.3 og tabel 5.1*), men udviklingen er ikke signifikant. Stigningen kan relateres til udviklingen i kvælstoftilførslerne fra danske landområder (*Hansen m. fl. 2019*).

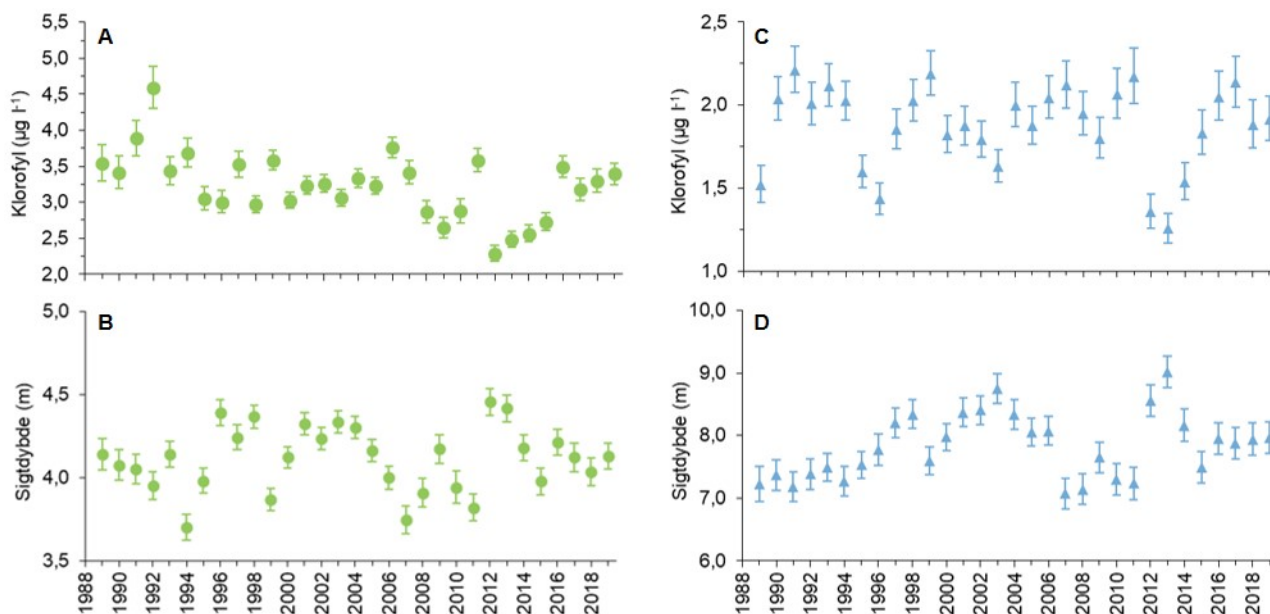
Samlet set viste de tre indikatorer at miljøtilstanden i fjorde og kystnære områder var uændret i 2019 i forhold til 2018, mens udviklingen siden 2012 har været negativ. Både klorofylkoncentrationen og sigtdybden har udviklet sig signifikant negativt, og algevæksten var stadig, på trods af et mindre fald i 2019, betydeligt over de lave værdier målt omkring år 2000 og omkring 2012. Når miljøtilstanden i vandsøjlen trods alt ikke udviklede sig mere negativt i 2019, på trods af en høj afstrømning og tilhørende høj tilførsel af kvælstof, var det fordi det meste af den høje afstrømning i 2019 kom efter vækstsæsonen, og dermed ikke påvirkede algevæksten så meget – med Løgstør Bredning som en undtagelse. Desuden var der meget lave niveauer af uorganiske næringsstoffer i de marine økosystemer ved årets start efter de meget lave tilførsler i 2018.

Tabel 5.1. Statistisk analyse af den tidlige udvikling i algevæksten. Koefficienten for udviklingen over tid (procent af middelværdi for hele perioden/år⁻¹) og signifikans ($P < 0,05$) er angivet for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til 2019. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråt. Resultatet af denne type analyse er følsom over for periodens starttidspunkt. Analysen er derfor udført systematisk med femårsintervaller fra 1975 dog brudt af starttidspunkterne 1998 og 2012. I 1998 var der, som nævnt i metodeafsnittet, et skift i metoden til måling og beregning af algevæksten, og det er derfor relevant at se separat på perioden fra 1998 og frem. Siden 2012 har kvælstoftilførslen generelt ligget på et højere niveau, hvorfor udviklingen er analyseret separat for 2012 og frem.

Periode	Fjorde		Åbne indre farvande	
	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)
1975 ≥	-1,30	< 0,0001	-0,45	0,20
1980 ≥	-1,69	< 0,0001	-1,25	0,0001
1985 ≥	-1,60	< 0,0001	-1,02	0,0027
1990 ≥	-1,64	0,0003	-0,84	0,046
1995 ≥	-0,72	0,11	-0,76	0,18
1998 ≥	-0,31	0,54	-2,10	0,0002
2000 ≥	-0,92	0,11	-2,29	0,0003
2005 ≥	-1,77	0,032	-3,45	0,0004
2010 ≥	0,64	0,61	-1,96	0,24
2012 ≥	2,01	0,24	1,61	0,28



Figur 5.3. Tidlig udvikling for algevækst i A) fjorde og kystvande og B) åbne farvande. Åbne symboler: år med data fra få stationer (ikke medtager ved beregning af lineær regressionslinje). Farvede symboler: øvrige år. Linjer repræsenterer 7 års glidende gennemsnit og stiplede linje den lineære udvikling. Metoden til indeksering af algevækst er beskrevet i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'.



Figur 5.4. Koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (A, C) og vandets klarhed målt som sigtdybde (B, D) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Årsmiddel $\pm$ 95% konfidensgrænser. Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande.

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande var på $167 \text{ g kulstof m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ i 2019 (vist som indekssværdi i figur 5.3B). Den markant lavere algevækst i 2019 (22 % lavere end 2018) ses på alle stationer undtagen på station 431 i Øresund og skyldes formentlig, at størstedelen af kvælstoftilførslen kom i efterårsmånederne. Det markante fald betyder, at den stigende tendens siden 2012 på nu 1,6 % pr. år, som indtil 2018 var signifikant, ikke længere er signifikant (tabel 5.1). Den lave værdi for 2019 er på niveau med de tidligere laveste værdier, som blev observeret 1996, 1997, 2012 og 2013.

Klorofylkoncentrationen i 2019 var marginalt højere end i 2018 ($1,92$ mod $1,88 \mu\text{g l}^{-1}$) (figur 5.4C). Siden 2012 har koncentrationen været signifikant stigende ($0,107 \pm 0,031$ Std. Err., $P=0,014$). Det relativt høje klorofylniveau i 2019, sammenholdt med en generel lav algevækst, skyldes høje klorofylkoncentrationer i vintermånederne, hvor algerne har et højt indhold af klorofyl.

Sigtdybden var 8,0 m i de åbne farvande ligesom i 2018 og har været forholdsvis konstant i de seneste 4 år (figur 5.4D). Det nuværende niveau svarer til sigtdybden omkring 2000. Der er sket et fald i sigtdybden på 0,6 m siden 2012, men faldet er ikke signifikant over årene ($P=0,1$).

Samlet var miljøtilstanden i vandsøjlen i 2019 for de åbne områder sammenlignelig med 2018. Men det er meget positivt, at algevæksten var så lav, at den i 2019 var på niveau med de hidtil laveste værdier.

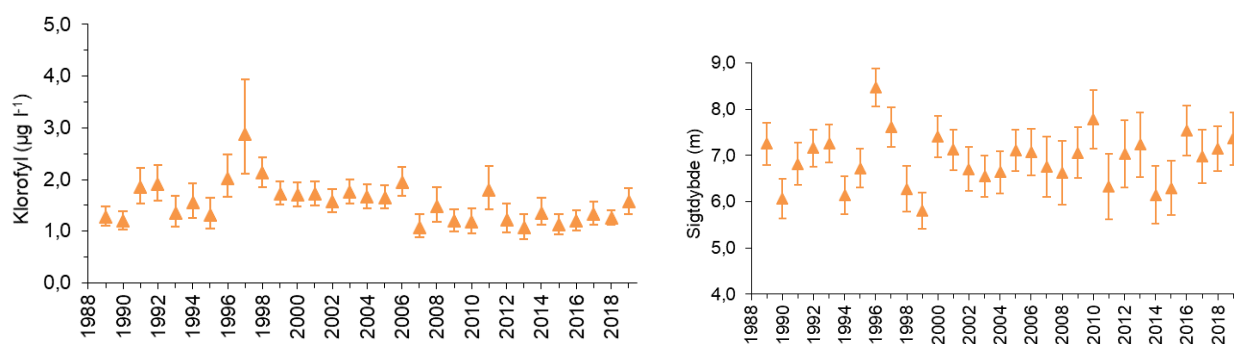
Nordsøen

Miljøtilstanden i Nordsøen er kun vurderet ud fra målinger af klorofylkoncentration og sigtdybde, da algevæksten ikke måles i Nordsøen.

Klorofylkoncentrationen er vist på figur 5.5A. Overordnet har klorofylkoncentrationen været faldende fra 1982 til 2018, men fra 2018 til 2019 er klorofyl

koncentrationen steget fra 1,3 til 1,6 μg klorofyl l^{-1} . Den faldende tendens er stadig signifikant, med et fald på $-0,016 \mu\text{g}$ klorofyl $\text{l}^{-1} \text{år}^{-1}$ (std. err. $\pm 0,007$, $P = 0,03$) svarende til ca. 1 % pr. år. Faldet var kraftigst i perioden 1997-2009 ($-0,085 \pm 0,023 \mu\text{g}$ klorofyl $\text{l}^{-1} \text{år}^{-1}$, $p = 0,003$), og siden 2007 har der ikke været nogen udvikling i koncentrationen. Faldet i klorofylkoncentrationen afspejler en støt faldende tilførsel af næringsstoffer fra de fleste lande omkring Nordsøen og i den atmosfæriske deposition af kvælstof.

Sigtdybden i Nordsøen er i gennemsnit på 6,9 m for hele overvågningsperioden (figur 5.5B). Der er ingen udvikling i sigtdybden over den samlede periode. Fra 1999 til 2010 var der en tendens til stigende sigtdybde, dvs. klarere vand ($0,06 \text{ m år}^{-1}$, $P = 0,14$). Det er ca. samme periode, hvor klorofylkoncentrationen faldt mest, så de to variable viser samstemmende en positiv udvikling i 00'erne, som så er ophørt omkring 2009. Sigtdybden i 2019 var 0,2 m højere end i 2018, og der er en tendens til en stigende sigtdybde de sidste seks år, som dog ikke er signifikant ($P=0,08$).



Figur 5.5. A) Koncentration af klorofyl i Nordsøen, B) Sigtdybde i Nordsøen. Årsmiddel $\pm$ 95 % konfidensgrænser. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer, da der fra 2007 til 2013 ikke blev målt i den åbne del af Nordsøen. Årsmidlerne for denne periode er bestemt ud fra antagelsen, at de kystnære stationer, når der korrigeres for rumlige forskelle, afspejler den generelle tidslige variation for hele Nordsøen og Skagerrak.

Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

Regressionsanalysen af algevækst mod år (tabel 5.1) er ikke optimal i forhold til at belyse den tidslige udvikling i eutrofiering, da år til år variationer i ferskvandsafstrømningen giver betydelige variationer i kvælstoftilførslerne. En statistisk bedre metode til vurdering af udviklingen er derfor at se på den direkte sammenhæng mellem algevæksten og de absolutte danske kvælstoftilførsler og derefter vurdere effekter af udviklingen i kvælstoftilførsler.

Denne type analyser er foretaget i tidligere rapporter og har vist, at tilførsler fra danske landområder i vækstsæsonen har en signifikant effekt på algevæksten i danske farvande, og at den umiddelbare effekt er omkring 0,3 til 0,5 % pr. procent reduktion i tilførslerne (Hansen *m. fl.* 2019). Samtidig viser analyserne, at der i tillæg er en forsinket effekt over en årrække, så den samlede effekt er noget større. Analyserne viser dermed, at algevæksten kan reduceres ved en forvaltning, som reducerer de danske tilførsler af kvælstof.

Sammenfatning

- I fjorde og kystvande var algevæksten markant under langtidsmidlen i maj, juni og juli, og vandet var mere klart end normalt fra februar til august. I efteråret forårsagede høje klorofylkoncentrationer og tilførsel af humusstoffer ringe sigtddybder omkring og under den nedre kvartil.
- I Løgstør Bredning var der sent i 2019 en helt exceptionel opblomstring af algen *Karenia mikimotoi* som antagelig var udløst af det våde vejr i slutningen af 2019.
- I Ringkøbing Fjord var algevæksten 2-3 gange over det normale i efterårsperioden. Det kræver yderligere analyser af fjordens økologiske tilstand at fastlægge årsagssammenhængene bag denne negative udvikling.
- I de åbne indre farvande var algevæksten markant under langtidsmidlen fra marts og året ud. Klorofylkoncentrationen var lav i vækstsæsonen og vandet var relativt klart, dog ikke i juni. I årets første måneder var der meget høje klorofylkoncentrationer og uklart vand.
- Algevæksten i 2019 var lavere end i 2018 både for fjorde og kystvande samt for åbne indre farvande. Da meget af årets kvælstofafstrømning skete efter vækstsæsonen, gav det således ikke anledning til øget algevækst, og effekterne af efterårets store kvælstofafstrømning på det pelagiske system var begrænset i 2019.
- Set over hele perioden fra 1990 til 2019 er udviklingen i vandsøjlen positiv, men udviklingen i algevækst, klorofyl og sigtddybde har de seneste knap 10 år vist tilbagegang i miljøforholdene.

6 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakteriers og andre mikroorganismeres respiration ved nedbrydning af organisk stof. Forbrugets størrelse afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof og af temperaturen. I Danmark betegnes det som *iltsvind*, når iltkoncentrationen i vandet er 4 mg l^{-1} eller lavere og som *kraftigt iltsvind*, når koncentrationen er under 2 mg l^{-1} . Niveauet mellem 2 og 4 mg l^{-1} kaldes for *moderat iltsvind*. Iltsvind forekommer hovedsageligt fra juli til november, men i nogle kystvande opstår iltsvind ofte før juli.



Måling af iltforbrug i sediment og vandsøjle i vådlaboratoriet ombord på Aarhus Universitets forskningsskib AURORA. Foto: Kitte Linding Gerlich.

Iltsvind er i løbet af de seneste ca. hundrede år forøget i hyppighed, udbredelse, varighed og intensitet som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringsstoffer og organisk stof) og klimaforandringer. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og nedbrydes. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden i områder, hvor vandsøjlen er lagdelt. Klimaforandringer i form af stigende temperatur, øget nedbør og ændrede vindforhold påvirker også iltforholdene. Stigende temperatur stimulerer udviklingen af iltsvind, idet iltets opløselighed i vand falder, og iltforbruget stiger med temperaturen. Øget nedbør kan medføre en større tilførsel af næringsstoffer og organisk stof samt medvirke til at stabilisere lagdelingen af vandsøjlen. Vindforholdene påvirker opblandingen af vandmasserne samt vandstrømmene og dermed iltforholdene.

De aktuelle vejrmæssige forhold bidrager til at fastholde, fremme eller mindske iltsvind. Ilttilførslen til bundvandet er først og fremmest styret af vind- og strømforholdene, som er afgørende for opblandingen af vandsøjlen og vandudskiftningen nær bunden. Dårlig omrøring og svag strøm kan føre til lagdeling af vandsøjlen og utilstrækkelig ilttilførsel til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med stille, varme perioder med temperaturlagdeling og/eller saltlagdeling af vandsøjlen. Ved temperaturlagdeling flyder varmere og dermed lettere overfladevand oven på koldere og dermed tungere bundvand. Ved saltlagdeling er overfladevandet mindre salt og dermed lettere end bundvandet. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind.

Iltsvind forekommer også naturligt, dvs. uden eutrofiering eller klimaforandringer, men kun i meget begrænset omfang og typisk i dybere sedimentationshuller. Det er således eutrofiering, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang ud over det naturlige, mens det er de vejrmæssige forhold, som udløser iltsvind og er afgørende for år til år variationen i dets udbredelse, varighed og intensitet. Klimaforandringer vil som oftest forstærke effekten af eutrofiering.

Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk. Larvestadiet af nogle bunddyr og fisk påvirkes af faldende iltindhold endnu inden, at der er tale om egentligt iltsvind. Ved moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved også fisk og mobile bunddyr kan blive fanget i det iltfattige vand.

Iltsvind påvirker desuden den kemiske og biologiske omsætning i havbunden, fx mindsker iltsvind havbundens evne til at tilbageholde næringsstoffer og svovlbrinte. I havbunden er en del af næringsstofferne bundet til iltede forbindelser. Ved længerevarende iltsvind reduceres de iltede forbindelser, og de tilknyttede næringsstoffer frigives til vandfasen (intern belastning). Længerevarende iltsvind kan også føre til, at der dannes hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen. Svovlbakterierne i liglaget bruger det sidste ilt i bundvandet til at ilte svovlbrinte, der er trængt helt op i de øverste millimeter af havbunden, til gullighvid, elementær svovl. Liglaget repræsenterer derfor den sidste barriere, inden svovlbrinte frigives til vandfasen. Den ændrede stofomsætning i forbindelse med iltsvind medfører også en større produktion af metan i havbunden. Metanbobler, som strømmer ud af havbunden, kan løfte den øverste del af havbunden op i vandet (bundvending), og herved frigives svovlbrinte til vandfasen. Svovlbrinte er så giftig, at den slår de fleste tilstedeværende bunddyr og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder fiskenes fødegrundlag, og bunddyrenes fysiske aktivitet i havbunden (bioturbation) ophører. Bunddyrenes bioturbation er vigtig for at holde havbunden veliltet og dermed reducere frigivelsen af næringsstoffer og svovlbrinte fra havbunden. Der kan gå mange år efter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artsammensætning og individantal.

Metoder og datagrundlag

Iltindholdet i vandsøjlen måles efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger til det nationale overvågningsprogram (*Vang & Hansen 2015*). Gennemsnitlige iltkoncentrationer i bundvandet (nederste 2,5 m på stationer med vanddybde på min. 5 m) for iltsvindperioden (juli-november) er beregnet på baggrund af målinger på de nationale overvågningsstationer i perioder med et veldefineret springlag (densitetsforskel mellem overflade- og bundvand ($\Delta \sigma_T$) > 0,5 for fjord- og kyststationer, og $\Delta \sigma_T > 1$ for stationer i åbne indre farvande). De gennemsnitlige koncentrationer er korigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved statistisk modellering. Stationerne er grupperet i 'fjorde og kystvande' samt i 'åbne indre farvande'.

Iltsvindets arealudbredelse er beregnet med en model, som angiver iltsvindets udstrækning beregnet ud fra iltprofiler målt på en lang række repræsentative stationer og dybdeforholdene i farvandene (*Rytter m.fl. 2017*).

Udviklingen i 2019

Vejrlig

De vejrmæssige forhold og tilførslen af næringsstoffer er af stor betydning for udviklingen af iltsvind. Den første halvdel af 2019 var relativ varm, hvilket kombineret med et generelt varmt 2018 resulterede i høje vandtemperaturer fra årets start, og årsmidlen for 2019 var den tredjehøjeste for overfladevandet

og den højeste for bundvandet siden 1965 (*kapitel 2*). Der var en stor ferskvandsafstrømning og dermed tilførsel af næringsstoffer til havet fra land i marts. Vindmæssigt var 2019 kendetegnet ved, at der i foråret var relativt lidt vind i april, men relativt meget vind i første halvdel af maj (*kapitel 2, Hansen & Rytter 2019A, B, C, D*). Hen over sommeren var vinden overvejende under langtidsmidlen (1994-2018), dog var der relativt meget vind først i juli samt midt i august og midt i september (*Hansen & Rytter 2019 A, B*).

Iltsvind

Årets gang

Iltsvindets forløb i 2019 var ud over de vejrmæssige forhold påvirket af, at iltsvindet det foregående år stoppede markant tidligere end fx i 2016. Det betød, at havbunden havde mere tid end i 2017 til at geniltes inden iltsvindssæsonen i 2019. Det burde gøre havbunden mere robust over for udvikling af iltsvind. I 2019 opstod der alligevel iltsvind flere steder ret tidligt på året, hvilket formodentlig skyldes en kombination af de høje vandtemperaturer fra årets start, en stor tilførsel af næringsstoffer først på året efterfulgt af en solrig og vindsvag april (*kapitel 2 & 4*). Disse forhold har givet grundlag for en forårsproduktion af plankton, som efterfølgende for en stor dels vedkommende er blevet omsat på bunden og har ført til et stort iltforbrug i bundvandet (*kapitel 5*). Desuden har de svage vinde i april hæmmet opblandingen af vandsøjlen og dermed tilførslen af iltholdigt vand fra overfladen til bunden, og de relativt høje temperaturer i bundvandet har reduceret opløseligheden af ilt og stimuleret omsætningen af organisk stof.

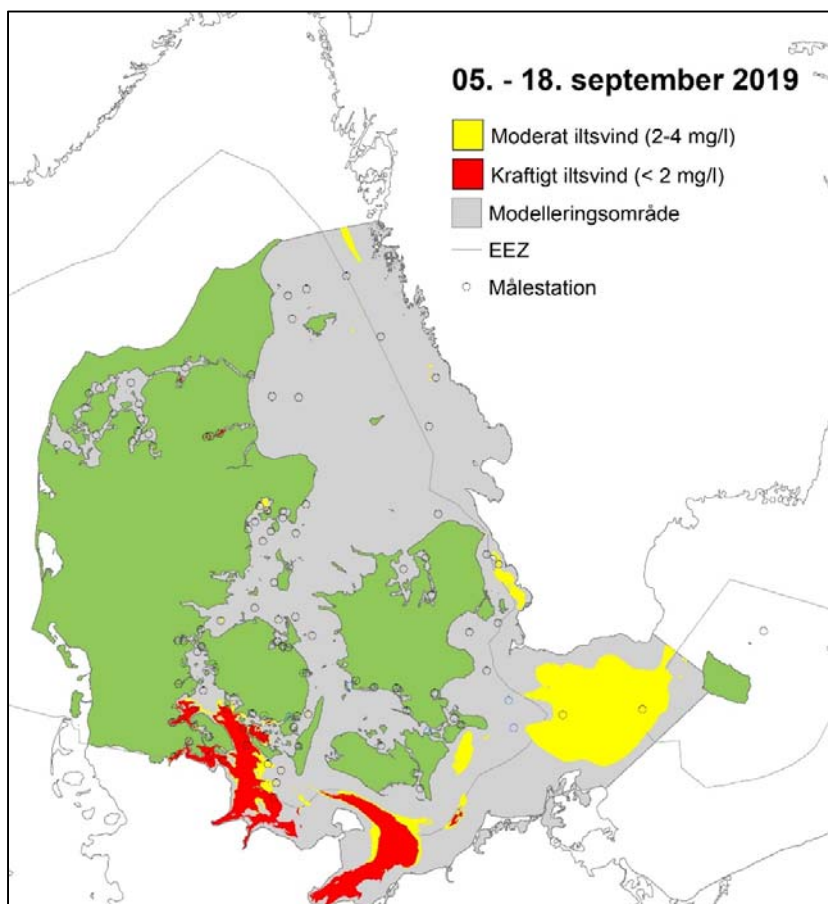
I 2019 blev det første iltsvind uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder registreret allerede i starten af maj i Haderslev Fjord, Nybøl Nor og Det Sydfynske Øhav (*Hansen & Rytter 2019A*). I starten af juni var der iltfrit ved bunden i Lillebælt nord for Als ved årets første måling på lokaliteten, hvilket tyder på, at iltsvindet var startet i maj. Midt i juni blev der konstateret iltsvind i Limfjorden, Aabenraa Fjord, Flensborg Fjord og i det sydlige Lillebælt mellem Als og Ærø.

Iltsvindet tog til i styrke og udbredelse i løbet af juni, juli og august især i de områder, som er relativt udsatte for iltsvind. Blæst først i juli og frisk vind midt i august forbedrede iltforholdene i en kortere periode i de lavvandede områder, men ændrede ikke på forholdene i de dybere områder. Flere steder, fx Haderslev og Aabenraa Fjord, blev der registreret iltfrie forhold i bundvandet, frigivelse af den giftige gas svovlbrinte samt døde bunddyr og fisk (*Hansen & Rytter 2019A*).

Iltsvindet tog yderligere til i styrke og udbredelse i sidste halvdel af august og første halvdel af september, hvor store dele af bunden i de berørte områder var påvirket af kraftigt iltsvind (*figur 6.1, Hansen & Rytter 2019B*). Blæst midt i september fjernede iltsvindet i en stor del af de lavvandede områder, mens iltsvindet i de dybere områder blev fordelt vertikalt og horisontalt i en større del af vandsøjlen. Relativ svag vind i slutningen af september og første halvdel af oktober kombineret med fortsat høje temperaturer i bundvandet betød, at iltsvindet hurtigt reetablerede sig i de dybere områder, men ikke i de lavvandede områder, efter blæsten midt i september (*Hansen & Rytter 2019C*). I løbet af november forbedredes iltforholdene i de fleste områder, men sidst i november var der alligevel usædvanlig meget iltsvind for årstiden (*Hansen & Rytter 2019D*). På enkelte lokaliteter var der iltsvind ind i december.

Iltsvindet i de danske farvande var i 2019 særlig udbredt og intenst i Limfjorden, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt. I de tilstødende tyske vandområder blev der registreret udbredt kraftigt iltsvind i Kiel Bugt, Mecklenburg Bugt og Lübeck Bugt.

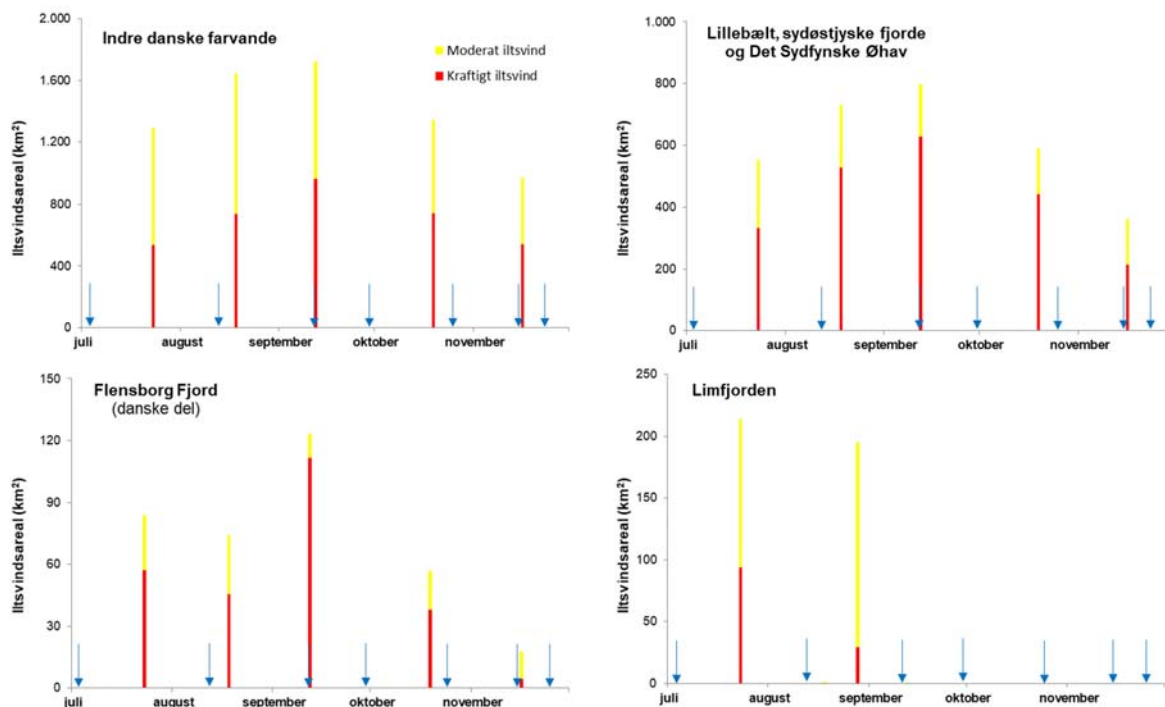
Figur 6.1. Kortet viser den model-
lerede udbredelse af iltsvind
medio september 2019. EEZ står
for 'Exclusive Economic Zone' og
afgrænser de danske farvande
(Hansen & Rytter 2019B).



Der var en del områder i de indre farvande, hvor der enten slet ikke eller kun sporadisk blev konstateret iltsvind i 2019. Det gjaldt bl.a. for den åbne del af Kattegat, nogle østjyske fjorde, og farvandene rundt om Lolland og Falster. I Aarhus Bugt og omgivende farvande (bortset fra Knebel Vig), Storebælt og farvandene rundt om Sjælland var der også relativt lidt iltsvind. Dog opstod der moderat og kraftigt iltsvind i Hjelm Bugt og moderat iltsvind i de dybere områder af Øresund fra sidst i august til ind i november. Iltsvindsovervågningen dækker ikke alle lavvandede områder i kystvandene. Der kan således lokalt opstå iltsvind, som ikke fremgår af den nationale iltsvindsovervågning.

Udvikling af iltsvindsareal i udvalgte områder

Iltsvind er meget dynamisk og ændres både i udbredelse og intensitet i løbet af året. Vinden har stor betydning for udviklingen gennem året. I figur 6.2 er vist de modelberegned arealer for de samlede indre danske farvande og for områderne Lillebælt/sydøstjyske Fjorde/Det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord og Limfjorden. Vindhændelser med middelvind $> 6 \text{ m s}^{-1}$ er markeret i figuren. Denne vindstyrke er tilstrækkelig til at mindske iltsvindets udbredelse betydeligt i de lavvandede områder og svække lagdelingen i de dybere områder.



Figur 6.2. Udvikling i arealet af moderat iltsvind ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) i 2019 i de indre danske farvande og i tre udvalgte delområder. Arealerne er opgjort for medio juli, august, september, oktober og november – for Limfjorden er arealet også opgjort sidst i august. Pilene angiver vindhændelser med en døgnmiddelvind på over 6 m s^{-1} .

Indre danske farvande: Medio juli var iltsvindet veletableret. Iltsvindet blev forstærket gennem august og toppede i september, hvorefter iltsvindet langsomt aftog. Vindhændelserne var ikke tilstrækkelig kraftige og/eller langvarige til at mindske iltsvindet, før de blev mere hyppige i efteråret, hvor faldende temperatur i bundvandet også svækkede iltsvindet. Kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) udgjorde godt 40 % af iltsvindsarealet ved de to første opgørelser og godt 50 % ved de tre sidste opgørelser.

Lillebælt, sydøstjyske fjorde og Det Sydfynske Øhav (max-dybde 40-45 m): I Lillebælt var iltsvindet som normalt begrænset til den sydlige del, hvor der var et forholdsvis stabilt udbredt iltsvind, hvilket også var tilfældet i Det Sydfynske Øhav. I Haderslev og Aabenraa Fjord var iltsvindet mere dynamisk, men i perioder meget intenst. Vindhændelsen i september, som var i perioden for arealopgørelsen, kunne ikke forhindre, at udbredelsen i september var større end i august. Det skyldes de forholdsvis store dybder i store dele af området, hvor vandsøjlen kræver meget vindenergi for at blive opblandet. Området omfatter flere af de såkaldte sårbare områder, som er områder, der rammes af iltsvind hvert år. De sårbare områder er også karakteriseret ved, at andelen af kraftigt iltsvind ofte er høj – for dette område 60-80 % i 2019.

Flensborg Fjord (danske del, max-dybde ca. 30 m): Flensborg Fjord er, lige som fx Aabenraa og Mariager Fjord, en *tærskelfjord*. Fjorden er også et forholdsvis dynamisk iltsvindsområde, bl.a. som følge af den mindre vanddybde sammenlignet med det sydlige Lillebælt, som gør iltforholdene i bundvandet mere påvirkelig af vindhændelser. Iltsvindet var veletableret i juli, men iltsvindet blev reduceret i udbredelse som følge af blæsten midt i august. Vindhændelsen midt i september forstærkede til gengæld iltsvindet i både udbredelse og intensitet.

Blæsten i september var kraftigere og mere langvarig end blæsten i august (især i de sydlige dele af landet), hvilket umiddelbart ville forventes at svække iltsvindet. I dette tilfælde pressede den kraftige vestenvind overfladevandet mod øst, hvilket udløste en tilbagestrømning af meget iltfattigt bundvand fra det sydlige Lillebælt ind i Flensborg Fjord. Næsten hele iltsvindsarealet (90 %) var påvirket af kraftigt iltsvind i september, hvor ikke mindre end $\frac{3}{4}$ af fjordbunden var påvirket af iltsvind.

Limfjorden (max-dybde ca. 20 m): Limfjorden er relativt lavvandet og er et øst-vest-vendt stræde med gennemstrømning af især vand fra Nordsøen. Det bevirker, at Limfjorden er et meget dynamisk iltsvindsområde, hvor iltsvind opstår og forgår hurtigt. Iltsvind opstår typisk tidligt i Limfjorden, hvilket også var tilfældet i 2019, hvor der blev registreret iltsvind midt i juni. Midt i juli var iltsvindet veletableret, og knap halvdelen af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind. Blæsten midt i august fjernede fuldstændigt iltsvindet, men allerede sidst i august var iltsvindet etableret igen. Dette iltsvind var dog ikke lige så intenst, idet andelen af kraftigt iltsvind var knap 30 % mod godt 40 % midt i juli, hvor iltsvindet havde haft en længere periode til at udvikle sig. Blæsten midt i september fjernede atter iltsvindet. Efterfølgende var kombinationen af periodisk blæst og faldende temperatur nok til at forhindre yderligere udvikling af iltsvind i Limfjorden.

Tidslig udvikling i arealudbredelsen af iltsvind

Der har været meget store udsving mellem årene i det areal af havbunden, som er berørt af iltsvind i september, hvor iltsvind typisk har sin maksimale udbredelse (*figur 6.3*). Den hidtil største udbredelse af iltsvind blev registreret i 2002 og opstod som følge af en uheldig kombination af en stor tilførsel af næringsstoffer, forholdsvis lidt vind og relativ høj bundvandstemperatur. Den hidtil mindste udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringsstoffer og lave temperaturer i bundvandet.

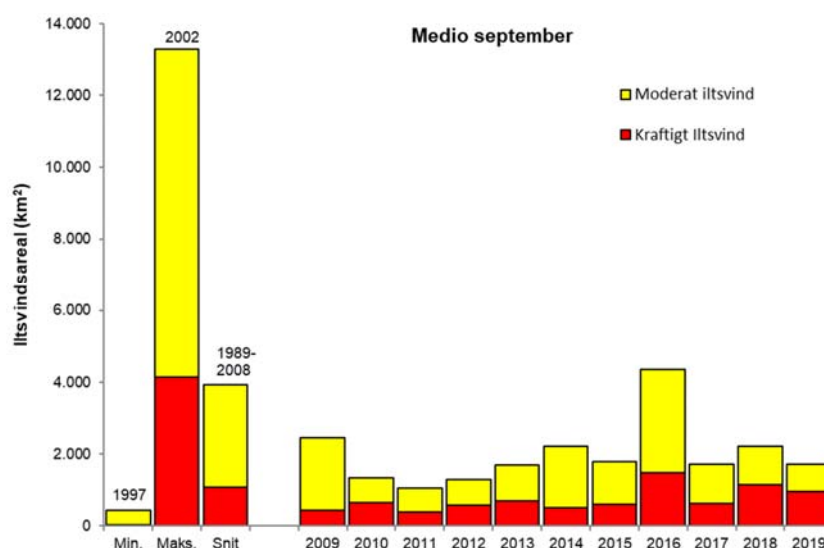
I 2019 var udbredelsen af iltsvind i de danske farvande medio september lidt mindre end i 2018, på niveau med 2017, markant mindre end i 2016 og gennemsnittet for 1989-2008 og markant større end i 2010-2012, hvor iltforholdene generelt var relativt gode. Med baggrund i det solrige og varme vejr hen over sommeren kan det virke lidt overraskende, at iltsvindets udbredelse midt i september 2019 ikke var større end på samme tidspunkt i 2017, hvor sommeren var kølig. Forklaringen er formodentlig en kombination af to ting. For det første var der midt i september 2017 den for september mest markante vindhændelse i 27 år med stormende kuling med vindstød af stormstyrke. Det bevirkede en reduktion i iltsvindets udbredelse også i de dybere områder. Det blæste også en del midt i september 2019 men ikke med nær samme styrke, hvilket betød, at iltsvindet kun blev reduceret i de lavvandede områder. For det andet var iltsvindets udbredelse i 2017 påvirket af et efterslæb fra en meget sen afslutning af iltsvindssæsonen i 2016, mens der ikke var et tilsvarende efterslæb i 2019.

I 2019 var godt halvdelen af iltsvindsarealet medio september påvirket af kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg}^{-1}$), hvilket er på niveau med 2018, men markant højere end i 2014-2017. Den høje andel af kraftigt iltsvind indikerer, at iltsvindet især forekom i de mest sårbare områder, som modsat de mere robuste områder hurtigt udvikler kraftigt iltsvind (*figur 6.1*). Det er overvejende de samme områder, som hvert år påvirkes mest af iltsvind. De gentagne iltsvind betyder, at hav-

bunden ikke har de stabile biologiske og kemiske forhold, som er forudsætningen for at opbygge en bufferkapacitet mod udvikling af iltsvind i form af en tilstrækkelig geniltning af bunden inden iltsvindsæsonen.

Den større udbredelse af iltsvind i perioden 2013-2019 sammenlignet med 2010-12 viser, at iltsvind fortsat kan brede sig over større områder og blive meget intenst, hvis de eutrofieringsmæssige og vejrmæssige forhold stimulerer udviklingen af iltsvind.

Figur 6.3. Udvikling i areal af moderat iltsvind ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) medio september i de indre danske farvande for perioden 2009-2018 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2018 og gennemsnittet for perioden 1989-2008. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2 .



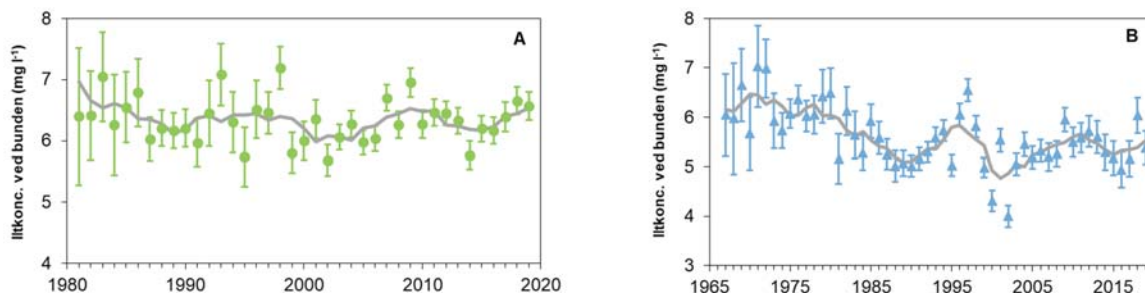
Tidlig udvikling i bundvandets iltforhold

Fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande

I fjorde og kystvande var iltkoncentrationen ved bunden som gennemsnit for juli-november i 2019 på niveau med 2018 og lidt højere end det gennemsnitlige niveau for hele overvågningsperioden ($6,3 \text{ mg/l}$) (figur 6.4). I de åbne indre farvande var der en markant stigning i bundvandets iltkoncentrationen i 2018, men i 2019 faldt koncentrationen til et niveau lidt under gennemsnittet for hele perioden ($5,6 \text{ mg/l}$).

Iltforholdene i bundvandet har endnu ikke responderet fuldt ud på reduktionen i tilførslen af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne, hvilket formodentlig skyldes en kombination af strukturelle forandringer i økosystemet (såsom ændrede fysiske-kemiske-biologiske forhold), øget lagdeling, højere temperatur, intern tilførsel af næringsstoffer fra havbunden og en reduceret genopbygning af sedimentets bufferkapacitet mod iltsvind, dvs. iltning af havbunden (Riemann m.fl. 2016). Øget lagdeling og højere bundvandstemperaturer har påvirket i retning af en reduceret ilttilførsel, en mindsket opløselighed af ilt i vand og et øget iltforbrug og dermed en lavere iltkoncentration i bundvandet. Dog har der været en tendens til en vis forbedring af iltkoncentrationen i bundvandet i fjorde og kystvande de seneste år, mens udviklingen i de åbne indre farvande har været mindre entydig. Det må betyde, at nogle af de andre regulerende faktorer har påvirket udviklingen i retning af højere iltkoncentration fx ved en mindre intern tilførsel af næringsstoffer.

I overvågningsperioden har det årlige gennemsnit for iltkoncentrationen i fjorde og kystvande varieret inden for et forholdsvis snævert interval, mens der set over hele perioden har været forholdsvis større udsving i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande. Den tidlige udvikling indikerer, at der er nogle gentagne svingninger i iltindholdet i begge farvandstyper, men mest tydeligt i de åbne indre farvande, med lavpunkter i iltkoncentrationen omkring 1989-90, 2002-03 og 2014-16. Disse svingninger er formodentlig relateret til variationer i klimatiske forhold og vandstrømme, hvilket dog ikke er undersøgt nærmere.



Figur 6.4. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet (nederste 2,5 m) i A) fjorde og kystvande og B) åbne indre farvande for juli-november i perioder med lagdeling på stationer med vanddybder på mindst 5 m (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Grå linje angiver 5-års løbende gennemsnit. Bemærk at data for åbne indre farvande omfatter en længere årrække end for fjorde og kystvande.

Regionale områder

Langtidsudviklingen

Der er store regionale forskelle i udviklingen af iltkoncentrationen i bundvandet. Langtidsudviklingen i iltsvindsperioden juli-november viser generelt en faldende tendens i alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet (tabel 6.1). Af de otte områder, der viser negativ udvikling i bundvandets iltkoncentration, er der et statistisk signifikant fald i halvdelen af områderne. Her er iltforholdene gennemsnitligt forringet med $0,013\text{--}0,048 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Der er en statistisk signifikant stigning i bundvandets iltkoncentration i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet på $0,028 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

De underliggende årsager til udviklingen på regionalt plan er ikke undersøgt nærmere i forbindelse med denne rapport. Men den overvejende tendens til faldende iltkoncentrationer er i overensstemmelse med forventningerne som følge af forøget tilførsel af næringsstoffer (eutrofiering) og efterfølgende en forsinket respons på reduceret tilførsel af næringsstoffer (oligotrofiering). Desuden er havtemperaturen steget ca. $1,5^\circ\text{C}$ de sidste 40 år (kapitel 2), hvilket mindsker opløseligheden af ilt og øger iltforbruget, og samtidig er hyppigheden af lagdeling af vandsøjlen taget til, hvilket har mindsket tilførslen af ilt fra overfladevandet til bundvandet (Riemann m.fl. 2016).

Tabel 6.1 Lineære trendanalyser af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone (lysere grå = stigning, mørkere grå = fald).

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling (mg l ⁻¹ år ⁻¹)
Vestjyske fjord- og kyststationer	28	4	1989-2019	0,1662	0,015
Limfjorden	40	9	1980-2019	0,0876	-0,019
Østjyske fjorde	47	11	1972-2019	0,5569	-0,003
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	42	3	1977-2019	0,0102	-0,022
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	34	13	1985-2019	0,0111	0,028
Kattegat	54	18	1966-2019	0,2848	-0,005
Nordlige Bælthav og Storebælt	48	9	1970-2019	0,0521	-0,017
Lillebælt og Femern Bælt	54	6	1965-2019	0,0005	-0,031
Øresund	53	4	1967-2019	0,0425	-0,013
Østersøen	52	9	1966-2019	<0.0001	-0,048

Udviklingen de seneste 10 år

For at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne beskrives her udviklingen de sidste 10 år sammenholdt med udviklingen i hele overvågningsperioden (tabel 6.1 & 6.2). Overordnet betragtet er udviklingen i iltkoncentrationen i fire ud af ti områder de seneste 10 år forringet sammenlignet med udviklingen for hele overvågningsperioden. Disse farvande er de kendte 'problemområder' i form af sårbare fjorde og kystvande samt bælterne. Tilsvarende er der fire ud af ti områder, hvor udviklingen de seneste 10 år har været bedre end langtidstrenden. Ovenstående indikerer, at den positive udvikling for iltforholdene i bundvandet som følge af den reducerede eutrofiering er mest markant i de mere åbne vandområder, hvor den potentielle næringsstoffegrænsning er størst (kapitel 4).

Tabel 6.2 Lineære 10-års-trendanalyser (2010-2019) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Trends er statistisk signifikante, når $P < 0,05$, hvilket ikke var tilfældet for nogen af områderne. Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (tabel 6.1) er angivet med ↔ (uændret), ↑ (forbedret), ↓ (forringet). Symbolerne for 'forbedret' og 'forringet' er anvendt, når udviklingen i iltindholdet i et område er henholdsvis øget eller reduceres med $\geq 50\%$ de seneste 10 år i forhold til hele overvågningsperioden (tabel 6.2). De områder, hvor ændringen er mindre, er angivet som 'uændret'.

Område	Antal stationer	P-værdi	Udvikling (mg l ⁻¹ år ⁻¹)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,5727	0,015	↔
Limfjorden	9	0,3986	0,081	↑
Østjyske fjorde	11	0,7309	-0,012	↓
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,2960	-0,066	↓
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	13	0,2012	0,093	↑
Kattegat	18	0,7071	0,012	↑
Nordlige Bælthav og Storebælt	9	0,6954	-0,032	↓
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,4641	-0,059	↓
Øresund	4	0,7847	-0,017	↔
Østersøen	9	0,2013	0,034	↑

Sammenfatning

- Iltsvindet var udbredt og intenst i 2019 i en række områder ligesom i perioden 2014-2018. I de lavvandede områder forbedredes iltforholdene markant men midlertidigt i tilknytning til kraftig vind først i juli samt midt i august og forsvandt helt efter kraftig blæst midt i september. I de dybere områder reduceredes iltsvindet i løbet af november, men på de hårdest ramte lokaliteter fortsatte iltsvindet ind i december.
- I 2019 startede iltsvindet allerede først i maj i flere områder. Det skyldes kombinationen af høje temperaturer i bundvandet fra årets start, en stor ferskvandsafstrømning og dermed tilførsel af næringsstoffer til at stimulere forårsopblomstringen af plankton og ikke ret meget vind i april.

- Iltsvindet forårsagede frigivelse af svovlbrinte fra havbunden i de hårdest ramte områder, og der blev registreret døde bunddyr og fisk flere steder.
- Det totale iltsvindsareal i de danske farvande medio september 2019 var lidt mindre end i 2018 og på niveau med 2017. Godt halvdelen af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind.
- Det gennemsnitlige iltindhold i bundvandet i fjorde og kystvande for juli-november har været forholdsvis stabilt siden 1980'erne. Iltindholdet i 2019 var på niveau med 2018 og lidt over gennemsnittet for perioden siden starten af 1980'erne.
- Det gennemsnitlige iltindhold i bundvandet i de åbne indre farvande for juli-november har overordnet været faldende siden midten af 1960'erne. Iltkoncentrationen i 2019 var noget mindre end det overraskende høje niveau i 2018 og lidt under gennemsnittet for hele perioden.
- I flere regionale farvandsområder har der i perioden 2009-2019 været en tendens til en forbedring af iltforholdene i bundvandet sammenstillet med udviklingen for hele overvågningsperioden. Dette gælder hovedsageligt for de mere åbne vandområder. De områder, som har haft en negativ udvikling de forudgående 10 år sammenstillet med hele overvågningsperioden, er de kendte 'problemområder' i form af fjorde og kystvande samt bælterne.

7 Bundplanter - ålegræs og makroalger

Dorte Krause-Jensen, Annette Bruhn, Karsten Dahl & Jacob Carstensen

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter samt skove af tang (makroalger) vokser langs vores kyster. Disse plantesamfund er meget produktive og er levested og opvækstområde for en lang række organismer. Vegetationen fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi bladene dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og bidrager dermed til at holde vandet klart samtidig med, at de lagrer kulstof og tilbageholder næringsstoffer. Disse mange funktioner gør, at havets enge og skove hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer. Desværre er ålegræs og verdens øvrige havgræsser stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove. Skove af flerårige tangplanter viser ikke en generel global udviklingstendens, selvom der er eksempler på tilbagegang flere steder.



Ålegræseng på 2 meters dybde ved Thurø, Sydfyn. Juni 2020. Foto: Peter Anton Stæhr.

Både makroalger og ålegræs er væsentlige indikatorer for det kystnære havmiljøs økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv. Makroalger og i nogle tilfælde ålegræs indgår også i vurderingen af tilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper, såsom 'stenrev', 'boblerev', 'sandbanker' og 'lavvandede bugter og vige', samt som indikatorer under havstrategidirektivet. Bundplanterne anvendes som indikator, da de afspejler kvaliteten af en række naturtypers struktur og funktion integreret over et længere tidsrum (Krause-Jensen m.fl. 2005; Dahl & Carstensen 2008; Carstensen m.fl. 2014b; Queirós m.fl. 2016).

En af de største trusler mod havbundens ålegræsenge og tangskove er eutrofiering. Et fald i tilførslen af næringsstoffer til havmiljøet vil føre til en reduktion i mængden af planteplankton i vandsøjlen og reduceret påvækst på vegetationen. Dermed når mere lys havbundens planter. Herved vil ålegræs og makroalger få bedre vækstforhold og bedre mulighed for at brede sig ud på dybere vand. Et større plantedække nedsætter risikoen for, at havbunden hvirvles op og har dermed en selvforstærkende positiv effekt på lysforholdene (Carr m.fl. 2010). En reduceret tilførsel af næringsstoffer resulterer derudover oftest i færre opportunistiske énråge makroalger og dermed bedre lysforhold for de flerårige bundplanter, især i de mere påvirkede kystområder (Sand-Jensen & Borum 1991). Endelig fører en reduktion i tilførslen af næringsstoffer til færre og mindre alvorlige iltvind og dermed bedre vækstforhold for bundplanterne.

Fysiske forstyrrelser af havbunden fx i form af trawlfiskeri og hyppige skibspassager er også sandsynlige årsager til reduceret udbredelse af makroalger på visse lokaliteter (Dahl 2005; Dahl m.fl. 2011). Tilsvarende kan graveaktivitet og skrab efter muslinger eller fisk på lavt vand skade ålegræsenge (Erftemeijer

& Lewis 2006; Krause-Jensen *m.fl.* 2020). Biologiske interaktioner, som fx søpindsvins græsning, kan også have en markant effekt på bundplanternes udbredelse lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Stromylocentrotus droebachiensis*) og disses nedgræsning af bundplanter er bl.a. observeret i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra havoddere, hummere og fisk (Little & Kitching 1996; Tegner & Dayton 2000). Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en saltholdighed højere end 22-24 ‰.

I dette kapitel analyseres udviklingen i ålegræssets forekomst i kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden gennem perioden 1989-2019. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse' defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning og 'ålegræssets dækning i dybdeintervaller'. Blandt de marine blomsterplanter omfatter analyserne kun ålegræs, fordi ålegræs er langt den mest udbredte blomsterplante på den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer dog også andre rodfæstede blomsterplanter såsom havgræs (*Ruppia* spp.), dværgålegræs (*Zostera noltii*) og børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*).

Senere i kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makroalgers dækning i fjorde og kystvande for perioden 1990-2019. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af løstdrivende makroalger. Kapitlet slutter med en gennemgang af udviklingen i makroalgers dækning samt natur- og miljøtilstanden på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat.

Metoder og datagrundlag

Vækstvilkårene for ålegræs og makroalger i form af lysnedtrængning og fysisk eksponering er meget forskellige fra lukkede fjorde til åbne farvande. Derfor er data og analyser grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', så udviklingen inden for de forskellige farvandstyper fremgår.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2019. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (Bruhn *m.fl.* 2017). De tekniske anvisninger er blevet revideret løbende igennem overvågningsperioden. Ved et metodeskifte i 2001 blev metoden ændret fra at opgøre en samlet dækningsgrad (skala 1-5) pr. dybdeinterval til at opgøre dækningsgraden (i procent) i punkter langs dybdegradienten. Desuden blev det præciseret, at dybden for hovedudbredelsen er den største dybde med mindst 10 % dækning. Dette betød, at det blev muligt at fastlægge både dybden for ålegræssets hovedudbredelse og ålegræssets dækningsgrader i dybdeintervaller med større nøjagtighed. Metoden for fastlæggelse af ålegræssets dybdegrænse er også blevet forbedret, så den siden 2001 bygger på 7-10 observationer pr. transekt fremfor kun én observation pr. transekt. Hovedudbredelser i denne rapport omfatter udelukkende observerede hovedudbredelser indberettet til den nationale database.

Modellering af ålegræsindikatorer

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et delområde indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Data er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 2*. For hver farvandstype er beregnet årsmidler for både dybdegrænser og dækningsgrader. Disse analyser inkluderer samtlige data om dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse samt ålegræssets maksimale dybdegrænse og dækning fra databasen, eksklusiv dybdegrænser lavere end 1,5 m, da det antages, at disse er bestemt af fysiske forhold snarere end af lysbegrænsning. Analyserne omfatter også delområder, der kun har været undersøgt et enkelt eller få år. Dette kan lade sig gøre uden at skævvride det samlede datasæt, fordi der benyttes en generaliseret lineær model.

Modellen antager, at variationer i dybdegrænsen (X) afhænger af fjordområde og undersøgelsesår, som begge er deterministiske effekter: $X_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + e_{ijk}$, hvor e_{ijk} er residualvariationen. Ålegræssets dækningsgrad (Y) modelles separat for hvert af intervallerne 1-2, 2-4, 4-6 og 6-8 m, og inden for intervallerne antages en lineær dybdeafhængighed for punktmålingerne, dvs. $Y_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + \text{dybde}_{ijk} + e_{ijk}$. Modellen vægter de enkelte observationer i forhold til år, område og dybde og udregner samlede årsmidler for alle områder for hvert år som marginale middelværdier i modellen. Disse marginale middelværdier tager dermed højde for, at der er variationer i dataindsamlingen mellem områder og år. Derfor er de marginale middelværdier ikke påvirket af, at der ikke er fuldstændigt sammenfald mellem prøvetagningsstationer gennem hele overvågningsperioden.

Den tidlige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvågningsperiode (1989-2019) og for de seneste ti år (2010-2019) (JMP 14.0, SAS Inc.). P-værdier $< 0,05$ betragtes som signifikante.

Makroalger

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2019. Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et område indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Områderne er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 2*. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (Høgslund m.fl. 2014; Lundsteen & Dahl 2016). I analyser af udviklingstendensen er data fra programmets første år (1989) udeladt fordi dækningsgraden var påfaldende lav, hvilket kunne tyde på, at undersøgelsesmetoderne på daværende tidspunkt ikke var fuldt indarbejdet. Der er desuden sket metodeændringer undervejs, bl.a. blev den artsspecifikke dækningsgrad tidligere angivet i en grovere skala inddelt i fem niveauer og ikke direkte i procent. For stenrev i åbne farvande skete dette metodeskift i 1993, og da den gamle skala giver højere kumulerede dækninger end den nye, direkte procentopgørelse, er data til og med 1993 udeladt af trendanalyserne for stenrev.

For hver farvandstype er udviklingen analyseret for indikatoren 'makroalgerne kumulerede dækning' – dvs. summen af de enkelte arters dækning på den stabile hårde bund, som kan antage værdier, der er betydeligt større end 100 %, eftersom algerne kan vokse i etager oven på hinanden. Tidligere rapporter har omfattet makroalgerne 'totale dækningsgrad', dvs. den samlede dækning set ovenfra (0-100 %), som en supplerende indikator, men da den kumulerede dækningsgrad er den mest følsomme af de to indikatorer, er der i denne rapport udelukkende fokuseret på den. Dog er makroalgerne totale dækningsgrad inkluderet i analyser af udvalgte stenrev. Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter er vurderet af dykkere og omfatter al opret makroalgevegetation. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle områder inden for hver farvandstype.

Modellering af dækningsgrader

Trendanalyserne bygger på årsmidler baseret på alle undersøgte områder og dybder. Dækningsgraderne er modelleret for en fast dybde for hver farvandstype baseret på overvågningsdata langs den del af dybdegradienten, hvor algerne er lysbegrænsede (modelleringen er foretaget på samme måde som i *Carstensen m.fl. 2008*). Der er altså tale om et slags avanceret gennemsnit af de vurderede dækningsgrader, beregnet via en dybdemodel for en fast dybde.

Modelleringsdybden for den kumulerede dækning varierer mellem de forskellige farvandstyper. Det skyldes primært forskelle i sigtdybde og lystilgængelighed mellem områderne. Modelleringsdybderne er 3 m i Limfjorden, 5 m i inderfjorde, 10 m i yderfjorde og i kystvande og 15 m på stenrev. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken dybde man benytter, når blot der er tale om vanddybder, hvor vegetationen er lysbegrænset, men dækningsgraderne er ikke direkte sammenlignelige mellem områder med forskellig modelleringsdybde.

Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af årsmidlerne for overvågningsperioden (1990-2019, dog 1994-2019 for stenrev), samt for de seneste ti år (2010-2019) (JMP 14.0, SAS Inc.). P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

Ålegræs

Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2019 var størst i kystvande (4,7-5,9 m), mindre i yderfjorde (3,8-4,9 m) og mindst i inderfjorde (2,8-3,9 m) og i Limfjorden (1,8-3,2 m) (*figur 7.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse, især efter metodeskiftet i 2001. Hovedudbredelsen var således størst i kystvande (3,9-5,8 m), mindre i yderfjorde (2,8-3,9 m) og mindst i inderfjorde (2,3-3,7 m) og i Limfjorden (1,8-2,6 m) (*figur 7.1*).

For alle farvandstyper lå både den maksimale dybdegrænse og dybdegrænsen for hovedudbredelsen på lavere vand i 2019 end i 2018.

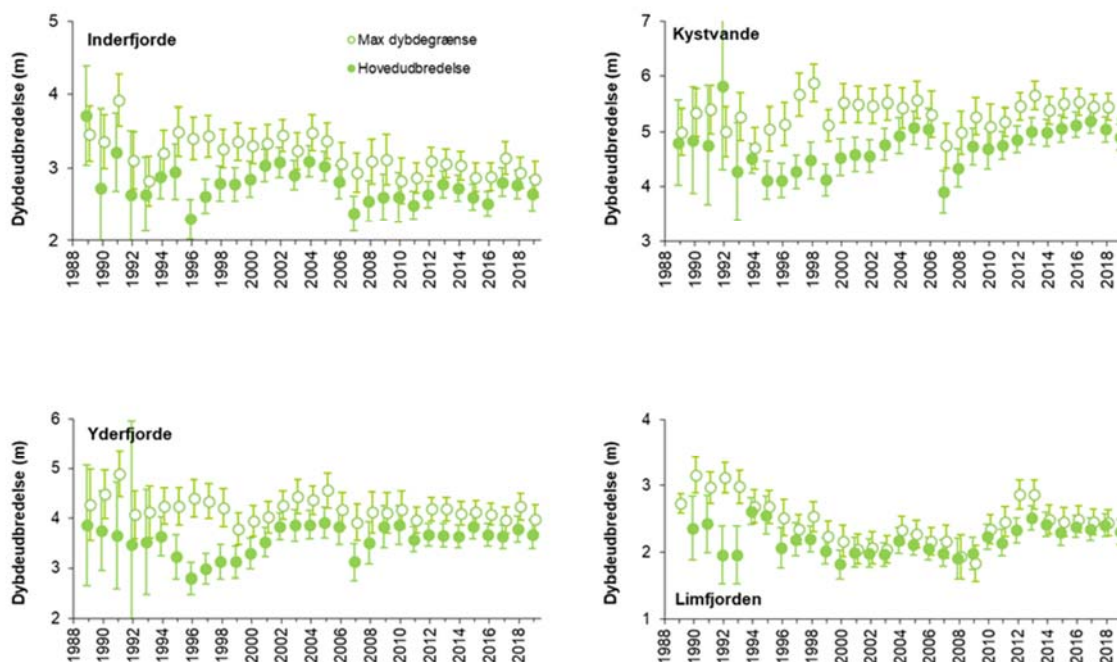
For den samlede overvågningsperiode 1989-2019 ses en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde (16 %), yderfjorde (7 %) og Limfjorden (17 %). Den maksimale dybdeudbredelse i kystvande har derimod ikke udviklet sig signifikant set over overvågningsperioden som helhed.

I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen blevet signifikant mindre i inderfjorde (12 %), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre farvandstyper. Som det fremgår af *figur 7.1*, er usikkerheden på bestemmelsen af ålegræssets hovedudbredelse reduceret siden starten af overvågningsperioden i takt med, at både definitionen af hovedudbredelsen og målemetoderne er blevet mere præcise.

Over de seneste 10 år (2010-2019) viser ålegræssets maksimale dybdegrænse ingen signifikant udvikling i nogen af farvandstyperne. I Limfjorden og kystvandene dækker dette over to modsatrettede tendenser: Udviklingen var generelt positiv frem til 2013, men er siden afløst af en stagnation/reduktion af den maksimale dybdegrænse, som er tiltagende tydelig. Specielt i Limfjorden er den maksimale dybdegrænse markant lavere i 2014-2019 sammenlignet med 2012-2013.

Ålegræssets hovedudbredelse er blevet signifikant dybere gennem de seneste 10 år i kystvande (7 %), mens der ikke har været nogen signifikant udvikling i inder- og yderfjorde eller i Limfjorden.

Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger af flere faktorer heraf ikke mindst af vandets klarhed, hvilket afspejles i den tidslige udvikling, som i store træk svarer til udviklingen i sigtdybden (*kapitel 5*).



Figur 7.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (○) og hovedudbredelse (●) i perioden 1989-2019 for kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Det forekommer i enkelte tilfælde, at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Dette kan forekomme, fordi hovedudbredelsen og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er samholdende. Bemærk forskellige y-akser. Bilag 2 viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

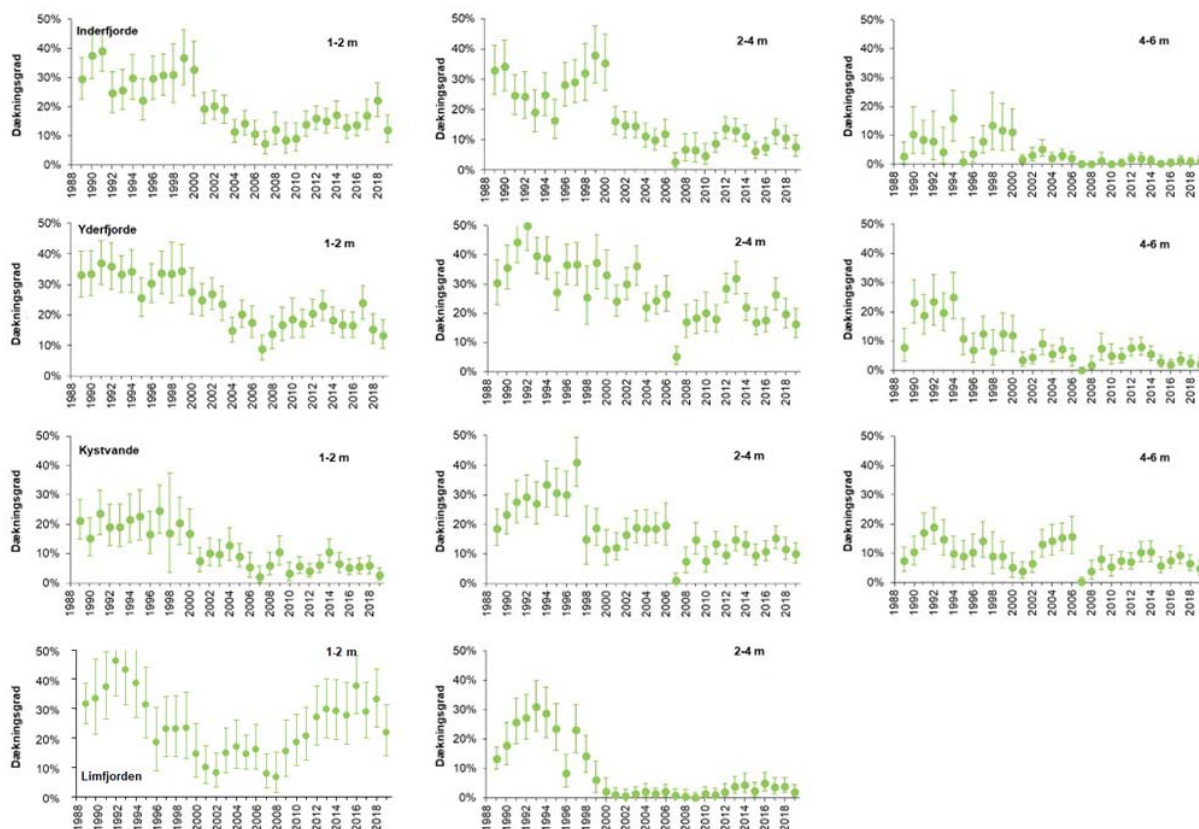
Den samlede udvikling i ålegræssets udbredelse i kystvande og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (*Hansen (red.) 2012, kapitel 12*), disse regionale forskelle er ikke analyseret i denne landsdækkende rapport.

Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybde for kystvande, yder- og inderfjorde samt for 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden, hvor ålegræsset sjældent optræder dybere end 4 m (*figur 7.2*). Analyser for helt lavt vand (0-1 m) er udeladt, fordi dækningen her primært er reguleret af bølger og vind samt evt. isskruning og derfor kun delvist afspejler ændringer i næringsstofftilførslen.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellem-dybder (1-2 m og 2-4 m), hvor lysforholdene er gode og eksponeringen markant mindre end på helt lavt vand (*Krause-Jensen m.fl. 2020*). Dækningsgraden varierer betydeligt mellem år og mellem farvandstyper. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis 1-41 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 5-50 % i yderfjorde, 3-38 % i inderfjorde og 0-31 % i Limfjorden i perioden 1989-2019 (*figur 7.2*).

Set over hele overvågningsperioden (1989-2019) er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter (*figur 7.2*). Dækningsgraden er faldet signifikant på både 1-2, 2-4 og 4-6 m i samtlige områder, bortset fra på 1-2 m i Limfjorden. I de seneste 10 år (2010-2019) er dækningsgraden faldet på 4-6 m i yderfjorde, mens der ikke er nogen signifikant udvikling i andre dybdeintervaller eller områder.



Figur 7.2. Ålegræssets dækningsgrad i perioden 1989-2019 for kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Venstre kolonne viser udviklingen på lavt vand (1-2 m), midterste kolonne viser udviklingen på mellemdybder (2-4 m), og højre kolonne viser udviklingen på større dybder (4-6 m). Bilag 2 viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

Diskussion af ålegræssets udvikling

Over den tre årtier lange overvågningsperiode er ålegræssets maksimale dybdegrænse reduceret signifikant i alle fjordområder, men er uændret langs åbne kyster. Dækningsgraden er reduceret i alle farvandstyper. Det seneste årti har tilstanden generelt ikke ændret sig bortset fra en signifikant øget hovedudbredelsesdybde i kystvande styret af en positiv udvikling frem til 2013. I yderfjorde har der været et signifikant fald i dækningsgraden på 4-6 m.

Mens der fra 2008 til 2013 var tegn på en positiv udvikling i ålegræssets dybdegrænse, som blev tolket som begyndende respons på, at kvælstofkoncentrationen var faldet siden starten af 90'erne (*Riemann m.fl. 2016*), er denne udvikling stagneret eller vendt i negativ retning gennem de seneste år. Dette skifte er i tråd med de seneste års relativt lave sigtdybder (*kapitel 5*) og høje klorofylkoncentrationer (*kapitel 5*). De særdeles kraftige iltsvind i Limfjorden i 2014, 2016 og til dels i 2018 kan også have bidraget til den seneste reduktion i ålegræssets dybdeudbredelse (*Hansen (red.) 2015; Hansen (red.) 2018*) i dette område.

Høje vandtemperaturer omkring 23-25 °C kan påvirke ålegræsset negativt (*Hammer m.fl. 2018, Beca-Carretero m.fl. 2018*). Risikoen for at det sker er størst på lavt vand, hvor vandtemperaturerne er højest, og nye analyser viser, at det er tilfældet for ålegræs i Danmark (*Krause-Jens m.fl. indsendt*). Der er ikke direkte sammenfald mellem hedeølgerne i somrene 2014 og 2018 og det gene-

relle niveau for den maksimale dybdegrænse og dækningsgrad i disse år sammenlignet med de tre foregående år (upubliceret analyse ved Jacob Carstensen og Dorte Krause-Jensen). Alligevel kan høje temperaturer, specielt i samspil med andre presfaktorer, bidrage til at reducere ålegræssets dybdeudbredelse (Krause-Jensen *m. fl.* 2020). Da eutrofiering og uklart vand tvinger ålegræsset mod lavere vand, er eutrofiering ekstra alvorlig under varmere betingelser. Skrabning efter muslinger kan også presse ålegræsenge mod lavere vand og dermed bidrage til at reducere dybdeudbredelsen. Overvågningsdata viser, at ålegræsenge vokser signifikant dybere ved en given sigtddybde i områder, hvor der ikke skrabs efter muslinger, sammenlignet med områder, hvor der foregår muslingeskrab (Krause-Jensen *m. fl.* indsendt). Beskyttelse af ålegræsenge mod kendte og lokalt kontrollerbare presfaktorer som eutrofiering og muslingeskrab giver engene mulighed for at sprede sig mod dybere vand, hvor vandet er køligere. Veludviklede brede og dybereliggende ålegræsbælter vil samtidig kunne fungere som frøpulje for unge på lavere vand og dermed bidrage til at stabilisere disse.

Internationalt er der nylige eksempler på positive udviklingstendenser for havgræsser efter en målrettet forvaltningsindsats både i Europa (*de los Santos m.fl.* 2019), i USA (*McCrackin m.fl.* 2017, *Sherwood m.fl.* 2017, *Lefcheck m.fl.* 2018) og globalt (*Duarte m.fl.* 2020).

Makroalger

Makroalgeskovene på den hårde bund består primært af rød- og brunalger, der kan vokse i flere lag på vanddybder med rigeligt lys.

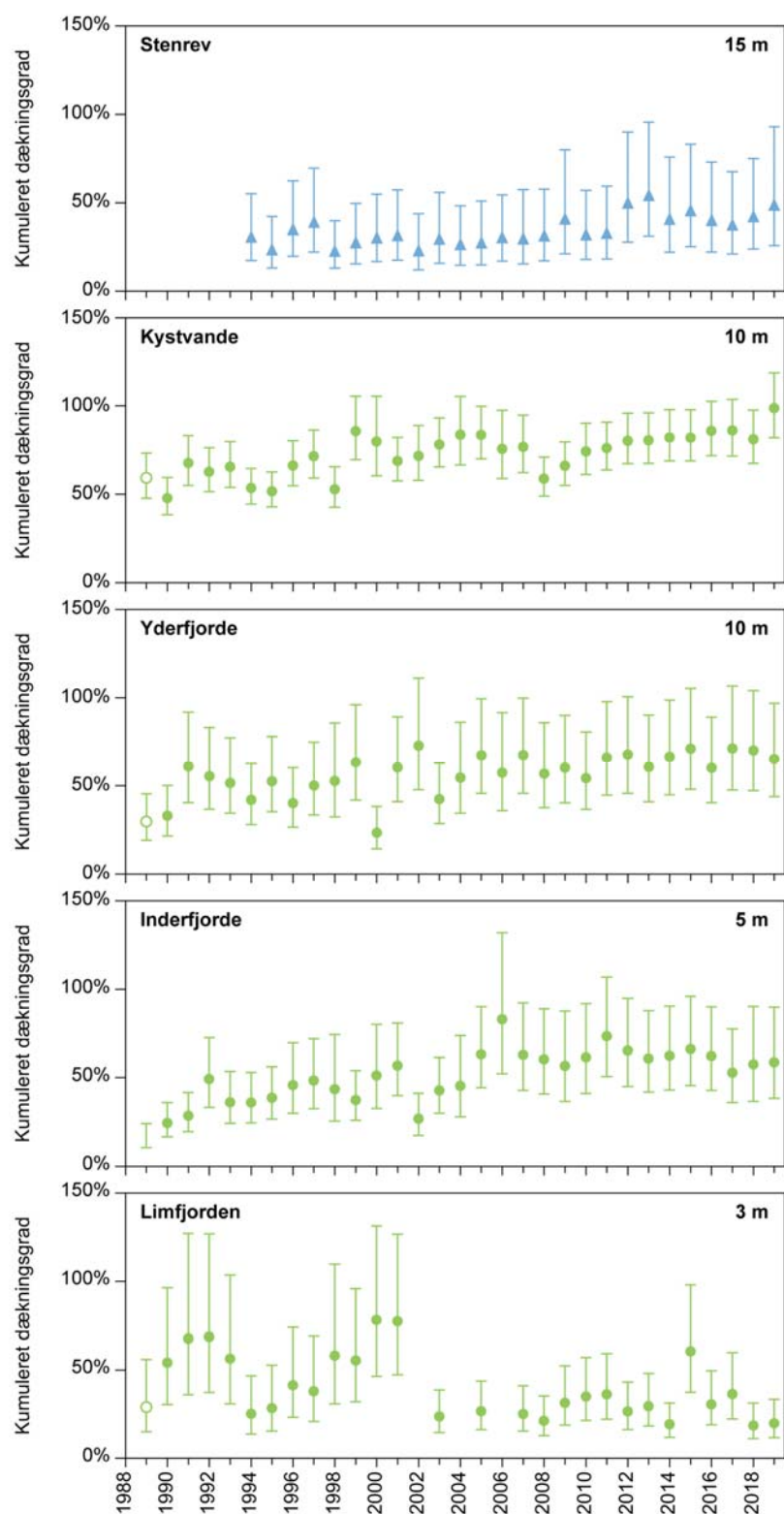
I kystvande med ringe sigtddybde aftager algedækningen hurtigt mod dybere vand, mens man på stenrev i åbne farvande med bedre lysforhold kan observere flerlaget vegetation ned til 10-12 m's dybde. Med stigende dybde aftager den oprette algevegetations dækning på stenene, men på større dybder kan man fortsat finde skorpeformede alger, selv hvor lyset er aftaget til under 1 % af indstrålingen ved overfladen (*Dahl & Carstensen* 2008).

Tidslig udvikling i udbredelsen af makroalger i fjorde, kystvande og på stenrev

Makroalgernes kumulerede dækning på de fastsatte modelleringsdybder var i 2019 størst i kystvande (49-100 %, 10 m) og lidt lavere på samme dybde i yderfjorde (24-74 %, 10 m). I inderfjorde var den kumulerede dækning 24-83 % (5 m) og i Limfjorden lidt lavere (19-78 %, 3 m) på trods af den lavere modelleringsdybde i Limfjorden (*figur 7.3*). På stenrev, hvor modelleringsdybden var 15 m, lå den kumulerede dækning på 23-55 %.

Gennem overvågningsperioden (1990-2019) er der sket en signifikant positiv udvikling i algernes kumulerede dækning i inderfjorde, yderfjorde, kystvande og på stenrev, mens udviklingstendensen er signifikant negativ i Limfjorden. Årsagen til tilbagegangen i Limfjorden er ikke dokumenteret. Undersøgelser ved Livø og i Bjørnsholm Bugt i Løgstør bredning dokumenterer dog et meget stort potentielt grænsningstryk fra søpindsvin i 2019 (*Dahl et al.* 2020). De overordnede udviklingstendenser 1990-2019 viser, at det kumulerede makroalgedække er øget med 48 % i kystvande, 51 % i yderfjorde, 93 % i inderfjorde og 74 % på stenrev, mens det er reduceret med 56 % i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år (2010-2019) har der været en signifikant, fremgang i den kumulerede dækning i kystvande (22 %), mens udviklingen i yder- og inderfjorde, Limfjorden og på stenrev er stagneret.

Figur 7.3. Makroalgernes kumulerede dækningsgrad i perioden 1989-2019 for stenrev i åbne farvande og på sten i kystvande, yder- og inderfjorde samt i Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Data fra 1989 og for stenrev også fra 1990-1993 er udeladt af trendanalyserne (åbne symboler) – nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*. Bemærk at modelleringsdybden og skalaen på y-aksen varierer mellem farvandstyperne (se metodeafsnittet). *Bilag 2* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. åbne farvande (stenrev), kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden.



Makroalgers tilstand på udvalgte rev i Natura 2000-områder i Kattegat

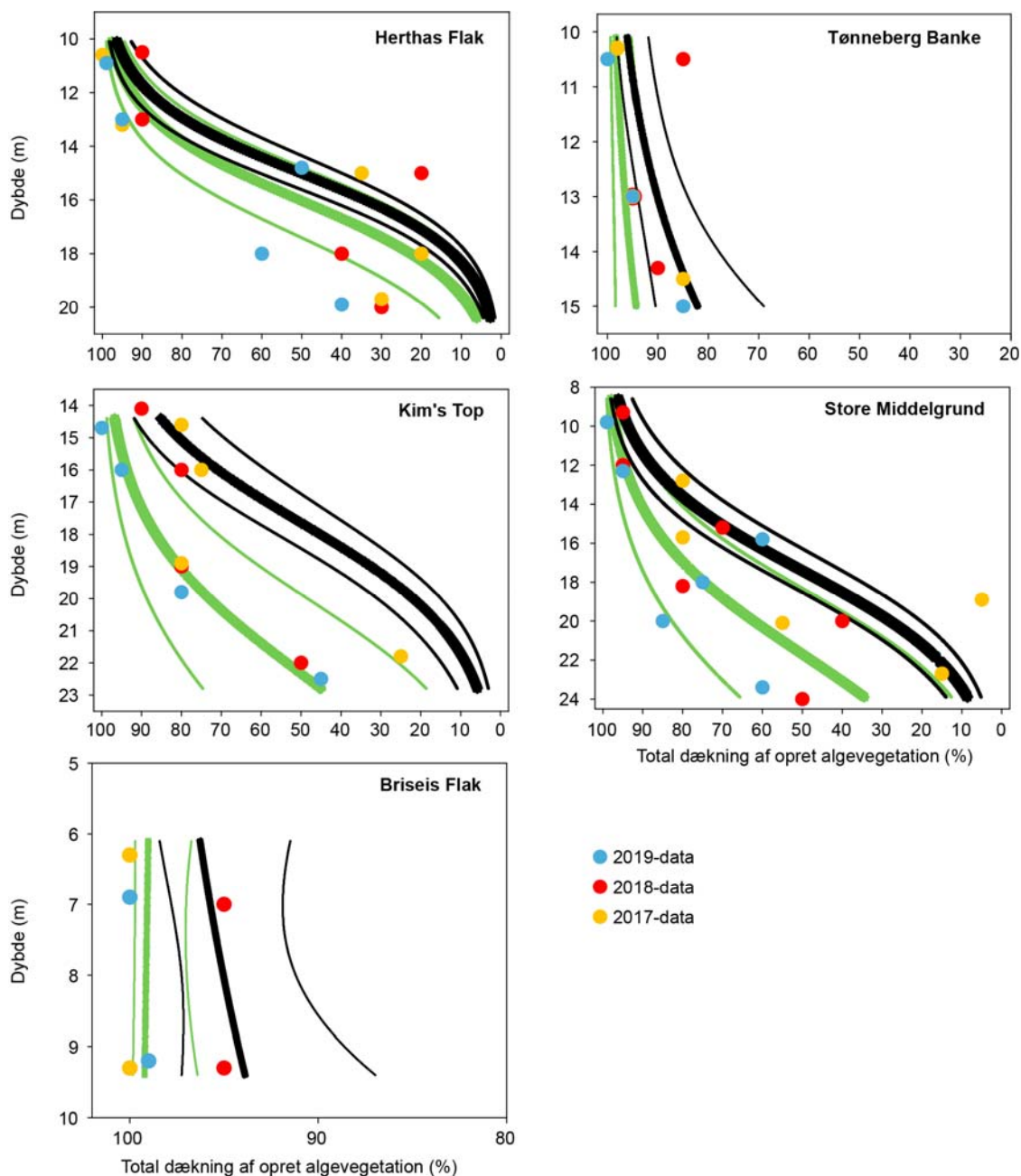
Der er udviklet modeller for en række stenrev i Kattegat, der beskriver algernes totale og kumulerede dækning som funktion af dybde, solindstråling, søpindsvins græsningstryk og samlet tilførsel af kvælstof til Kattegatområdet (Dahl & Carstensen 2008). Modellerne kan bruges til at estimere den algedækning, der repræsenterer grænsen mellem fx gunstig og ikke gunstig bevaringsstatus for stenrev, såfremt der ikke er historiske data til rådighed for makroalger til at fastlægge en sådan grænse. Modellerne giver desuden mulighed for at beregne algedække i relation til kvælstoftilførsel og lysindstråling for de enkelte stenrev. Algernes dybdeudbredelse kan således modelleres i scenarier, hvor kvælstoftilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningstryk er konstant.

Modelbeskrivelserne af de to makroalgeindikatorer på fem udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat forklarer mere end 80 % af variationen for både den totale og den kumulerede algedækning på de udvalgte stenrev ($r^2 > 0,80$, $P < 0,0001$). Modellerne angiver en negativ sammenhæng mellem tilførslen af kvælstof og algernes udbredelse.

Algevegetationens dækning langs dybdegradienter på fem stenrev i Kattegat blev modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel (figur 7.4). Det ene scenarie repræsenterer den gennemsnitlige tilførsel af kvælstof til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006 (se nærmere beskrivelse i figurtekst). Det andet scenarie repræsenterer en tilstand med stærkt reduceret kvælstoftilførsel i forårshalvåret (Dahl & Carstensen 2008). De modellerede scenarier viser, at en reduktion af kvælstoftilførslen har en gunstig effekt på den totale dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øger algernes dybdeudbredelse.

Dækningsgraderne af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var i 2019 meget høj og helt på højde med 1997 som var det andet af to meget tørre år med lille udvaskning af næringssalte (figur 7.4). De fleste observationer af dækningsgraden i 2019 var på niveau med de modellerede udbredelser ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignende forhold. Det indikerer bedre lysforhold på de pågældende rev, end sigt dybden for de åbne farvande generelt tyder på.

På Store Middelgrund blev fysiske forstyrrelser (sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri) dokumenteret på 15 og 18 m's dybde i 90'erne og 00'erne, hvilket havde en betydelig negativ indvirkning på både makroalgernes og epifaunens udbredelse. Trawlfiskeri er nu forbudt, og i de senere år har algedækningen været under bedring. I 2017 blev der igen observeret en markant tilbagegang i den oprette vegetation på 18 m's dybde, uden at der blev observeret græssende søpindsvin af betydning, men dækningsgraden var forbedret markant på denne dybde i 2018 og igen i 2019.



Figur 7.4 Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2017-2019 (farvede prikker). Desuden er vist modellerede dækninger (uden korrektion for variation i indstråling i forårshalvåret) for to scenarier med forskellig kvælstoftilførsel. Det første scenarie (sorte linjer) angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensgrænser ved en tilførsel på 48.000 tons total kvælstof (TN) i forårshalvåret svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel i forårshalvåret for perioden 1994-2006. Det andet scenarie (grønne linjer) med tilhørende 95 % konfidensgrænser svarer til en referencelignende situation med en tilførsel på 10.000 tons TN i forårshalvåret. Begge scenarier er baseret på en antaget græsning af søpindsvin svarende til 0,1 % dækning og en solindstråling fra maj til juli svarende til gennemsnittet for perioden 1994-2006.

Diskussion af makroalgernes udvikling

Den positive udvikling i makroalgernes dækningsgrad i inder- og yderfjorde samt i kystvande siden 1990 er højest sandsynligt en konsekvens af en forbedret vandkvalitet (Riemann m.fl. 2016; Dahl & Carstensen 2008), da dækningsgraden udviser en generel positiv respons på faldende kvælstofkoncentrationer (Krause-Jensen m.fl. 2007; Carstensen m.fl. 2014b). Makroalgernes dækningsgrad på stenrev i Kattegat reagerer også positivt på faldende tilførsel af kvælstof i forårshalvåret, og samtidig bidrager lysindstråling og forekomst af søpindsvin også til at forklare variationen i makroalgernes dækning (Dahl & Carstensen 2008).

De mindskede koncentrationer af næringsstof i vandet reducerer væksten af planteplankton og bidrager til klarere vand. Det stimulerer makroalgernes vækst og mulighed for at etablere sig på større dybder. Samtidig har reduktionen i næringsstofkoncentrationer i løbet af overvågningsperioden 1989-2019 formentlig begrænset mængden af enårige epifytter på de flerårige alger og dermed yderligere bidraget til bedre vækstforhold. De kraftige flerårige makroalger, som brunalgerne fingertang (*Laminaria digitata*), sukkertang (*Saccharina latissima*), palmetang (*Laminaria hyperborea*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*), har et lavere næringsbehov end enårige makroalger og kan hen over sommeren leve på næringsstoffer oplagret i løbet af det sene efterår og vinteren, hvor koncentrationerne af næringsstoffer er højest (Pedersen & Borum 1997; Bartsch m.fl. 2008). Disse arter har derfor en konkurrencefordel af de faldende næringsstofkoncentrationer sammenlignet med de mere næringsstofkrævende enårige alger.

Sammenfatning

- For alle farvandstyper lå både ålegræssets maksimale dybdegrænse og dybdegræsen for hovedudbredelsen på lavere vand i 2019 end i 2018.
- I perioden 1989-2019 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere vand i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens den har været uændret i kystvande. I samme periode er ålegræssets hovedudbredelse rykket ind på lavere vand i inderfjorde, mens den har været uændret i de andre farvandstyper.
- Gennem det seneste årti er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse uændret. Hovedudbredelsen er rykket ud på dybere vand i kystvande, idet der var en fremgang mellem 2009 og 2013. I inder- og yderfjorde og Limfjorden har dybdeudbredelsen været uændret.
- For perioden 1989-2019 er der generel tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Siden 2010 er dækningsgraden faldet på 4-6 m i yderfjordene.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2019) er makroalgernes kumulerede dækningsgrad øget på stenrev, i inderfjorde, yderfjorde og kystvande, mens den er faldet i Limfjorden.
- I de seneste 10 år er makroalgernes kumulerede dækning øget i kystvande, mens udviklingen er stagneret i de andre farvandstyper.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var sammen sammen med algedækningen i 1997 de hidtil bedste inden for den samlede overvågningsperiode fra 1991-2019.
- Mens makroalgerne har reageret positivt på faldet i eutrofiering gennem overvågningsperioden, hæmmer samspillet mellem flere presfaktorer (muslingeskrab, opvarmning og fortsat eutrofiering) tilsyneladende en positiv udvikling for ålegræs.

8 Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen

Havbunden i de danske farvande rummer et mangfoldigt samfund af hvirvelløse bunddyr fra vidt forskellige dele af dyreriget. De mange forskellige arter har forskellige tilpasninger og funktioner i det marine økosystem og bidrager til en stor del af havets samlede biodiversitet. Desuden omsætter bundfaunaen en stor del af det organiske stof, der produceres i havet.

Man kan opdele bundfaunaen i funktionelle grupper efter deres ernæringsform. De arter, der filtrerer planteplanktonet direkte fra vand-søjlen, kaldes som samlet gruppe filtratorer. De dominerer oftest på

lavt vand, hvor de kan opnå så høje tætheder, at de kan kontrollere planteplanktonets biomasse og dermed produktion. Samtidigt har filtratorerne en betydelig positiv indvirkning på vandets klarhed, når de filtrerer vandet for dets suspenderede materiale. Den planteproduktion, der sker på selve havbunden af bentiske mikroalger, tang eller rodfæstede blomsterplanter (fx ålegræs), græsses i nogen udstrækning af en anden gruppe af bunddyr, græsserne, som hovedsageligt udgøres af snegle og krebsdyr. På dybere vand, hvor der ikke er planteproduktion, udgøres bundfaunasamfundet af en tredje gruppe, sedimentæderne, som omsætter det organiske materiale, der synker ned på bunden/sedimentet. Her bliver materialet omsat af sedimentæderne enten, når det lander på overfladen (overfladesedimentædere; 'surface deposit feeders'), eller senere når det er blandet ned i sedimentet, hvor det omsættes af de dyr, der æder sig gennem sedimentet (sedimentæderne). Endelig er der rovdyr, der, som navnet siger, lever af den øvrige bundfauna.

Desuden deler man traditionelt bundfaunaen op i blødbundsfauna og hårdbundsfauna. Blødbundsfaunaen, som afrapporteres i dette kapitel, lever i og på sedimentbunden, mens hårdbundsfaunaen er knyttet til faste substrater såsom sten.

Sammensætningen af arter i bundfaunasamfundet varierer meget fra sted til sted. Den afhænger af forhold som fx sedimentets struktur og sammensætning, iltningegrad i bunden, størrelsen af planteproduktionen, vandets iltindhold, vandets saltholdighed, vandudveksling i området osv. Der er mere eller mindre typiske bundfaunasamfund, der er knyttet til forskellige habitater, som CGJ Petersen allerede i begyndelsen af 1900-tallet opkaldte efter de dominerende arter. Artsrigdom i de enkelte samfund afhænger især af vandets saltholdighed, og det kommer til udtryk som en gradient med faldende artsrigdom fra Nordsøen/Kattegat ind gennem de indre danske farvande til Østersøen. Bundfaunasamfundet varierer ikke kun i rum, men også i tid, da samfundet er i konstant forandring. Variationen er dels styret af det ydre miljø



Prøvetagning med Van Veen-grab.

Foto: Berit Langkilde Møller.

og dels af de enkelte arters populationsdynamik samt vekselvirkninger mellem arterne i bundfaunasamfundet.

Bundfaunaen har en nøglefunktion både i de marine fødekæder og i havets biogeokemiske kredsløb. Bundfaunaen er et vigtigt bindeled mellem havets planteproduktion og de højere led i havets fødekæde såsom fugle, fisk og pattedyr. Bundfaunaens biomasse, og i nogen udstrækning dens tæthed, afhænger af, hvor meget organisk stof havets alger producerer, og dermed indirekte af mængden af næringsstoffer i det omgivende havmiljø – jo mere organisk materiale der produceres (eutrofiering), desto højere biomasser kan bundfaunaen opnå. Men, med en høj produktion af organisk stof, følger en forøget risiko for iltsvind, som kan skade bundfaunaen. Eutrofiering påvirker bundfaunaen forskelligt fra sted til sted afhængigt af områdernes typologi, dvs. vandkemien, hydrografien og bundforholdene, da disse forhold er afgørende for udvikling af iltsvind. Bundfaunaen har i sig selv en positiv indvirkning på miljøforholdene, fordi en stor del af arterne graver i bunden og bearbejder sedimentet (bioturbation). Det skaber forskelligartede strukturer og levesteder i havbunden. Samtidig iltes bunden, og det organiske materiale, der lander på overfladen af havbunden, bliver begravet og nedbrydes langsommere. Alt i alt stabiliserer bioturbationen miljøet i havbunden og mindsker risikoen for, at der opstår iltsvind og frigives giftig svovlbrinte fra bunden, hvilket ellers kan ske efter længerevarende iltfrie forhold i bundvandet.

Netop fordi bundfaunaen er en så integreret del af det marine økosystem, og da det omgivende miljø påvirker bundfaunasamfundet, kan man anvende bundfaunaprøver til at bedømme den generelle tilstand af økosystemet. Da de fleste arter er stedfaste i deres voksne stadier og lever i flere år, vil ændringer i bundfaunaens sammensætning (artsrigdom, biomasse og tæthed) afspejle miljøforholdene i havbunden og vandsøjlen og forstyrrelser over en længere periode. Påvirkninger fra det omgivende miljø vil ofte komme til udtryk som signifikante ændringer i samfundets sammensætning. Herudover vil sådanne forstyrrelser, hvad enten de skyldes forurening med organisk materiale, tungmetaller, iltsvind eller fysisk ødelæggelse af havbunden fra fx bundtrawling, næsten altid være ledsaget af en nedgang i bundfaunaens artsrigdom (Hansen & Josefson 2005; Hansen *m.fl.* 2016). Ofte vil langtidsændringer i faunasamfundet vise, at arter, der er tolerante over for den specifikke forstyrrelse, bliver mere dominerende, mens korttidsændringer fra år til år kommer tydeligst til udtryk i artsdiversitetsmål.

Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er mål, der kan anvendes til at beskrive og indekserer miljøtilstanden. Eksempelvis kan miljøkvaliteten vurderes ud fra indekset 'AMBI' (Borja *m.fl.* 2000; Borja *m.fl.* 2007; Muxika *m.fl.* 2005), hvor arterne inddeles i fem grupper alt afhængigt af, hvor følsomme de er over for forstyrrelser. Indekset beskriver således den overordnede miljøkvalitet i et område ud fra bundfaunasamfundets sammensætning. I Danmark er der udviklet et indeks, DKI, der vurderer miljøkvaliteten ud fra både diversitet og sammensætningen af følsomme og tolerante arter, hvor de to mål vægtes ligeligt i beregningen (Josefson *m.fl.* 2009). I Sverige og Norge er der på tilsvarende vis udviklet indeks der, i lighed med de fleste andre europæiske lande (Hering 2010; Borja *m.fl.* 2015), både anvender artsrigdommen og sammensætningen. Disse forskellige indeks viser en stor grad af overensstemmelse og kan påvise ændringer i faunasamfundet forårsaget af en række forskellige typer af påvirkninger (Josefson *m.fl.* 2009). For at opnå mere sammenlignelige mål for miljøkvaliteten i forskellige områ-

der, der naturligt har forskellige niveauer for biodiversitet, beskriver de seneste versioner af DKI miljøkvaliteten relativt i forhold til en referenceværdi, der tager højde for vandets saltholdighed og dermed det niveau, der forventes for biodiversiteten og følsomheden af det uforstyrrede bundfaunasamfund på den enkelte lokalitet.

Metoder og datagrundlag

I 2019 omfattede NOVANA-programmet prøvetagning af 69 forskellige områder i de danske farvande, hvor der i alt blev taget 1973 hapsprøver, hver med et prøvetagningsareal på 143 cm². 22 af disse lokaliteter er punktstationer, mens de resterende er prøvetagningsområder. På punktstationerne blev der taget mellem 5 og 16 delprøver, mens der i prøvetagningsområderne typisk blev taget 42 prøver, der er fordelt ud over området på 42 forskellige positioner. Herudover blev der taget 144 prøver med smørstikke (100 cm²) på 12 stationer i Vadehavet i Juvre Dyb og Lister Dyb.

36 af prøvetagningsområderne ligger i vandrammedirektivets vandområder. De øvrige prøvetagningsområder kommer fra de åbne områder i den vestlige Østersø, Bælthavet, Øresund, Kattegat, Skagerrak og Nordsøen, hvor overvågningen primært sker i regi af havstrategidirektivet. De 22 punktstationer i de åbne dele af de indre danske farvande, ligger både i vandrammedirektivets vandområder og udenfor, hvor områderne hører under havstrategidirektivet. Disse stationer rapporteres samlet under havstrategidirektivet. Det skyldes, at der her findes lange tidsserier på 30-35 år, hvor der igennem hele denne periode er anvendt samme metode og prøvetagningsdesign, som beskriver den tidlige udvikling.

Datamaterialet, der danner baggrund for denne rapportering, omfatter samlet set 125.893 individer fordelt på mindst 417 forskellige arter eller artsgrupper og ca. 15.741 registreringer af artsspecifik tæthed i prøverne. Alle prøver er analyseret i henhold til de tekniske anvisninger for prøvetagning af marin blødbundsfauna (TA M19). Det vil sige, at alle individer > 1 mm er blevet bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau (i de fleste tilfælde til artsniveau) og det endelige dataformat er artsspecifik tæthed og biomasse for hver prøve. Data er trukket ud fra den nationale database for overfladevand ODA.

I lighed med tidligere år er denne rapportering, delt op i:

- I) Beskrivelse af tilstanden i de kystnære områder, som primært dækker vandområdernes overvågning i relation til vandramme- og habitatdirektivet, og hvor prøvetagningen i de fleste tilfælde består af et stationsnet med 42 stationer.
- II) Tilstanden i de åbne dele af de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes lange tidsserier, som er blevet videreført under Havstrategiens overvågningsprogram.
- III) Prøvetagning i Nordsøen og Skagerrak, som i 2019 var fordelt med syv stationsområder i Nordsøen og to områder i Skagerrak, hvor alle områder er blevet prøvetaget to gange tidligere - i 2015 og 2017.

Fjorde og kystvande

De i alt 36 områder, der ligger inden for vandområderne, repræsenterer et bredt udsnit af kystvande, der overvejende er lavvandede blødbundshabitater såsom fjorde, bugte, vige og åbne kyststrækninger (tabel 8.1). Bundvandets

saltindhold har afgørende betydning for artssammensætningen, og artsrigdommen øges generelt i områder med høj saltholdighed. De danske fjorde og kystvande har meget varierende saltindhold, fra omkring 7-8, i de områder der ligger tættest på Østersøen og op til >30 i de vandområder, der ligger langs den jyske vestkyst. Saltholdigheden afhænger tillige af prøvetagningsdybden, der varierede fra 0 m (vadehavet) til 28,3 m i Flensborg Fjord. De dybeste prøvetagningsområder ligger således dybere end de 12-18 m, hvor man typisk finder saltspringlaget i de indre danske farvande i området fra Læsø til tærsklerne ved Dars (Femern Bælt) og Drogden (Øresund). Under saltspringlaget er havbunden dækket med vand med høj saltholdighed, der har sin oprindelse i Nordsøen og Skagerrak (*kapitel 3*).

Biomasse

Biomassen af bunddyr var i gennemsnit 215 gram vådvægt m^{-2} (median 177 g vådvægt m^{-2}) og varierede fra ca. 1 til 614 gram vådvægt m^{-2} i henholdsvis det Sydfynske Øhav og i Jammerland Bugt. Biomassen var dog endnu højere i det nordlige Bælthav ud for Horsens, idet der her blev fundet 562 g tørvægt m^{-2} (vådvægten forventes at være væsentlig højere end de 614 g i Jammerlands Bugt). I begge tilfælde skyldtes den høje biomasse dominans af muslinger. I Jammerlands Bugt var det blåmuslingen (*Mytilus edulis*), der dominerede mens prøvetagningsområdet i det nordlige Bælthav var domineret af både høje tætheder (660 individer m^{-2}) og høj biomasse (546 g tørvægt m^{-2}) af molboøstersen (*Arctica islandica*).

Individtæthed

Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 4.931 (median 2577) individer pr. m^{-2} og varierede fra 248 individer m^{-2} i Flensborg Fjord til 26.640 individer m^{-2} i Stege Bugt. Ud over Stege Bugt blev der fundet meget høje tætheder i følgende områder: Odense Fjord (Seden strand, 18.543 stk./ m^2), Basnæs Nor (19.707 stk./ m^2) Korsør Nor (12.166 stk./ m^2) og ved Knude Dyb i Vadehavet (20.558 stk./ m^2). I Stege Bugt og de fire andre områder dominerede den lille dyndsnegl *Hydrobia ulvae*, og udgjorde antalsmæssigt mere end halvdelen af den samlede fauna i alle tilfælde.

Artsrigdom

Artsrigdommen, opgjort som henholdsvis antallet af arter i den enkelte hapsprøve (S_1) og som det samlede artsantal for alle 42 prøvetagninger i hvert område (S_{42}), viser store variationer (*tabel 8.1*). I beregningen af artsrigdommen er individer, der kun er bestemt til slægt eller familie, konsekvent medregnet som arter. Dette kan, især for S_{42} , give et overestimat på op til et par procent.

I 2019 var det gennemsnitlige antal arter i en hapsprøve (S_1) 7,2 for alle områder, men som det har været tilfældet de tidligere år, var der stor variation fra område til område. Den laveste artsrigdom (S_1) blev fundet i det sydfynske øhav ($S_1 = 1,9$), Karrebæksminde Bugt (2,1) og Frederiksværk Bredning (1,9). De højeste værdier for artsrigdom blev fundet i den centrale del af Kattegat ($S_1 = 16,1$), Basnæs Nor ($S_1 = 12,8$), Hesselø Bugt ($S_1 = 12,5$), Stege Bugt ($S_1=12,5$), Korsør Nor ($S_1=12,3$) og Hevring Bugt ($S_1=12,2$).

Det samlede antal arter i de 42 prøver, der tages i områderne (S_{42}) varierede på tilsvarende vis fra 12 arter i Skive Fjord/Lovns Bredning til 99 arter i det centrale Kattegat (*tabel 8.1*). Frederiksværk Bredning, hvor der kun blev fundet 9 arter, er ikke medregnet, da der kun blev taget 21 prøver i dette område.

Tabel 8.1. Bundfaunastationsområder (lokalitet) i kystnære områder indsamlet i 2019. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Prøveantal angiver, hvor mange haps-prøver, der er taget i området. Artsrigdommen er angivet som gennemsnitligt antal arter i én haps-prøve (S_1) og som det samlede antal for alle 42 prøver i prøvetagningsområdet (S_{42}). Artsdiversiteten er udtrykt med Shannon-diversiteten (H'). Biomasse og individtæthed er angivet som henholdsvis vådvægt og antal individer pr. kvadratmeter. (*) Angiver at biomasse er tørvægtsbestemmelser.

Lokalitet	Dybde (m)	Prøve- antal	S_1 antal arter	S_{42} antal arter	Diversitet (H')	Biomasse (g m ⁻²)	Tæthed (m ⁻²)
Skagerrak	10,6	42	7,7	49	2,5	506	1195
Østersøen ved Bornholm	23,8	42	4,1	20	1,3	17	1180
Sydfynske Øhav	14,4	42	1,9	14	0,6	1	331
Lindelse Nor	2,7	42	10,7	41	2	135	8232
Århus Bugt	14,7	42	10,4	61	2,3	39*	3959
Basnæs Nor	1	42	12,8	38	1,6	183	19717
Fakse Bugt	13,2	42	5,9	24	1,7	115	2677
Karrebæksminde Bugt	13	41	2,1	14	0,4	7	1245
Korsør Nor	1,3	42	12,3	44	2,3	170	12166
Præstø Fjord	3,8	42	7,6	29	1,9	253	7086
Sydlig Bælthav øst	5,4	42	9,4	31	2	214	7106
Stege Bugt	2,9	42	12,5	35	1,4	246	26640
Jammerland Bugt	13,9	42	3,5	33	1,4	614	378
Ringkøbing Fjord	2	42	5,8	26	1,7	198	3911
Sejerøbugten	13,6	42	9,9	57	2,5	72	2646
Roskilde Inderfjord	5,3	21	4,4	11	1,7	371	1172
Køge Bugt	13,8	42	6,2	21	1	78	5380
Odense Fjord	4,8	18	4,5	22	1,6	71	828
Seden Strand	1,2	24	9,1	40	1,9	318	18543
Frederiksværk Bredning	6,5	21	1,9	9	0,4	8	2944
Hesselø Bugt øst	16,7	42	12,5	73	2,6	253	3352
Øresund nord	19,3	42	8,7	40	2,3	490	2369
Flensborg Fjord	28,3	42	2,8	17	1,1	2	248
Hevring Bugt	12,2	42	12,2	71	2,1	79*	6254
Aalbæk Bugt	4,3	42	7,2	45	2,3	55	1285
Sydfynske Øhav	4,4	42	6,4	32	1,8	13	1915
Knude Dyb	25	42	8	22	0,6	462	20558
Nissum Bredning	0,9	42	9,4	70	2,6	311	2136
Nordlig Bælthav, Horsens	19,5	42	5,3	33	2,1	562*	668
Nordlig Bælthav, Fyn	1	42	7,4	36	2,1	89	2273
Løgstør Bredning	7,5	42	4,3	34	1,3	170	922
Mariager Fjord	7,1	42	4,5	18	1,5	570	1961
Kattegat, centrale del	18,8	42	16,1	99	3,1	257*	3625
Skagerrak	17,7	42	7,3	51	2,3	480	1237
Skive Fjord./ Lovns Br.	4,4	42	2,2	12	0,6	307	1039
Vejle Fjord	7,3	42	3,1	22	1,4	89	348
Gennemsnit	-	-	7,2	35,9	1,7	215	4.931

Fordelingen af artsantallet i henholdsvis 1 og 42 prøver viser det samme mønster som tidligere år. Opgørelser af artsdiversiteten, der dækker et større areal (dvs. det kumulerede artsantal i 42 prøver), viser et tydeligt mønster: De stationer, der ligger i de åbne områder har den højeste artsrigdom (f.eks. det centrale Kattegat) sammen med de områder, der støder op til Kattegat og/eller har en stor vandudveksling med Kattegat eller Bælthavet (f.eks. Hesselø Bugt, Sejerø Bugten og Århus Bugt). Dette mønster skyldes antageligt stor udveksling af larveplankton (meroplankton) mellem disse områder og det naturligt mere artsrige centrale Kattegat (*Josefson & Hansen 2004*).

Den høje artsrigdom, der blev fundet i Nissum Bredning, kan muligvis begrundes med samme mekanisme, idet der her kan ske en import af larveplankton fra Nordsøen.

Det er imidlertid ikke kun placeringen i forhold til Kattegat, der har betydning for det samlede artsantal i alle prøver. Et andet forhold, der har stor betydning for S_{42} artsrigdommen, er havbundens heterogenitet i prøvetagningsområdet. Dvs. variation i sedimenttype, dybde, eksponering mm. Således vil man forvente, at finde flest arter i et stort prøvetagningsområde, som f.eks. Odense Fjord eller Ringkøbing fjord, hvor stationerne er fordelt jævnt over hele fjordområderne. Da de 36 stationsnet i kystvandene dækker forskellige arealer og områder med varierende grad af heterogenitet i prøvetagningsområdet, kan den tidlige lokale tilstand af bundfaunasamfundet derfor bedst vurderes ud fra det gennemsnitlige artsantal i de enkelte prøver (S_1). Hvis en lille del af et prøvetagningsområde bliver ramt af f.eks. iltsvind mens resten af området er i god tilstand, vil man forvente færre, men måske andre mere tolerante arter i det påvirkede område. Dermed kan det samlede artsantal ligefrem stige mens det gennemsnitlige antal arter vil afspejle den gennemsnitlige tilstand på prøvetagnings lokaliteterne (*Hansen 2018*).

Diversitet- og følsomhedsindeks

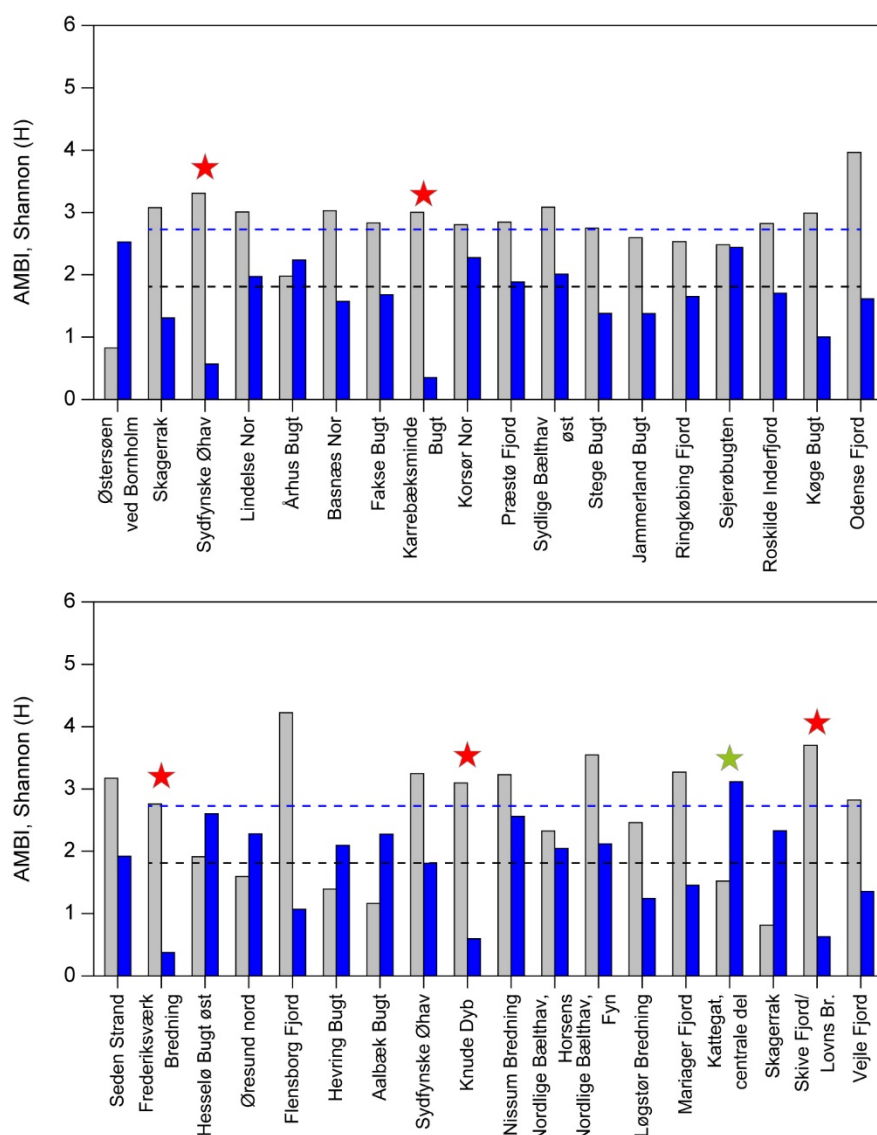
Følsomhedsindekset, AMBI, som teoretisk kan spænde fra 0 til 7, viste værdier fra ca. 0.8 (Skagerrak) til ca. 4.2 (Flensborg Fjord) (*figur 8.1*). Lave værdier for AMBI indikerer gode miljøforhold, som tillader at arter, der især er følsomme overfor organisk berigelse, kan være i området. Modsat viser høje værdier, at samfundet er domineret af arter, der er tolerante over for belastning med organisk materiale (eutrofe forhold). Kombination af høje værdier for AMBI og lave værdier for diversiteten (H') tolkes derfor som et tegn på, at bundfaunaen er negativt påvirket af eutrofiering eller afledte effekter af eutrofiering såsom iltsvind.

Artsdiversiteten, udtrykt som Shannon-diversiteten varierede fra 0,4 (Karrebæksminde Bugt) til 3,1 (det centrale Kattegat) og var i gennemsnit på 1,7. I de kystnære områder forventes artsdiversiteten at ligge mellem 1 og 3.5 når forholdene er bedst. I 2019 var der dog flere områder med værdier på under en: Det var, ud over Karrebæksminde Bugt, det sydfynske øhav, Knudedyb tidevandsområde, Frederiksværk Bredning og Skive Fjord/Lovnsbredning. Lav artsdiversitet indikerer ligesom lav artsrigdom en generel dårlig tilstand af bundfaunaen.

En samlet vurdering af tilstanden i de 36 områder baseret på både AMBI og Shannon-diversiteten viser, at de fem ovenfor nævnte områder med lav artsrigdom, samtidigt havde AMBI-værdier, der bestyrkede at bundfaunaen var i en dårlig tilstand. Herudover var faunasamfundet i Flensborg Fjord stærkt domineret af forureningstolerante arter (meget høj AMBI-værdi) og havde en

forholdsvis lav artsdiversitet (figur 8.1). Bundfaunaen i det sydfynske øhav, Frederiksværk Bredning og Flensborg Fjord viste også dårlige forhold ved prøvetagningen året før i 2018 (Hansen 2019). I Flensborg Fjord og det sydfynske øhav, kan den dårlige tilstand af faunaen forklares med dårlige iltforhold (kapitel 6). Årsagen til den dårlige tilstand i Frederiksværk Bredning er ukendt. I modsætning hertil, viste prøvetagningsområdet i det centrale Kattegat, som forventet meget gode forhold (figur 8.1). Variationen i AMBI og Shannon-diversiteten mellem de øvrige 29 områder i "mellemsgruppen" er forventelig og kan skyldes naturlige forhold, der udspringer af områdernes meget forskellige typologi.

Figur 8.1. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (blå søjler) og AMBI-indeksværdi (grå søjler) for haps-prøver for hver af de 30 kystnære områder hvor prøvetagningen er sket med hapsbundhenter (143 cm²). For sammenligning er tilsvarende gennemsnitlige værdier for Shannon-diversitet (blå linje, $H' = 2,70$) og AMBI (sort linje, AMBI = 1,83) for de åbne dele af de indre danske farvande i 2019 angivet. Bemærk, at høje værdier for AMBI udtrykker forstyrrede (dårlige) forhold, mens høje værdier for Shannon-diversiteten udtrykker gode miljø-/økologiske forhold. Røde stjerner angiver kystnære områder hvor tilstanden er dårligere end forventet og grønne stjerner indikerer meget gode forhold.



Åbne indre danske farvande

I de åbne dele af de indre danske farvande overvåges bundfaunaen i regi af havstrategidirektivet. Her er der programsat årlig prøvetagning af 22 punktstationer, der er fordelt med 17 stationer i Kattegat, to stationer i Bælthavet, en station i Øresund, en i Femern Bælt og en station i Arkona (vestlige Østersø). Disse stationer har været prøvetaget årligt med en konsistent metode siden 1985 (undtagen årene 2009, 2012, 2014 og 2016). I 2019 blev der i alt taget 148 hapsprøver på disse stationer.

Biomasse

Den gennemsnitlige biomasse var ca. 398 (g vådvægt m⁻²) og spændte fra 14 g m⁻² (Arkona, station 444) til 1,9 kg m⁻² (Kattegat, station 409). Som det dog oftest ses er biomassen domineret af sporadiske fund af store molboøsters (*Arctica islandica*). I 2019 skyldes den høje værdi på station 409 et fund af et individ på 83 g. Således var medianen for alle stationer kun 165 g vådvægt m⁻².

Individtæthed

Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 3.181 m⁻² (median 3.133 m⁻²) og spændte fra omkring 329 individer m⁻² i Arkona (st. 444) til mere end 8.881 individer m⁻² i Ålborg Bugt (st. 409). Den meget høje tæthed på station 409 skyldtes hovedsageligt hesteskoormen, *Phoronis sp.* På stationen (P46), hvor individtætheden ligeledes var høj (8.364 m⁻²), var det især den lille musling *Mysella bidentata* (synonym *Kurtiella bidentata*), der var talrig.

På station 444 i Arkona bassinet i den vestlige Østersø observerer man ofte lave tætheder og biomasse af bundfaunaen. Det formodes at være begrundet i tilbagevendende iltsvind på stationen. Den gennemsnitlige individtæthed i 2019 på station 444 var ca. halveret i forhold til prøvetagningen i 2018. Men, ser man bort fra *Phoronis*, der var meget talrig i 2018, var den gennemsnitlige tæthed og biomasse på samme niveau som i 2018.

Artsrigdom

Artsrigdommen (S₁) varierede fra i gennemsnit 2,3 (Arkona) til 21 i Bælthavet (Station 14). Gennemsnittet for alle lokaliteterne var på 13,4 arter pr. hapsprøve, og det er lidt højere end niveauet fra sidste år (12,03). I lighed med de foregående år, var det stationerne i, og umiddelbart nord for Bælthavet (939, 14 og P23), hvor artsrigdommen var størst. Lave værdier blev fundet på stationerne 413 og 16N21, der ligger på dybt vand i henholdsvis det centrale og det nordlige Kattegat.

Diversitet- og følsomhedsindeks

Bundfaunaens sammensætning bestemt med AMBI viste, at stationerne generelt var kendetegnet af følsomme arter, idet værdien for AMBI var relativ lav med en middelværdi på 1,83. Det vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande.

Som det er set de tidligere år, er der dog en tendens til, at der er relativt flere eutrofieringstolerante arter i den vestlige Østersø (det vil sige st. 444 og 952), samt på de stationer i Kattegat og Bælthavet, der ligger på dybder omkring springlagsdybden (f.eks. stationerne P21, 14, 42 og 49), hvor bunden indeholder relativt mere organisk materiale. Det har dog vist sig, at saltholdigheden også har en effekt på AMBI-værdien således, at de arter der er tolerante overfor organisk berigelse, fortrinsvis er tilpasset lidt lavere saltholdighed. Det vil sige at det kan være svært at konkludere, om der er en tendens til eutrofieringspåvirkning på de nævnte stationer alene på baggrund af AMBI-værdien, fordi de negative effekter af eutrofiering på sediment og bundvand i sig selv oftest er korreleret med saltholdigheden i den estuarine saltgradient (se kapitel 2).

Artsdiversiteten (Shannon, H') og beregninger af DKI på de enkelte hapsprøver viser generelt, og i overensstemmelse med artsrigdommen, relativt høje værdier og indikerer dermed relativt gode forhold (tabel 8.2). Den gennemsnitlige Shannon-diversitet var 2,70 hvilket er ca. samme niveau som i 2018 (2,67) og den gennemsnitlige værdi for DKI var nøjagtig den samme som i 2018 (0,67). De laveste mål for diversitet og miljøkvaliteten af bundfaunaen

blev i lighed med de tidligere år fundet på stationerne i Femern Bælt og Arkona (stationerne 952 og 444) og var i 2019 på ca. samme niveau som i 2018 (henholdsvis 0,58 og 0,53).

Tabel 8.2. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande indsamlet i 2019. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Salt angiver den forventede (modellerede) saltholdighed, som er anvendt til beregning af DKI (vers. 3). Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter, artsrigdom angiver det gennemsnitlige antal fundne arter i én haps-prøve (S_1). AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H' angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve. DKI-værdien er angivet med $\pm$ standardafvigelsen.

Lokalitet	Antal prøver	Salt	Dybde m	Tæthed m ⁻²	Biomasse VV g m ⁻²	S_1	AMBI	H'	DKI v.3
Bælthavet 14	11	17,2	17,5	4990	261	21,1	2,1	3,4	0,97 $\pm$ 0,03
Kattegat 42	5	17,4	14,8	1357	39	13	1,4	3,4	0,92 $\pm$ 0,06
Kattegat 49	5	28,1	23,2	3762	545	17,8	2,4	3,5	0,79 $\pm$ 0,04
Kattegat 155	5	18,7	12,9	1706	251	12,4	1,1	3,2	0,89 $\pm$ 0,06
Kattegat 158	5	32,4	35	643	123	4,2	1,7	1,6	0,53 $\pm$ 0,19
Kattegat 409	5	22,7	14,5	8881	1869	17,2	2,2	2,3	0,73 $\pm$ 0,09
Kattegat 413	10	32,5	50,4	1245	118	6,1	1,4	2,1	0,63 $\pm$ 0,04
Arkona 444	10	23	47,2	329	14	2,3	2,4	1	0,53 $\pm$ 0,16
Storebælt 939	10	26	37,3	3734	158	20,8	1,9	3,6	0,86 $\pm$ 0,06
Femern Bælt 952	5	20	27,7	434	649	3,8	2,8	1,5	0,58 $\pm$ 0,23
Kattegat 1402	5	30,7	27	3413	660	11,2	1,6	2,2	0,71 $\pm$ 0,06
Kattegat 1416	5	30,9	24	2937	154	10	1,7	2,2	0,67 $\pm$ 0,03
Kattegat 16N21	5	31,4	27,8	1063	158	6,6	1,8	2,3	0,67 $\pm$ 0,06
Kattegat P6	5	32,2	31,6	2378	126	18,8	1,9	3,8	0,79 $\pm$ 0,05
Kattegat P11	5	31,9	28,1	6308	173	14,8	1,6	2,5	0,71 $\pm$ 0,02
Kattegat P21	5	23,2	13,9	839	80	4,8	2,2	1,7	0,68 $\pm$ 0,08
Kattegat P23	11	22,3	23,2	4762	1232	19,7	1,7	3,1	0,85 $\pm$ 0,06
Kattegat P26	5	24	18,9	3329	355	20,6	1,2	3,9	0,91 $\pm$ 0,04
Kattegat P35	5	26,6	23,5	3692	1151	14	1,6	2,8	0,75 $\pm$ 0,05
Kattegat P46	5	28	15,5	8364	369	14,8	2,2	2,6	0,73 $\pm$ 0,05
Kattegat P9	5	32	29,3	2308	139	16,8	1,9	3,6	0,75 $\pm$ 0,10
Øresund S31	16	25	18,3	3510	133	14,6	1,4	3,1	0,83 $\pm$ 0,04
Gennemsnit	-			3181	398	13,4	1,83	2,70	0,67$\pm$0,14

På stationerne 413 og 16N21 viste DKI værdier omkring gennemsnittet på 0,67 på trods af lave værdier for artsrigdom (S_1) med kun ca. halvt så mange arter, som i resten af området. Det er et udtryk for, at de individer der er tilstede, er antalsmæssigt jævnt fordelt mellem arterne (dvs. høj "eveness"). Det giver et relativt højt estimat for Shannon-diversiteten. Herudover er AMBI-værdien relativ lav fordi de arter, der er tilstede er relativt følsomme over for eutrofieringseffekter. Det forhold, at artsrigdommen og AMBI-værdien begge er lave samtidigt med at DKI er på et moderat niveau, kan tolkes som et udtryk for, at bundfaunaen påvirkes negativt af fysisk forstyrrelse fra bundtrawling snarere end eutrofiering. Dette er beskrevet tidligere (Hansen 2018; Hansen & Blomqvist 2018) og i overensstemmelse med Sköld m.fl. (2018). På nuværende tidspunkt er tilstrækkeligt detaljerede data ikke tilgængelige for trawlfiskeriets fordeling, som kan belyse dette yderligere.

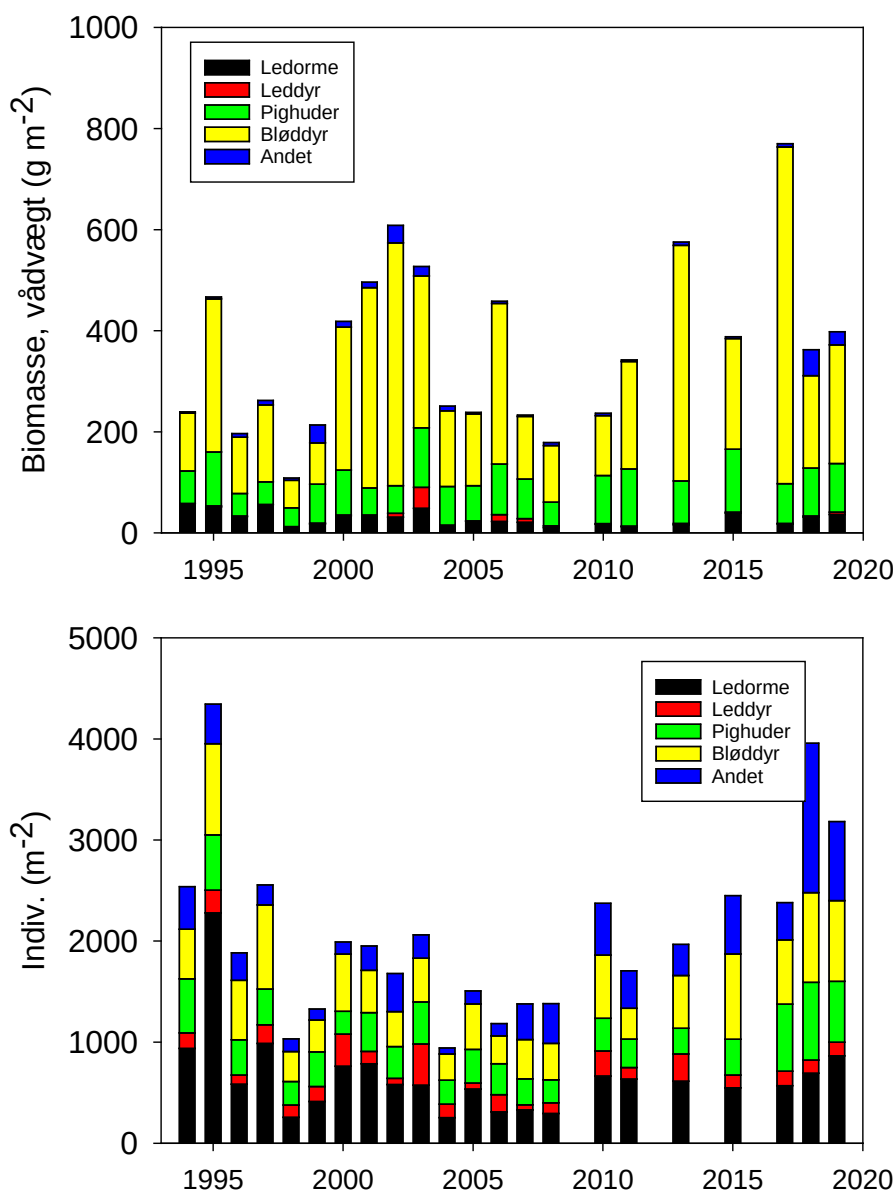
I 2019 blev der fundet meget høje værdier for DKI og dermed god tilstand på stationerne: 14, 42, 155, 939, P23 og P26. Station 939 ligger på dybt vand i Storbælt mens de øvrige fem stationer ligger omkring eller lige under springlaget. Blandt de stationer der ligger på relativt lavt vand, var det kun station P21 (Læsø Rende), der viste moderate forhold.

Tidslig udvikling i de åbne indre farvande

I Kattegat, Bælthavet og Øresund er der 19 stationer med tidsserier på 31-35 år, hvor der er anvendt den samme prøvetagningsmetodik siden 1985. Der har været årlig prøvetagning med undtagelse af årene 2009, 2012, 2014 og 2016 hvor der ikke var programsat prøvetagning. I 2019 var den samlede biomasse ca. 398 g vådvægt pr. kvadratmeter som gennemsnit for alle stationer (tabel 8.2). Som beskrevet oven for er der stor mellemårlig variation i biomassen af bløddyr, der skyldes tilfældige fund af store molboøsters (*Arctica islandica*). Ses der bort fra *Arctica*, er den mellemårlige variation meget mindre. Således er der, når data fra 2019 føjes til tidsserien ikke tydelig udvikling i den samlede biomasse.

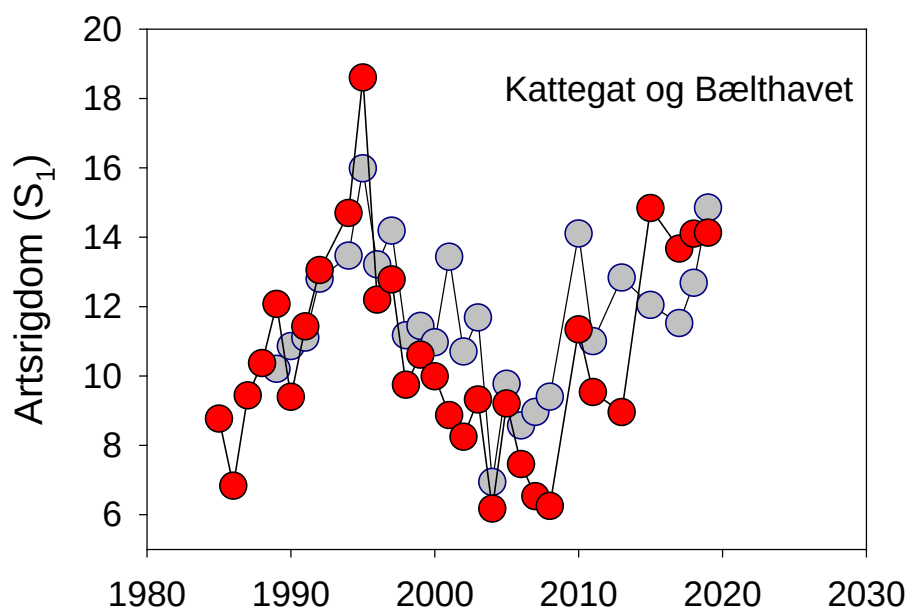
I 2019 var individtætheden ca. 3.200 individer pr. kvadratmeter som gennemsnit for hele området. Dette er stort set det samme som i 2018 for alle de taksonomiske hovedgrupper undtagen for gruppen "andre" hvor der er sket en halvering. De seneste år har hestesko-ormen *Phoronis* været meget dominerende på de mere sandede stationer og har under gruppen "andre" bidraget meget til den samlede tæthed. Faldet i "andre" fra 2018 til 2019 skyldes færre individer af *Phoronis*. Ser man bort fra *Phoronis*, så har der været en svag stigning i den samlede individtæthed siden 2004. Det skyldes gruppen af pighuder (f.eks. søpindsvin, slangestjerne og søpølser), der er gået frem ved de seneste 3 års prøvetagninger (figur 8.2).

Figur 8.2. Biomasse (øverst) og individtæthed (nederst) af bundfaunaen i de åbne dele af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper.



Den gennemsnitlige artsrigdom i 2019, i en haps-prøve (S_1) fra de 19 stationer, der ligger i Kattegat, Bælthavet og Øresund, var ca. 14 arter pr. prøve. I 2019 var den gennemsnitlige artsrigdom næsten den samme for gruppen af stationer på hh. sandbund og relativt lavt vand og for gruppen af stationer på den dybe mudderbund i Kattegat (figur 8.3). Artsrigdommen var i 2019 dermed på samme høje niveau, som ved de tre foregående indsamlinger i 2015, 2017 og 2018, og den har dermed nået det niveau, den havde da den toppede i midten af 1990'erne (figur 8.3). I perioden 2004 til 2008 var artsrigdommen kun det halve af niveauet i 1995 og i den nutidige periode fra 2015 og frem til 2019. Som det er beskrevet i tidligere havrapporter, så har udviklingen i artsrigdommen i hele perioden været meget ensartet på tværs af stationer. Det gælder også for 2019 hvor artsrigdommen samstemmende var høj på næsten alle de stationer der ligger i Kattegat, Bælthavet og Øresund.

Figur 8.3. Udviklingen i artsrigdom på 19 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1985-2019. Røde symboler angiver stationer der ligger på dyb mudder bund mens grå symboler angiver den gennemsnitlige artsrigdom på de stationer, der ligger på lavere vand med mere sandet bund.



De store langtidssvingninger i bundfaunaens artsrigdom i perioden 1985-2019 er bemærkelsesværdige fordi denne udvikling har foregået synkront på næsten alle de 22 prøvetagningsstationer, selvom det er forskellige bundfaunasamfund, der forekommer på disse stationer. Udviklingen i artsrigdommen på den enkelte station reguleres af forholdet mellem tilgang af nye arter (rekruttering) i forhold til de arter, der forsvinder over tid. Den mest sandsynlige forklaring på disse synkrone langtidssvingninger i artsrigdommen er, som det også er blevet fremført tidligere (Hansen 2018), at der i perioder med lav artsrigdom har været meget mindre rekruttering generelt i bundfaunasamfundet, snarere end øget dødelighed blandt de voksne bunddyr (dvs. de bunddyr der har etableret sig på bunden). Det kan man se på fordelingen af arternes levealder. S sammensætningen af arter ændres i de perioder hvor artsrigdommen går tilbage hen mod dyr med høj levealder. Det er derimod endnu uvist om disse udsving skyldes forhold i selve bundfaunasamfundet eller, om det skyldes ændringer i presfaktorer i det omgivende miljø.

Nordsøen og Skagerrak

Bundfaunaen i Nordsøen og Skagerrak overvåges i regi af havstrategidirektivet. Der er udlagt i alt 20 prøvetagningsområder hver med 42 prøvetagningspositioner, som hver især har været prøvetaget hvert andet år siden 2015. Der er i 2019 indsamlet prøver fra 9 stationsområder, således at de stationer der blev indsamlet 2019 (tabel 8.3) også blev prøvetaget i 2017.

Biomasse og individtæthed

Den gennemsnitlige biomasse for alle områder var 160 g vådvægt m^{-2} , hvilket var mindre end ved den tidligere indsamling i 2017, hvor gennemsnittet lå på 221 g m^{-2} . Dette fald i den gennemsnitlige samlede biomasse for Nordsøområdet, dækker over forskellige udviklingstendenser i hver af de ni stationsområder, og det er næppe udtryk for en generel udvikling i hele Nordsøen.

Den gennemsnitlige individtæthed var 1.279 individer m^{-2} , hvilket er samme niveau som i 2017 (1205 m^{-2}). Ligesom det har været tilfældet alle år siden overvågningen i Nordsøen begyndte, var individtætheden og biomassen lavere på de stationsområder, der ligger i Skagerrak (st. 1101 og 1130, tabel 8.3).

Artsrigdom, diversitet- og følsomhedsindeks

Den gennemsnitlige artsrigdom for Nordsøen og Skagerrak (S_1) var ca. 7,7 arter pr. prøve og dermed på det samme niveau som blev observeret i 2017. De øvrige mål for faunasamfundets tilstand, dvs. artsdiversiteten (H'), følsomhed (AMBI) og miljøkvalitetsindekset DKI, var stort set uændrede i forhold til prøvetagningen i 2017. Dog viste beregninger af den gennemsnitlige værdi for DKI (beregnet for de enkelte prøver) svagt bedre forhold for hele prøvetagningsområdet (stigende fra 0,52 i 2017 til 0,62 i 2019). For Shannon-diversiteten var de gennemsnitlige værdier for 2017 og 2019 hh. 2,17 og 2,37 og for AMBI var tallene tilsvarende 1,65 og 1,51. Det tyder på at bundfaunaen generelt ikke er negativt påvirket af forhold der kan relateres til eutrofiering.

Prøvetagningen i 2019 bekræfter de mønstre i diversitet og artssammensætning inden for Nordsøområdet, der er observeret siden 2015. Stationsområderne i Skagerrak havde, i lighed med prøvetagningerne 2015-2017 en relativ lavere artsrigdom end i de fleste andre stationsområder i Nordsøen. Som anført i rapporteringen sidste år, så anses bundtrawling for at være den dominerende presfaktor for bundfaunaens biodiversitet i Nordsøen (*van Loon m.fl. 2018; Hansen & Blomqvist 2018*), og i modsætning til Kattegat, hvor trawlingen næsten eksklusivt foregår på mudderbund, så trawles der både på mudder- og sandbund i Nordsøen (*Eigaard m.fl. 2017; ICES 2016*). Der er ikke tilgang til tilstrækkelig detaljerede data fra fiskeristyrelsens VMS-overvågning af fiskefartøjerne i Nordsøen i 2018, som kan relateres til de rumlige variationer i bundfaunens tilstand. Samlet set tyder data fra Nordsøen i 2019 dog på, at der har været ret konstante forhold for bundfaunaen i perioden 2015 til 2019.

Tabel 8.3. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i Nordsøen og i Skagerrak indsamlet i 2019. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. S_1 angiver det gennemsnitlige antal arter i en hapsprøve. Tætheden angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomassen angiver vådvægten pr. kvadratmeter, S_{42} angiver artsrigdommen i hele prøvetagningsområdet med 42 stationer. AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H' angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve. DKI-værdien er beregnet under antagelse af at saltholdigheden er ca. 30. Usikkerheden angives ved standardafvigelsen.

Lokalitet	Antal prøver	Dybde m	S_1	Tæthed, Antal m^{-2}	Biomasse, g m^{-2}	S_{42}	AMBI	H'	DKI v.3
Nordsøen 1023	42	31	6,8	964	35	47	1,2	2,36	0,62±0,05
Nordsøen 1035	42	29	8,4	1337	215	66	1,93	2,59	0,65±0,05
Nordsøen 1042	42	20	7,6	1577	72	54	0,93	2,24	0,62±0,07
Nordsøen 1054	42	28	7,8	1891	182	51	0,75	2,06	0,63±0,08
Nordsøen 1075	42	46	9,8	1177	102	68	1,79	2,96	0,69±0,04
Nordsøen 1076	42	59	7,9	728	711	76	1,82	2,73	0,63±0,10
Nordsøen 1077	42	72	10,6	2481	74	85	2,56	2,3	0,66±0,05
Nordsøen 1101	42	27	6,3	829	32	61	1,7	2,28	0,60±0,08
Nordsøen 1130	42	24	4,5	523	19	43	0,87	1,79	0,49±0,15
Gennemsnit	-	-	7,7	1279	160	60,8	1,51	2,37	0,62±0,10

Sammenfatning

- I 2019 var bundfaunaen i ret dårlig tilstand i 5 undersøgte områder i de kystnære farvande og tilstanden kan i 4 af disse tilfælde relateres til dårlige iltforhold eller dårlige redoxforhold i sedimentet.
- I de åbne indre danske farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på niveau med perioden i midten af 1990'erne, hvor den var højest.
- I det centrale Kattegat er der stationer, hvor bundfaunaens diversitet stadig er lav, hvilket sandsynligvis skyldes bundtrawling.
- I Nordsøen og Skagerrak var bundfaunaens tilstand generelt uforandret i forhold til 2017, med tegn på lavere artsrigdom i Skagerrak sammenlignet med de øvrige Nordsøområder. Bundtrawling anses for at være den dominerende presfaktor for bundfaunaens biodiversitet i Nordsøen.

9 Havpattedyr - sæler og marsvin

Anders Galatius, Signe Sveegaard, Line Kyhn & Jonas Teilmann

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl og marsvin. Alle tre arter er fredet i Danmark og beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv. Marsvin og begge sælarter er nævnt i habitatdirektivets bilagslister over arter med behov for beskyttelse. For sæler og marsvin skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde, og sælarterne kan kræve yderligere forvaltningsiltag, hvis overvågningen viser, at deres udbredelse er i tilbagegang.



Optælling af marsvin fra fly. Foto: Signe Sveegaard.

Metoder og datagrundlag

Natura 2000-områder

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 22 og 12 Natura 2000-områder (*figur 9.1*). Af disse i alt 23 områder (11 områder er udpeget for begge sælarter) findes faste kolonier af spættet sæl på land i 17 af områderne, mens gråsælerne jævnligt opholder sig på land i 9 områder udpeget for denne art. Disse områder har indgået i den nationale overvågning af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret optælling siden 1979), i Limfjorden og Østersøen siden 1990 og for gråsæler standardiseret siden 2011 og 2014 i henholdsvis Kattegat/Limfjorden/Østersøen og Vadehavet. Uden for Natura 2000-områderne overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor få sæler forekommer på land.

I 2010 blev 16 Natura 2000-områder udpeget for marsvin, som siden 2011 har været en del af det nationale overvågningsprogram NOVANA ligesom sælerne. For marsvin afrapporteres her primært de nyeste data. Øvrige data findes i de tidligere rapporter over den marine overvågning.

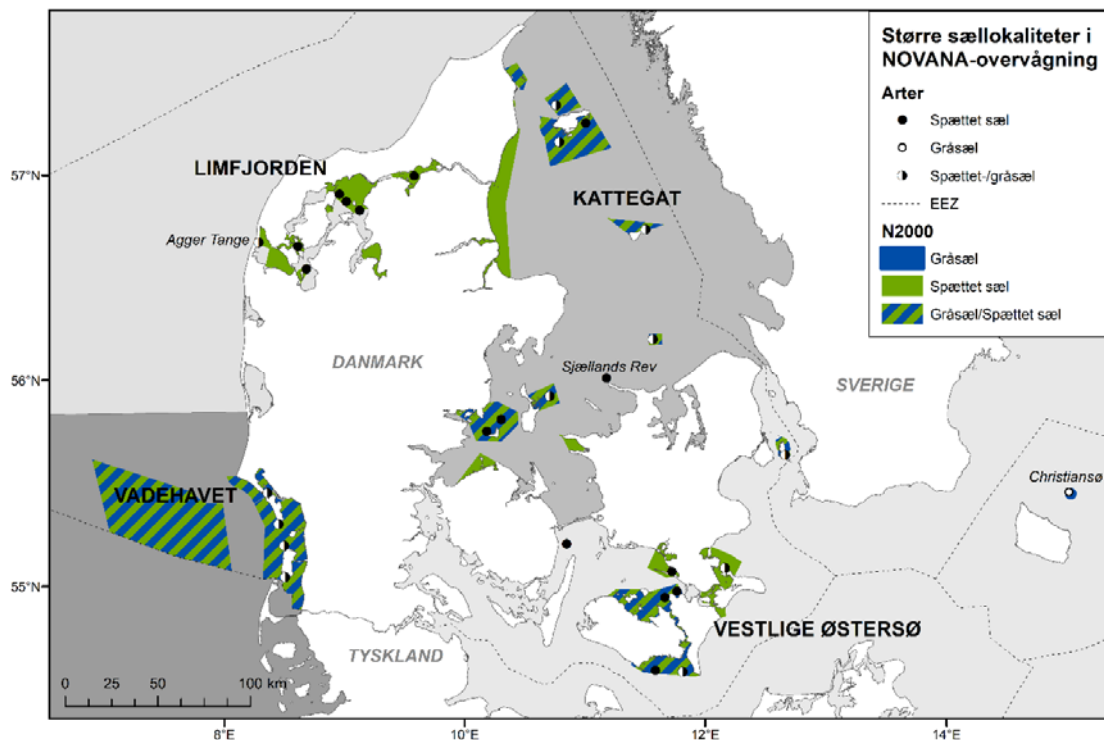
Siden 2015 overvåges havpattedyrs spæktykkelse i hele Danmark som indikator for ernæringstilstanden.

Overvågning af sæler

I det nuværende program flyovervåges spættet sæl og gråsæl på fem tidspunkter af året:

- 1) Februar/marts er yngleperiode for gråsælerne i østersøregionen. Her tælles gråsælunger i Østersøen og Kattegat i samarbejde med Sverige, Estland og Finland under HELCOMs koordinering.
- 2) I marts-april fælder gråsælerne i Nordsøen. Siden 2015 er der hvert år talt gråsælunger i Vadehavet i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

- 3) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøen, og de spættede sæler føder deres unger. I denne periode estimeres antallet af fældende gråsæler i de indre farvande og antal unger for spættede sæler.
- 4) I august fælder de spættede sæler og optælles i Kattegat, Limfjorden, Østersøen og Vadehavet i en koordineret indsats med Sverige, Tyskland og Holland. Tællingerne af de spættede sæler i august bruges til at vurdere udviklingen i den samlede population (*Teilmann m.fl. 2010*).
- 5) December er yngleperiode for gråsæler i Nordsøen. Fra 2014 er der påbegyndt overvågning af gråsælunger i Vadehavet i december i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.



Figur 9.1. Kort over Natura 2000-områder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis hvide og sorte cirkler eller en hvid/sort kombination, hvis både spættet sæl og gråsæl findes på samme lokalitet. De grå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder (Limfjorden, Vadehavet, Kattegat og vestlige Østersø) for spættet sæl i Danmark. Bemærk at spættet sæl har en koloni på Sjællands Rev uden for habitatområderne, og at gråsælen jævnligt observeres ved Agger Tange i den vestlige Limfjord, hvor den forventes tilføjet på udpegningsgrundlaget. Eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er ved Christiansø nordøst for Bornholm.

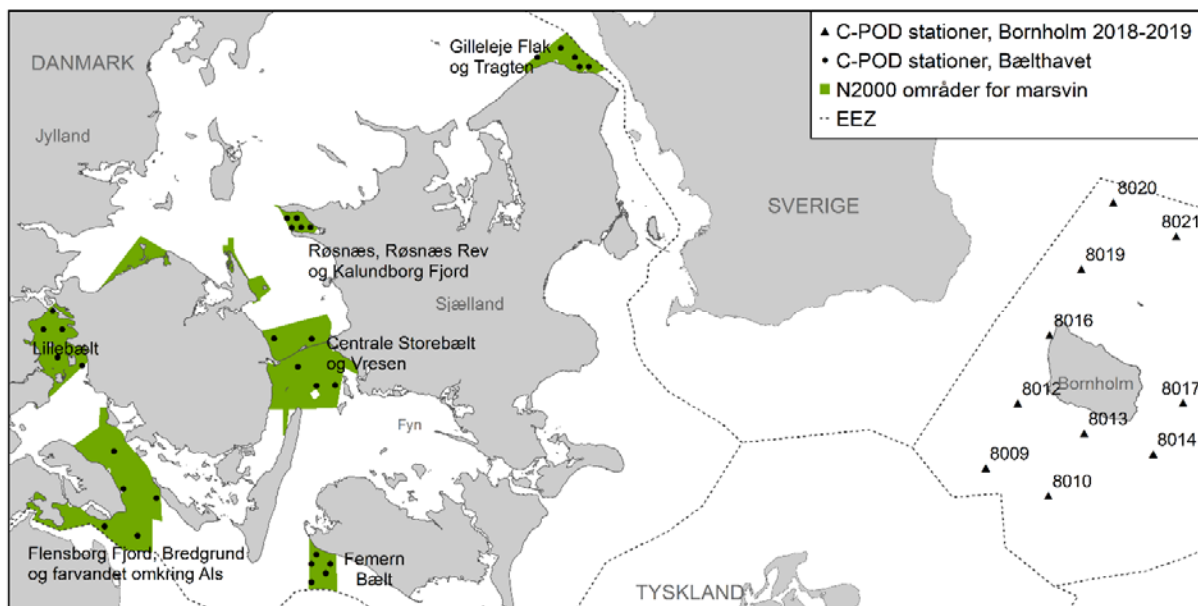
Overvågning af marsvin

I den nye NOVANA-periode 2017-2021 udføres følgende overvågning:

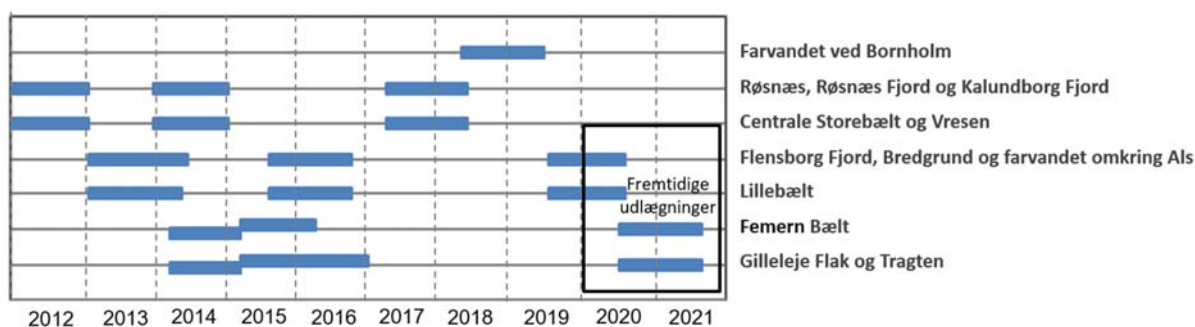
- 1) I Skagerrak (tre Natura 2000 områder) og Nordsøen (to Natura 2000 områder) udføres en årlig optælling af marsvin fra fly i alle fem Natura 2000 områder i juli/august. Dette er identisk med overvågningen i den tidligere NOVANA-periode 2011-2016.
- 2) I de indre danske farvande overvåges de seks vigtigste Natura 2000 områder for marsvin med stationære akustiske lyttestationer (C-PODs, fem i hvert område, figur 9.2). Akustisk overvågning af marsvin giver et bedre billede af marsvinenes brug af området end andre metoder, da monitoringen foregår døgnet rundt, hele året. Til gengæld har metoden en relativt lav rumlig opløsning, idet marsvin kun kan høres < 500m fra lyttestationerne. Der overvåges i to Natura 2000 områder ad gangen, og i hvert område overvåges i en sammenhængende periode på ca. 12 måneders varighed inden for NOVANA-perioden 2017-2021 (figur 9.3).

Marsvinelydene analyseres som antal minutter, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = PPM), omregnet til procent af døgnet. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af %PPM/døgn for hver måned.

For at teste forskelle mellem perioder i hvert område benyttes en binomial 'mixed effects' model (med de 5 stationer inden for hver periode som 'random effect') efterfulgt af en 'Tukey Honest Significant Difference' (HSD) test. Den akustiske overvågning afrapporteres, når et helt års data i et område er indsamlet.



Figur 9.2. Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) i de seks vigtigste Natura 2000-områder i de indre farvande samt de 10 stationer ved Bornholm. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer afgrænsningen af de danske farvande.



Figur 9.3. Perioder med udførte og planlagte C-POD-udlægninger i seks Natura 2000-områder i de indre danske farvande samt farvandet omkring Bornholm siden overvågningsprogrammet begyndte i januar 2012. Hver periode er af 12-16 måneders varighed.

- 3) I farvandet omkring Bornholm lever både marsvin fra Østersø- og Bælt-havspopulationen. Østersøpopulationen er vurderet som kritisk truet og blev optalt til 500 individer under SAMBAH projektet 2011-2013. I 2018-2019 blev der igen udlagt 10 lyttestationer (C-PODs) omkring Bornholm, der kan sammenlignes med optagelserne under SAMBAH og kan indikere ændringer siden 2011-2013. Marsvinelydene analyseres som antal dage, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive dage = PPD) per måned.
- 4) I 2020 udføres en total optælling af bestanden i de indre danske farvande (Kaldet Bælthavsbestanden) i samarbejde med Tyskland og Sverige, som fortsættelse af rækken af SCANS surveys 1994-2016 (*Hammond m.fl. 2013; Viquerat m.fl. 2014*).

Overvågning af spæktykkelse

Spæktykkelse på sæler og marsvin er blevet målt siden 2015. Spæktykkelse er indikator for ernæringsmæssig tilstand under HELCOM, og formålet med at måle spæktykkelse i Danmark er derfor at fastsætte grænseværdier for og vurdere 'god miljøtilstand' for hver art i hvert forvaltningsområde, hvor det er muligt at skaffe data.

Spæktykkelse måles på enten døde eller levende dyr efter metoder beskrevet i *Kyhn & Galatius (2018)*. Levende marsvin og sæler er fanget i forbindelse med mærkningsprojekter foretaget af Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. I begge tilfælde måles spæktykkelse med et transportabelt ultralydsapparat. Døde dyr omfatter strandede marsvin og sæler (ukendt dødsårsag), bifangede marsvin og sæler samt regulerede sæler (dvs. skudt i henhold til lovgivningen om skadeforvoldende vildt). På døde dyr skæres dyret op specifikke steder på kroppen, hvor spæktykkelsen måles i mm med tommestok. Spæktykkelsen måles samme steder på både døde og levende dyr.

Resultater fra overvågningen

Spættet sæl

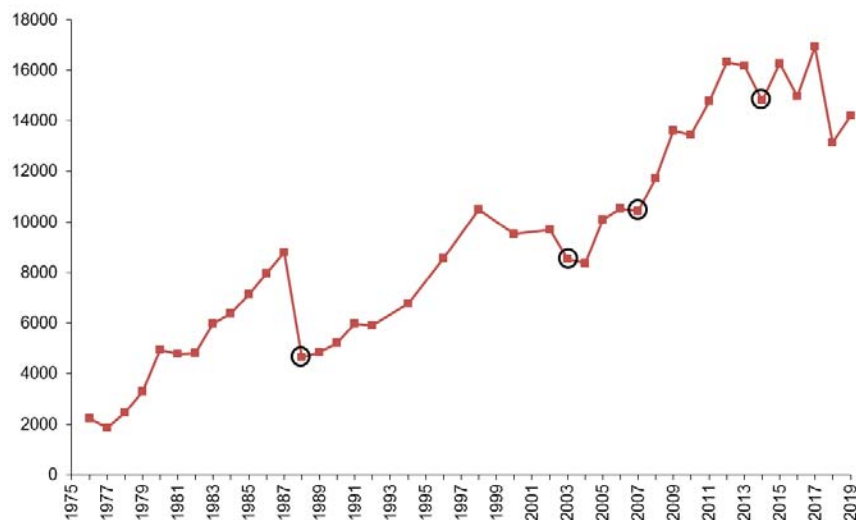
Nationalt

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og forekommer især i kystnære farvande, hvor der findes uforstyrrede yngle- og hvilepladser på sandbanker, stenrev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder (Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø) baseret på genetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene (*figur 9.1; Olsen m.fl. 2014*).

I 1988 og 2002 ramte en mæslingelignende virus (*phocine distemper virus*, PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % af bestandene ihjel (figur 9.4; Härkönen m.fl. 2006). En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (Härkönen m.fl. 2008). I sommeren/efteråret 2014 blev de spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet ramt af en ny epidemi, som denne gang skyldtes fugleinfluenza. Nogle tusinde spættede sæler døde i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (Bodewes m.fl. 2015; Krog m.fl. 2015). Efter 1988 og indtil 2002 steg bestanden i gennemsnit med 11 % hvert år i hele Danmark. Efter 2002-epidemien og frem til 2014 var den gennemsnitlige årlige bestandsstigning 6 %. Siden 2014 har der været en tilbagegang på gennemsnitligt 2 % per år. Det totale estimerede antal spættede sæler i Danmark var i 2019 14.200. Siden 2014 er det kun i de små bestande i den vestlige Østersø og den centrale Limfjord, at antallet af spættede sæler er vokset (figur 9.5).

Potentielt kan de store PDV-epidemier vende tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden livslang immunitet (dvs. født efter 2002) når en vis størrelse, og virus er til stede. PDV-virus formodes at komme fra de store arktiske sælbestande, hvor viruset cirkulerer og sælerne har tilvænnet sig viruset uden eller med meget lille dødelighed, på samme måde som mennesker har tilvænnet sig mæslinger, som nu sjældent er dødelig. En teori er, at gråsæler, der bevæger sig mere omkring end spættet sæl, smittes længere nordpå og bringer smitten sydpå. Ingen af de omtalte epidemier ser ud til at have været dødelig for gråsælerne, selvom det er påvist, at de blev smittet af PDV i 1988 og 2002 (Härkönen m.fl. 2006; Härkönen m.fl. 2007a).

Figur 9.4. Det totale antal spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2019 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (32 % i Vadehavet, Ries m.fl. 1998, 43 % i øvrige farvande, Härkönen m.fl. 1999). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.

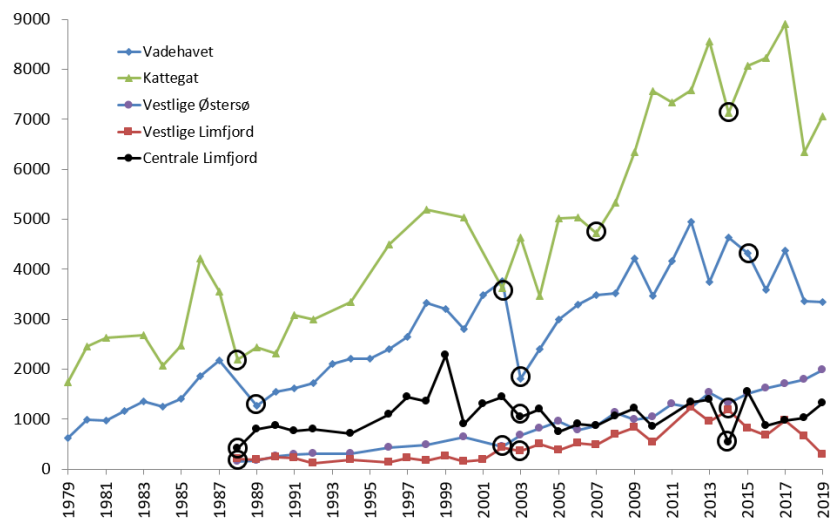


Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsæl vil påvirke de spættede sæler (se omtale af gråsæler nedenfor). Da gråsælen er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning af antallet af spættede sæler sandsynlig. Om dette er medvirkende til det stagnerende antal spættede sæler i de senere år, er uvist.

Vadehavet

Spættet sæl lever langs hele Vadehavets kystlinje og bestanden deles således med Tyskland og Holland. I 2019 blev det totale antal spættede sæler estimeret til 3.400 i den danske del af Vadehavet (figur 9.5). De spættede sæler i Vadehavet blev hårdt ramt af PDV-epidemierne i 1988 og 2002. Siden 2002 er bestanden i den danske del af Vadehavet vokset med gennemsnitligt 13 % årligt frem til 2012, svarende til den teoretisk maksimale rate for spættet sæl (Härkönen *m.fl.* 2002). Siden 2014 er bestanden i den danske del af Vadehavet gået tilbage med gennemsnitligt 6 % per år. Udviklingen fra omkring 2007 tyder på, at populationen i Vadehavet har nået miljøets bæreevne, og at populationen vil stabilisere sig på det niveau, der er observeret de sidste 10 år (gennemsnit: ca. 4.000, range: ca. 3.400-5.000), hvis forholdene omkring bestanden ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske vadehav, og i 2019 blev der talt 919 unger, hvilket er det højeste antal registreret hidtil. På nær et lavt tal i 2018 har antallet af unger i det danske vadehav været stigende siden 2012. De 919 unger udgør 27 % af den estimerede bestand i det danske vadehav. Ved en stabilisering af bestanden omkring miljøets bæreevne er det forventeligt at ungeproduktionen reduceres. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Figur 9.5. Antal spættet sæl i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2019 – opgjort ud fra tællinger i august på landgangspladser korrigeret for andelen af sæler i vandet (32 % i Vadehavet, Ries *m.fl.* 1998, 43 % i øvrige farvande, Härkönen *m.fl.* 1999). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.



Limfjorden

De spættede sæler i den centrale Limfjord repræsenterer en selvstændig genetisk enhed, mens sælerne i den vestlige del af Limfjorden består af en blanding af sæler fra Vadehavet og den centrale Limfjord. De fleste af sælerne i den centrale del af fjorden er sandsynligvis efterkommere af de sæler, der beboede fjorden, før forbindelsen til Nordsøen blev lukket omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem fjorden og Nordsøen ved stormfloden i 1825 (Olsen *m.fl.* 2014). Antallet af sæler i den centrale del har vist store fluktuationer fra år til år, og det er sandsynligt, at de vandrer ind og ud af Limfjorden afhængig af tilgængeligheden af føde. Dette gør udviklingen i antallet af sæler i de centrale del af Limfjorden svær at tolke, fx blev der i 2015 estimeret 1.550 sæler i den centrale del, men kun 1.050 individer i 2017, uden at der er fundet usædvanligt mange døde sæler. I 2019 estimeredes 1.300 sæler i den centrale

del af Limfjorden (*figur 9.5*). Den gennemsnitlige årlige vækstrate over de seneste fem år var 9 % i den centrale del af Limfjorden, men pga. af de store fluktuationer er denne rate behæftet med stor usikkerhed.

Fra 2016 er der foretaget ungetællinger i Limfjorden, og usædvanligt for de danske områder er der i alle årene talt flere sæler i yngleperioden end i fældeperioden. Samtidig er andelen af talte unger ift. bestandsestimatet højere end i andre områder, 54 % i 2016, 28 % i 2017, 25 % i 2018 og 40 % (521 unger) i 2019. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Disse observationer tyder på, at ynglebestanden i den centrale Limfjord er større, end fældetallene indikerer. En mulig forklaring er, at sælerne er meget stedfaste med hensyn til yngleaktivitet, men i vekslende grad forlader området uden for ynglesæsonen. Antallet af sæler i den vestlige Limfjord var meget lavt fra 1988 til 2001, men steg fra 2002 til 2012. Siden da er antallet faldet med gennemsnitligt 20% pr. år (igen med stor usikkerhed). I 2019 estimeredes bestanden i den vestlige Limfjord til blot 300 individer (*figur 9.5*). Her fødes kun meget få unger, i 2019 taltes 15, hvilket indikerer, at der primært er tale om et rasteområde for sæler fra andre områder.

Kattegat

Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2019 estimeredes en bestand på 7.100 spættede sæler i den danske del, hvilket er det næstlaveste antal siden 2009 (*figur 9.5*). Fra epidemien i 2002 til 2011 har den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del været 11 %. Siden da er væksten aftaget, og i de seneste fem år har vækstraten været negativ (-2 %), hvilket tyder på, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. Man kan således forvente en stabilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene for sælerne ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat, og i 2019 blev der talt 2.112 unger svarende til 30 % af den estimerede bestand, hvilket er højere end de forudgående 5 år, hvor ungeandelen har fluktueret mellem 14 og 26 %. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Vestlige Østersø

I 2019 blev populationen estimeret til at bestå af 2.000 individer, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (*figur 9.5*). Fra 2002 til 2011 voksede bestanden med gennemsnitligt 13 % årligt. I de seneste fem år er denne rate reduceret til 7 %, hvilket kunne indikere, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. En anden mulig tolkning er dog, at gråsælernes genetablering i dette område påvirker bestanden af spættede sæler negativt. I begge tilfælde, kan vi forvente en stabilisering eller evt. nedgang i antallet af spættede sæler i området i de kommende år. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

Gråsæl

Nationalt

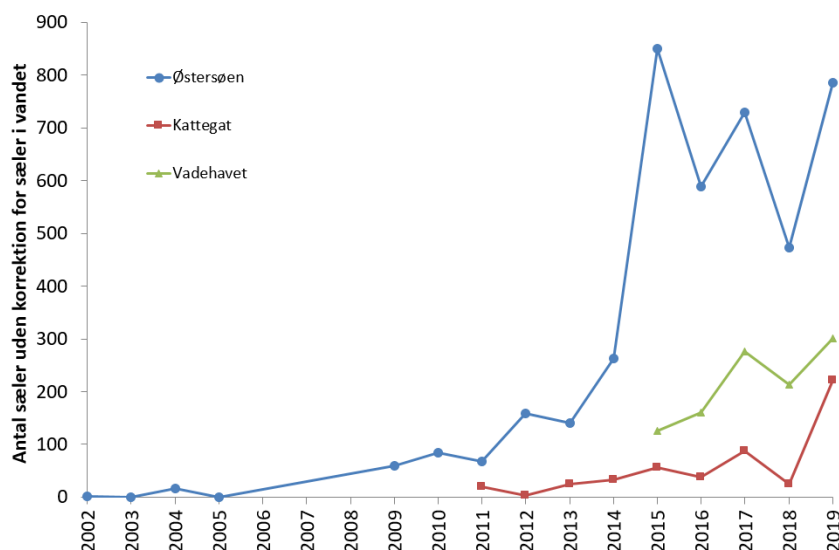
Gråsælen svømmer mere omkring end spættet sæl og kan findes i hele Østersø- og Nordsøregionen. Gråsælen udnytter mange af de samme uforstyrrede yngle-/hvilepladser som spættet sæl. Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig udbredt sælart i de danske farvande og ynglede frem til omkring år 1900 ved de danske kyster. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år

er gråsælen i løbet af de sidste 20 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret fødsler næsten hvert år, og der er i de senere år også observeret gråsælunger på Læsø, Anholt, ved Samsø og i Vadehavet (*Härkönen m.fl. 2007b; Jensen m.fl. 2015*). I Danmark lever to adskilte bestande af gråsæler, den ene i Nordsøen med hovedudbredelse omkring Storbritannien og i det tyske og hollandske vadehav, og den anden i Østersøen med hovedudbredelse omkring Stockholm, Estland og det sydlige Finland (*Härkönen m.fl. 2007b*). I Kattegat forekommer sæler fra begge bestande. Fler-tallet af genetiske prøver fra unge eller voksne individer indsamlet i Kattegat repræsenterer sæler fra Nordsøen (*Fietz m.fl. 2016*), mens de registrerede fødsler i Kattegat og ved Rødsand repræsenterer Østersø-bestanden, i hvert fald på moderens side, da fødslerne foregår i denne bestands yngleperiode. Satellitsporing og genetiske undersøgelser har vist, at gråsælerne i den danske del af Østersøen svømmer frem og tilbage mellem Danmark, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003; Dietz m.fl. 2015; Fietz m.fl. i 2016*).

Østersøen

Der er i den vestlige Østersø (Rødsand) udført forsøgsvisse optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, hvor der blev registreret fra 0 til 12 individer (*figur 9.6*). Gråsælen kom fast tilbage til Christiansø i 2010 og her findes de største forekomster af gråsæl i Danmark, i 2011-2019 er 33-99 % af gråsælerne i Danmark blevet registreret her. I 2019 blev der talt 786 gråsæler i den danske Østersø, heraf 734 på Christiansø og 52 på Rødsand. Dette er i tråd med tallene fra de seneste 5 år, hvor tallene har fluktueret mellem 473 og 850. Gråsælerne tælles kun én gang i fældeperioden i den danske del af Østersøen, og dette bidrager til en større variation i antallet af talte dyr.

Figur 9.6. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2019, i den danske del af Kattegat i 2011-2019 og i den danske del af Vadehavet fra 2015-2019 – opgjort ud fra flytællinger på hvilepladserne i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni i Østersøen og Kattegat og i slutningen af marts og i april i Vadehavet (tal angiver faktiske tællinger, da man ikke kender andelen af sæler i vandet). For Christiansø i Østersøen er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 er foretaget fra fly.



Kattegat

I Kattegat blev der fra 1979 til 2006 samlet for perioden observeret færre end 10 gråsæler i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august. I august 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal gråsæler, henholdsvis 32 (Læsø) og 68 (Anholt). Fra 2011 er der hvert år foretaget en flyvning i perioden omkring 1. juni, hvor østersøpopulationen har fældesæson. Her ses der et stigende antal fældende gråsæler, toppende i 2019 med 221 dyr (*figur 9.6*).

Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler indledtes i 2015, hvor der i april blev talt 126 individer i Vadehavet. Antallet har siden haft en stigende tendens, og i 2019 taltes 300 sæler (*figur 9.6*).

Gråsælunger

Fra 2003 til 2019 er der årligt observeret op til 14 levende gråsælunger på danske lokaliteter i Østersø-gråsælernes yngleperiode i februar-marts og en i Vadehavet i december. På Rødsand ved Falster, er der registreret unger næsten hvert år siden 2003, mens den første levende unge i Kattegat blev observeret i marts 2008 (Søndre Rønner, Læsø). I 2019 blev der registreret 7 unger i de indre farvande, 5 på Rødsand, én på Borfeld ved Læsø og én på Anholt. Der blev også registreret én unge i det ydre Knudedyb i Vadehavet. Sammen med de 5 unger der registreredes i 2018 er dette er en betydelig nedgang i forhold til de 15 unger på 5 forskellige hvilepladser i 2017. Dette kan bero på at nogle hunner har skiftet til en yngleplads uden for Danmark eller ikke har ynglet i de sidste to år, eller at der har været dødelighed blandt de ynglende hunner og at rekrutteringen af nye ynglende hunner er svigtet. Den kraftige tilbagegang er overraskende i en situation, hvor det forventes at ynglebestanden vil stige, og resultaterne fra de kommende år vil vise om dette er udtryk for en reel stagnation eller tilbagegang i gråsælernes yngleaktivitet i Danmark.

Antallet af gråsæler over hele landet kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra danske ynglende gråsæler. Det må derfor skyldes en indvandring af gråsæler fra den nordlige del af Østersøen til den sydlige del og et skift nordpå fra Holland og Tyskland til den danske del af Vadehavet. Gråsælerne i Kattegat kommer fra både østersø- og nordsøbestanden (*Fietz m.fl. 2016*). Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis bedre fødetilgang eller pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter i andre lande i forbindelse med den store tilvækst, der har været i bestandene efter de har været drevet langt ned af jagt og miljøgifte. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark, har bestanden af ynglende danske gråsæler været minimum 30, da de får én unge om året. De fleste gråsæler i danske farvande er altså kun på visit og formodes at returnere til deres oprindelige fødested, når de selv skal yngle.

Marsvin

Marsvinet er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste der med sikkerhed yngler her. Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin i de danske farvande i minimum tre populationer: 1) Østersøpopulationen – farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen, 2) Bælthavs-populationen – de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) Nordsø-populationen – nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen (*Sveegaard et al. 2015*).

Det er vigtigt at forvalte hver population separat, da de har forskellig bevaringsstatus og er udsat for forskellige trusler. Bestanden i Østersøen er fx erklæret 'kritisk truet' af IUCN (International Union for Conservation of Nature).

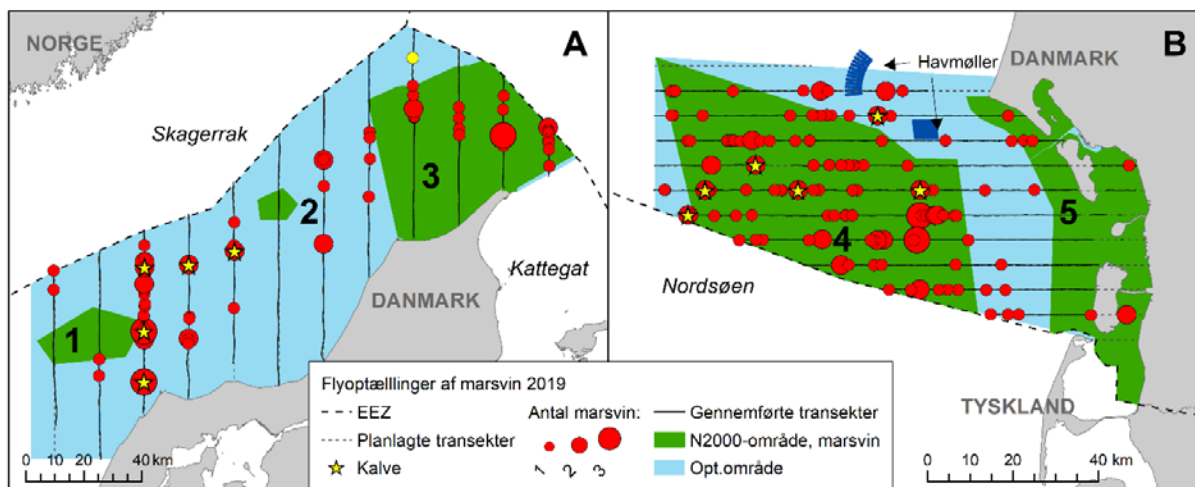
Marsvin overvåges både inden for Natura 2000-områderne og inden for de tre populationsområder. Marsvin bevæger sig over store områder, der strækker sig ud over de danske grænser. Derfor er det afgørende med en koordineret indsats med vores nabolande for at fastlægge en status for populationerne.

Flyovervågning

Flyoptællingen i Nordsøen blev udført den 26. juli 2019. I alt observeredes 109 marsvin (heraf 5 kalve) i grupper med op til tre individer i hver gruppe og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,18 dyr (tabel 9.1, figur 9.7). Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området med 72 % af observationerne inden for det store Natura 2000-område 'Sydlig Nordsø' og 5 % inden for 'Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde'.

Tabel 9.1. Data og resultater for optælling af marsvin i optællingsområdet i den sydlige Nordsø (26. juli 2019) og i Skagerrak (11. juli 2019). Optællingsområderne er vist i figur 9.7. CV angiver variationskoefficienten for antal marsvin og tæthed.

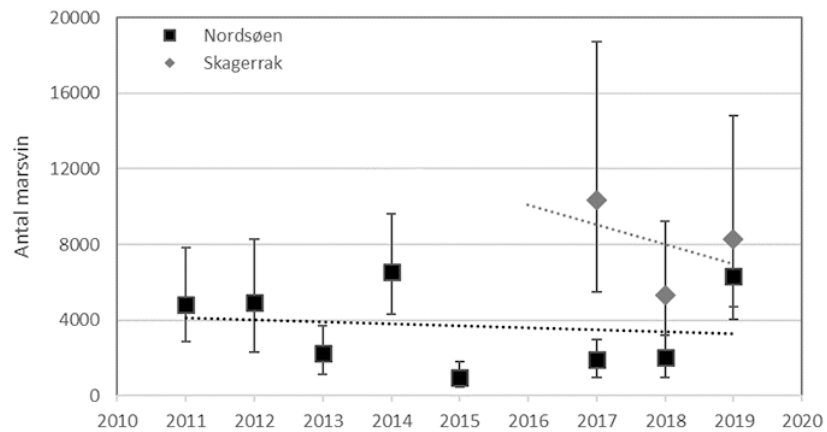
Optællings- område	Areal (km ²)	Transekt- længde (km)	Antal observationer		Antal marsvin (95 % konfidens- interval)	Tæthed (marsvin/km ²) (95% konfidens- interval)	Gnst. gruppestør.	CV
			Voksne	Kalve				
Skagerrak	12.164	736	64	5	8286 (2415-9233)	0,68 (0,33-1,22)	1.26	0.32
Nordsøen	5.345	776	109	5	6343 (4707-8438)	1,19 (0,88-1,58)	1.18	0.15



Figur 9.7. Optælling af marsvin fra fly i A) Skagerrak den 11. juli 2019 og B) Nordsøen den 26. juli 2019. De grønne områder (med numre) indikerer Natura 2000-områderne: 1) Gule Rev, 2) Store Rev, 3) Skagens Gren og Skagerrak, 4) Sydlig Nordsø og 5) Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde. EEZ (Exclusive Economic Zone, stiplede linje) angiver afgrænsningen af de danske farvandsområder. Opt.område = optællingsområde.

Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i den sydlige Nordsø blev estimeret til 6.343 dyr (95 % konfidensinterval: 4.707-8.438) med en tæthed på 1,19 marsvin/km² (tabel 9.1). Antallet af marsvin er væsentlig højere end estimeret fra 2015-2018 på ca. 2.000 dyr, men på samme niveau som i 2014 (figur 9.8). Generelt ses en let nedadgående trend i antallet af marsvin i Nordsøen fra 2011 og frem. Udsvingene på de enkelte estimer kan være en konsekvens af optællingsmetoden, der blot giver et øjebliksbillede af marsvins udbredelse og antal. Derved kan årlige forskelle i temperatur, havstrømme, timing for byttedyrsmigration m.v. få indflydelse på årets estimat, og det er derfor essentielt med en lang tidsserie for at kunne vurdere den overordnede udvikling i marsvins forekomst og brug af områderne.

Figur 9.8. Antal marsvin estimeret i optællingsområderne i hhv. Nordsøen (2011-2019) og Skagerrak (2017-2019). Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. Stiplet linje angiver faldende tendens for Nordsøpopulationen. For kort over områderne se figur 9.7.



Flyoptællingen i Skagerrak blev udført den 11. juli (figur 9.7, tabel 9.1). I alt observeredes 65 marsvin (heraf 5 kalve) fordelt i grupper med op til tre individer i hver gruppe. Den gennemsnitlige gruppestørrelse var 1,26 dyr, hvilket er lidt lavere end under tidligere optællinger og marginalt højere end i den sydlige Nordsø.

Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området med 25 % af observationerne inden for det store Natura 2000-område 'Skagens Gren og Skagerrak' og størstedelen af de resterende på et transekt nær 'Gule Rev' og i farvandet mellem 'Gule Rev' og 'Store Rev'.

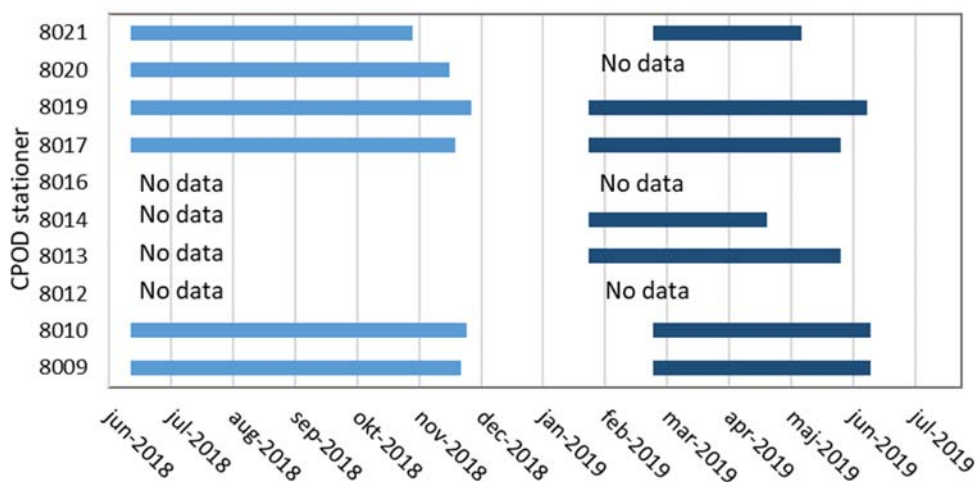
I Skagerrak er der tidligere (2011-2015) optalt med en lidt anden metode, og udregning af antallet af dyr er derfor ikke mulig. Data for 2011-2017 er rapporteret og sammenlignet relativt i de tidligere havrapporter. Her afrapporteres kun optællingsestimater for 2017, 2018 og 2019. I 2019 estimeredes 8.286 marsvin (95 % konfidensinterval: 2.415-9.233) og en tæthed på 0,68 marsvin/km² (figur 9.8, tabel 9.1). Dette er en betydelig stigning fra 2018, men på samme niveau som i 2017.

Passiv akustisk overvågning

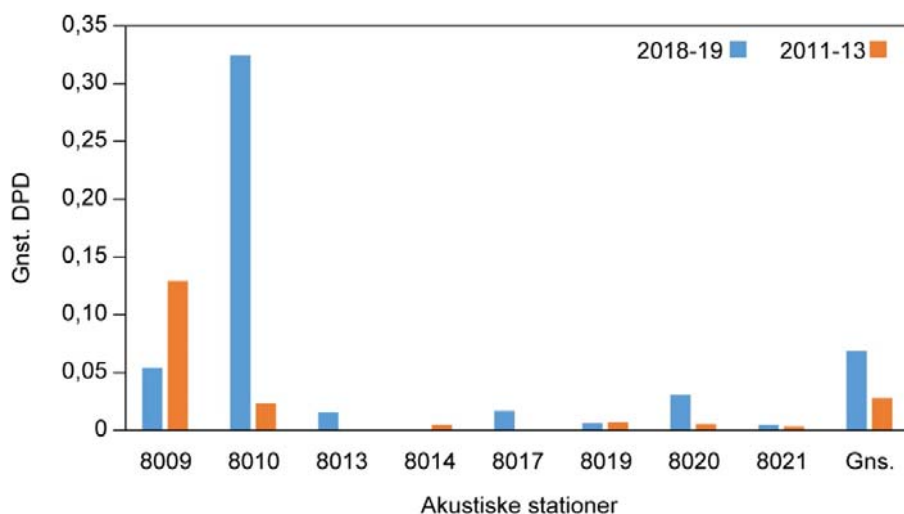
I de indre danske farvande blev i september 2019 udlagt 5 lytteposter i hhv. habitatområdet 'Lillebælt' og habitatområdet 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet rundt om Als'. Posterne blev serviceret i marts 2020, dvs. taget op, batterier skiftet, data downloadet og genudlagt i marts 2020 og skal være udlagt frem til efteråret 2020. De afrapporteres derfor først i næste års rapport.

I Østersøen var 10 stationer udlagt fra juni 2018 og ét år frem. Efter seks måneder blev stationerne serviceret og genudlagt. Brugbare data blev indsamlet fra 8 af de 10 stationer, men for nogle stationer kun fra én af udlægningerne (figur 9.9). Årsgennemsnit for detektionspositive dage (DPD) over alle stationer var 0,07 (figur 9.10 – blå farve), hvilket betyder, at der i gennemsnit blev registreret marsvin på 7 % af alle dage med akustisk overvågning. Der er stor variation mellem stationerne (0-32 %) og en detaljeret gennemgang af resultaterne findes i *Sveegaard, (2020)*.

Til sammenligning var DPD årsgennemsnittet over de samme 8 stationer under SAMBAH projektet (2011-2013) 3 % af alle dage med akustisk overvågning (figur 9.10 – orange farve). Derudover ser marsvinedetektionerne ud til at være fordelt jævnt over året, hvor de under SAMBAH hovedsageligt var om vinteren. Der skal dog indsamles flere data før disse trends kan bekræftes.



Figur 9.9. Oversigt over udlægning af akustiske stationer (C-PODs) omkring Bornholm 2018-2019. Blå farve illustrerer perioder med brugbare data.



Figur 9.10. Årgennemsnit af marsvine-detektionspositive dage (DPD, dvs. dage, hvor marsvin er registreret på stationen) for de 8 stationer udlagt omkring Bornholm i 2018-2019 (blå) og under SAMBAH projektet i 2011-2013 (orange). For placering af stationer se figur 9.2.

Spæktykkelse

I 2018 blev der udgivet en omfattende rapport over spæktykkelse hos danske havpattedyr bygget på alle data indsamlet i Danmark, Sverige og Tyskland indtil 2017, og der henvises til denne rapport for gennemgang af det samlede dataset for spæktykkelse (*Galatius m.fl.* 2018). Nærværende rapport omhandler datapunkter indsamlet i 2019 i Danmark og omfatter altså et meget lille dataset i forhold til den tidligere rapport. Datasættet, der præsenteres her, danner ikke et meningsfuldt grundlag for at lave gennemsnitsberegninger pr. art, forvaltningsområde eller år.

Formålet med opmåling af spæktykkelse er på sigt at have nok data til etablering af grænser for 'god miljøtilstand'. Dette kræver et stort datasæt, da spæklagets tykkelse varierer naturligt med årstid, køn, alder og reproduktiv

status. Endvidere er der forskel mellem forskellige bestande. Hvis dyret er sygt, vil det også påvirke spæktykkelsen. For at få et godt indtryk af den naturlige variation skal der derfor indsamles data på tværs af de faktorer, der bidrager til den naturlige variation, indtil spæklaget kan beskrives kvantitativt med en rimelig standardafvigelse for hvert forvaltningsområde og hver art. Derfor samarbejder DCE med nabolandene Sverige og Tyskland om et større samlet datasæt.

Der blev i 2019 indsamlet spæktykkelse fra i alt 22 marsvin heraf 14 strandede/bifangede marsvin (strandinger dækker ukendt dødsårsag, der inkluderer bifangst i fiskernes garn) samt 8 levende marsvin fanget i bundgarn. Størstedelen af målene er taget fra dyr i Bælthavet.

I 2019 indsamledes mål på spæktykkelse fra 37 spættede sæler heraf 13 strandede/bifangede, 11 regulerede spættede sæler, samt 12 levende spættede sæler fanget ifm. fangst til satellitmærkningsprojekter. Størstedelen af dyrene er fra forvaltningsområderne vestlige Østersø og Limfjorden. Dvs. at de store populationer i Kattegat og Vadehavet stort set ikke er repræsenteret i 2019.

Bemærk at mange af de målte dyr enten er fanget levende eller regulerede. Det er altså en mindre del af datasættet, der kommer fra dyr indsamlet langs kysterne.

For gråsæler opmålt i 2019 et aflivet og et strandet dyr fra vestlige Østersø.

I alt blev 61 dyr opmålt i 2019. Fordeling på forvaltningsområde er vist i *tabel 9.2* herunder. Til sammenligning opmålt 98 havpattedyr i 2018 (50 marsvin, 40 spættede sæler, 8 gråsæler). Det større antal i 2018 skyldes bidrag fra vores nabolande. Der er endnu ikke nok datapunkter for spæktykkelse pr. art, alder, køn, område og sæson til at etablere grænser for 'god miljøtilstand' og spæktykkelsesmål vises ikke her.

Der er kun sjældent tilgængelige spæktykkelsesprøver fra marsvin fra Østersøen, sandsynligvis fordi bestanden er så lille. Der skal foretages dedikerede indsamlinger i adskillige år i både Danmark, Sverige, Tyskland og Polen for at opnå en rimelig datamængde, da den samlede bestand i Østersøen kun udgør omkring 500 individer.

Tabel 9.2. Fordeling af dyr pr. forvaltningsområde, hvorfra spæktykkelsesdata er indsamlet i 2019. Disse data er for dyr indsamlet i Danmark.

Art	Forvaltningsområde	Antal dyr
Marsvin	Bælthavet	19
	Nordsøen	3
Spættet sæl	Vestlige Østersø	19
	Kattegat	4
	Limfjorden	13
	Vadehavet	1
Gråsæl	Nordsøen	1
	Østersøen	1

Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 14.200 dyr i 2019, hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sæl-reservater med adgangsforbud. I de senere år har antallet af spættede sæler været i let tilbagegang.
- Spættet sæl er opdelt i de fire forvaltningsområder/populationer Vadehavet, centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø. De gennemsnitlige årlige vækstrater over de sidste fem år for de fire områder har været på henholdsvis -6 %, 9 %, -2 % og 7 %. De relativt lave vækstrater tyder generelt på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne i de enkelte områder.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i Danmark i 2019 blev der registreret 221 individer i Kattegat, 301 i Vadehavet og 786 i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år. Der blev observeret 8 gråsælunger i 2019 i Danmark på fire lokaliteter. Dette er en stor tilbagegang ift. 15 unger i 2017, og de kommende år må vise om dette repræsenterer en reel stagnation i en udvikling, der forventes at være kraftigt stigende.
- Antallet af marsvin i optællingsområdet i den sydlige Nordsø var i 2019 estimeret til 6.343 dyr med en tæthed på 1,19 marsvin/km². Dette er højere end de to foregående år, men generelt ses en let nedadgående trend fra 2011 og frem. I optællingsområdet i Skagerrak estimeredes 8.286 marsvin og en tæthed på 0,68 marsvin/km². Dette er sammenligneligt med 2017 men betydeligt flere end i 2018.
- I 2018-2019 blev der udlagt 10 lyttestationer (C-PODs) omkring Bornholm. I gennemsnit registreredes marsvin på 7 % af alle dage med akustisk overvågning, hvilket er dobbelt så mange som under tidligere udlægninger i 2011-2013. Derudover ser marsvinedetektionerne ud til at være fordelt jævnt over året, hvor de i 2011-2013 hovedsageligt blev registreret om vinteren. Der skal dog indsamles flere data før disse trends kan bekræftes.
- Populationen af marsvin i den indre Østersø er stadig kritisk truet.

10 Undervandsstøj

Jakob Tougaard

Impulsstøj (havstrategidirektivets kriterium D11C1)

Miljøstyrelsen koordinerer indsamling af indberetninger af aktiviteter, der udsender kraftige impulslyde, såsom nedramning af pæle, vindmøllefundamenter mm., seismiske undersøgelser hvor der anvendes luftkanoner (air-guns), undervandsekspllosioner, lavfrekvent sonar og andre lyde, der er omfattet af havstrategidirektivets kriterium D11C1. Indberetningerne indsendes af de ansvarlige myndigheder (Energistyrelsen, Forsvarsministeriets ejendomsstyrelse, m.fl.), der videresender disse til DCE. DCE foretager faglig kvalitetskontrol af indberetningerne og indrapporterer dataene til OSPARs og HELCOMs fælles impulsstøjregister, drevet af ICES. Dataene afrapporteres i en selvstændig datarapport, uden egentlige faglige konklusioner.

Tougaard J. (2020). Impulsive noise sources. Activities in the Danish EEZ reported for 2017 to the ICES impulsive noise register.

DCE teknisk rapport under udarbejdelse.

Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj (havstrategidirektivets kriterium D11C2)

DCE varetager overvågning af lavfrekvent undervandsstøj for Miljøstyrelsen i henhold til teknisk anvisning TA M32. Denne overvågning er i 2019 foregået som kontinuerlige optagelser i frekvensområdet 20 Hz – 20 kHz på fire stationer i de indre danske farvande: centrale Kattegat (Anholt), nordlige Storebælt (Hjelm), sydlige Lillebælt (Helnæs) og vestlige Østersø (Stevns). Målingerne er analyseret og kvalitetssikret i henhold til den tekniske anvisning, og indrapporteret til HELCOMs database for vedvarende undervandsstøj, drevet af ICES. Dataene afrapporteres i en selvstændig datarapport, uden egentlige faglige konklusioner.

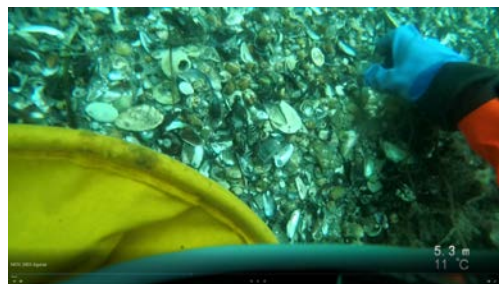
Griffiths E.T. & Tougaard J. (2020). Continuous underwater noise in Danish Waters 2019. Marine strategy framework directive criterion D11C2 and HELCOM pre-core indicator low-frequency continuous noise.

DCE teknisk rapport under udarbejdelse.

11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Martin M. Larsen, Zhanna Tairova og Jakob Strand

Alle miljøfarlige stoffer i det nationale overvågningsprogram (NOVANA) er udvalgt på baggrund af viden om deres forekomst og potentiale for at blive ophobet i fødekæden og forårsage skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse stoffer kan påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde nedsætte deres overlevelsessevne. De indgår i EU's liste over prioriterede stoffer, der kan have betydning for miljøtilstanden i havmiljøet. Ud over de kemiske målinger indgår der også indikatorer for visse typer af forurenings effekter. Nogle biologiske effektindikatorer (fx PAH metabolitter i fiskegalde) er koblet direkte til specifikke stoffers virkning (her PAH'er), mens andre som fx lysosomal membranstabilitet i blåmuslinger er indikatorer for stressrespons af mere generel karakter.



Indsamling af *Mytilus edulis* (blåmusling) ved Agersø Sund. Foto: Jeppe Dalgaard Balle.

I kapitlet anvendes en del forkortelser for stoffer, vurderingskriterier og konventioner. Der er derfor bagerst i kapitlet indsat en liste med en udspecificering af de anvendte forkortelser og definitioner. De målte koncentrationer af forurenende stoffer sammenholdes med tre typer kriterier: miljøkvalitetskrav (EQS, MKK), kvalitetskriterier (BAC, EAC, ERL) og fødevaregrænseværdier.

Metoder og datagrundlag

Overvågning i 2019

Den marine overvågning omfatter både årlige analyser af indholdet af tungmetaller og en række organiske miljøfremmede stoffer i sediment, muslinger og/eller fisk (tabel 11.1) samt måling af biologiske effekter i fisk og muslinger. Fra 2017 er overvågningsprogrammet justeret, så hver parameter fortrinsvis kun måles i én matrice (fx metaller kun i muslinger, mod tidligere både muslinger, fisk og sediment; dog måles kviksølv fortsat i både muslinger og fisk).

De biologiske effekter af miljøfarlige stoffer undersøges ved forskellige biologiske effektindikatorer i marine snegle, muslinger og fisk. Overvågningen af imposex/intersex i havsnegle blev udsat fra 2019 til 2020, og data indgår derfor ikke i rapporten i år. Data for miljøfarlige stoffer i sediment blev rapporteret sidste år.

Data er indsamlet efter retningslinjerne i de gældende tekniske anvisninger for overvågning af miljøfarlige stoffer i muslinger, sediment og fisk (Larsen 2017a, b & Larsen & Strand 2017). Nærværende rapport omfatter fortrinsvis data fra 2019.

Det er blevet svært at fange ålekvabber, da de ofte er udkonkurreret af den invasive art sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) i den vestlige Østersø. Siden 2016 er der derfor i stedet anvendt sortmundet kutling i Karrebæk Fjord og Smålandsfarvandet i undersøgelser af miljøfarlige stoffer. I

2019 var fordelingen mellem arterne tre stationer med sortmundet kutling, otte stationer med ålekvabber (på en af ålekvabbe stationerne blev der også udtaget skrubber til måling for PFAS og Hg), syv rødspætte stationer og tretten skrubbe stationer. Der er således udtaget skrubber på ca. halvdelen af stationerne, og ålekvabber og rødspætter på ca. ¼ af stationerne. Der er målt biologiske effekter på tre stationer muslinger og to stationer fisk.

Muslingers indhold af miljøfarlige stoffer anvendes som generel indikator for belastningen med miljøfarlige stoffer som tungmetaller, PAH og TBT i havmiljøet, da muslinger generelt opkoncentrerer miljøfarlige stoffer i forhold til de koncentrationer, der findes i havvand. Derved repræsenterer koncentrationen i muslinger typisk et integreret niveau for stationen over de sidste dage til måneder, afhængig af hvilket stof der måles. Muslinger er desuden en velegnet indikator, da de er stationære og mangler kapacitet til at nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer, modsat fisk der forholdsvis nemt metaboliserer og derved nedbryder fx PAH'er.

For at vurdere omfanget af ophobning, som i sidste ende kan udgøre en risiko for de øverste led i fødekæden, analyseres der også for miljøfarlige stoffer i fisk. De bundlevende fisk ålekvabbe (alternativt sortmundet kutling), rødspætte og skrubbe er valgt som gode områdespecifikke monitoringsorganismer i kystnære områder, fordi de er mere stationære end pelagiske fisk som torsk og sild.

Tabel 11.1. Oversigt over stofgrupper og biologiske effekter, der er analyseret i marine prøver som en del af NOVANA-programmet for sediment, muslinger og fisk i 2019. Hos fisk måles kun PFOS i lever og PAH metabolitter i galde, alle øvrige stoffer i muskel.

Stofgruppe/biologisk effekt	Sediment	Muslinger	Fisk
Antal stationer i alt	33	41	29
Kviksølv (Hg)	-	46 ⁴	31 ⁴
Andre metaller ¹	-	46	5
Organotinforbindinger (TBT m.m.)	-	9	-
Tjærestoffer (PAH'er) ²	-	46	-
Phthalater og alkylphenoler	47	-	-
Dioxin, furaner og dioxinlignende PCB'er	-	-	18
Klorerede pesticider og alm. PCB'er	-	-	28
Bromerede flammehæmmere ³	-	-	28
Perfluorerede alkylerede stoffer (PFAS, lever)	-	-	29
Ålekvabbe reproduktiv succes	-	-	2
PAH metabolitter	-	-	2
CYP1A enzymaktivitet (EROD)	-	-	2
Ålekvabbe yngel udvikling	-	-	2
Lysosomal stabilitet	-	3	-

¹ Cadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), nikkel (Ni), krom (Cr), arsen (As), zink (Zn). Desuden sølv (Ag) i muslinger, da stoffet indgår i EU's skaldyrskategori.

² Polyaromatiske (3-7 aromatringer) og aromatiske (naphthalen) hydrocarboner/kulbrinter.

³ PBDE og HCBDD.⁴

⁴ Flere replikater for muslinger eller arter/køn for fisk betyder, at der er flere resultater end stationer

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrunds niveau. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cadmium og kviksølv er

begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i leveren. Hverken cadmium, kviksølv eller bly har nogen kendt nyttelvirkning i organismer. Nikkel, kobber og zink er nødvendige mikronæringsstoffer, dog med snævre grænser mellem nytte- og skadevirkning.

I bekendtgørelse nr. 1625 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (*Miljø- og Fødevareministeriet 2017*) er der anført miljøkvalitetskrav for metaller i vandfasen, og for enkelte metaller i biota (*tabel 11.2*). Der anvendes ikke prøver fra vandfasen i den marine overvågning, fordi resultaterne kun repræsenterer forekomster af miljøfarlige stoffer i et meget kort tidsvindue, især i Bælthavet og Øresund.

Baggrund for analyser af organiske miljøfremmede stoffer

Fra 2017 er analysestrategien ændret, så stofgrupper fortrinsvis analyseres i én udvalgt matrice. Mange af de organiske mere fedtopløselige forbindelser opkoncentreres mere i fisk end i muslinger, fordi fisk, og især fiskenes lever, har højere fedtindhold end muslinger. Derfor måles fedtopløselige forbindelser fortrinsvis i fisk, da målinger i muslinger ofte giver resultater under detektionsgrænsen. Dette gælder især klorerede og bromerede forbindelser. Perfluor-forbindelserne er ikke på samme måde bundet til fedtstoffer.

Fisk analyseres for klorerede biphenyler (PCB) samt de forbudte klorerede pesticider DDT, HCH, HCB og chlordan (trans-nonachlor). Herudover analyseres for bromerede flammehæmmere (PBDE), perfluorerede stoffer (PFAS'er), organotinforbindelser og dioxiner/furaner og dioxinlignende stoffer. PFAS og organotinforbindelser måles i leveren, da fiskene især opkoncentrerer stofferne her. Koncentrationen af PFAS i fiskenes muskelvæv er ofte under detektionsgrænsen, og svenske undersøgelser indikerer en faktor 18 forskel mellem lever- og muskelkoncentrationer af PFAS i en lang række fiskearter (*Faxneld m.fl. 2014; Larsen, 2019*). For andre organiske stoffer vurderes der at være en faktor 10 mellem lever- og muskelkoncentrationer for de klorerede pesticider HCH, HCB og DDT i fisk (*OSPAR 2005*).

Der analyseres også for dioxiner og dioxinlignende forbindelser i fisk. De dioxinlignende forbindelser omfatter furaner og coplanare polychlorerede biphenyler (PCB'er). Dioxiner og furaner dannes bl.a. ved afbrænding af plastmaterialer, hvorimod PCB kommer fra den tidligere udbredte anvendelse som flammehæmmer i bl.a. transformatorolie og fugematerialer. De individuelle dioxinlignende forbindelser (kongener, dvs. stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber) har forskellig giftighed, men den samlede belastning af de dioxinlignende forbindelser kan omregnes til en samlet giftighed udtrykt ved tox-ækvivalent (TEQ) i henhold til World Health Organization (*WHO 2005*).

Muslinger analyseres for forskellige forbindelser indeholdende organotin, herunder det nu forbudte antibegroningsmiddel tributyltin (TBT), samt tjærestoffer (PAH), som kommer fra forbrænding og oliespild. PAH måles ikke i fisk da fisk, modsat muslinger nedbryder PAH. Udover PAH'er analyseres også for naphthalen. Naphthalen indikerer forekomst af mere flygtige olieforbindelser, og analyseres sammen med PAH'erne.

Tabel 11.2. Internationale vurderingskriterier for miljøfarlige stoffer i biota fra EU (2006, 2008, 2011, 2013) og OSPAR (2005, 2009) samt nationale miljøkvalitetskrav (MKK), som er anvendt til at vurdere indholdet af metaller og organiske miljøfarlige stoffer i NOVANA-prøver fra 2019. (se tabel 11.7 for tilsvarende for biologiske effekter).

Reference	Musling	Muslinger				Fisk (muskel)			
	DK MKK ¹ BEK. 1625	BAC	EAC	EQS ⁷	Fødevarer	BAC	EAC	EQS ⁷	Fødevarer
		OSPAR	OSPAR	EU	EU	OSPAR	OSPAR	EU	EU
Basis ²	VV	TV [VV]	TV	VV	VV	VV	VV	VV	VV
Stof	Enhed	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹
Kviksølv	-	90 [14]	-	20	500	35	-	20	500
Bly	110	1.300	-	-	1.500	26	-	-	300
Cadmium	160	960	-	-	1.000	26	-	-	50
Tributyltin (TBT) ⁴		5	12	-	-	-	-	-	-
Naphthalen	2.400		340	-	-	-	-	-	-
Antracen	2.400		290	-	-	-	-	-	-
Phenanthren		11	1.700	-	-	-	-	-	-
Pyren		9	100	-	-	-	-	-	-
Benz[a]anthracen		2,5	80	-	-	-	-	-	-
Chrysene		8,1		-	-	-	-	-	-
Fluoranthren		12,2	110	30	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyren		1,4	600	5	5	-	-	-	-
Benzo(b,k) fluoranthren		-	-	5	-	-	-	-	-
Benzo(g,h,i) perylen		2,5	110	5	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3- cd) pyren		2,4	-	5	-	-	-	-	-
Methylnaphthalener (Σ)	2.400	-	-	-	-	-	-	-	-
PAH (Σ4) ⁵		-	-	-	35	-	-	-	-
DDT (p,p-DDE)		0,63	10	-	-	0,1	50 ⁸	-	-
Hexachlorbenzen (HCB)		-	-	-	-	-	-	10	-
Hexachlorcyclohexan (y-HCH)		0,97	1,45	-	-	-	1,1 ⁸	-	-
Perfluorooctansulfonsyre (PFOS)		-	-	-	-	-	-	9,1 ⁸	-
Dioxiner, furaner og DL-PCB ³		-	-	0,0065	0,0065	-	-	0,0065	0,0065
CB118		0,6	1,2	-	-	0,1	24 (ift. LV) ⁶	-	-
CB153		0,6	80	-	-	0,1	1.600 (ift. LV) ⁶	-	-
Non-DL PCB (Σ6)	-	-	-	-	-	-	-		75
PBDE (Σ6)	-	-	-	-	-	-	-	0,0085	-
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	-	-	-	-	-	-	-	167	-

¹ Miljøkvalitetskrav (MKK), *Miljø- og Fødevareministeriet (2017)*.

² Basis for enhederne: TV: tørvægt (muslinger i DK i gennemsnit 16 % TS, omregnet til VV angivet i [] for kviksølv), VV: vådvægt og LV: lipidindhold.

³ Angivet som TEQ-værdier (*WHO 2005*). Gælder ikke for ål og visse ferskvandsfisk, som bl.a. gedde.

⁴ Nyt svenskt vurderingskriterium for TBT i sediment, som er afledt i henhold til EU's retningslinjer på baggrund af data fra økotoksikologiske test. Værdien er i denne tabel justeret ift. OSPARs anbefalinger på 2,5 % Totalt Organisk Carbon (TOC) i sedimentet i stedet for til 5 % som foreskrevet i retningslinjerne.

⁵ PAH (Σ4): Sum af benzo(a)pyren, benz(a)anthracen, benzo(b)fluoranthren og chrysen, non-DL PCB (Σ6): sum af CB28, 52, 101, 138, 153 og 180), PBDE (Σ6): sum af BDE28, 47, 99, 100, 153 og 154.

⁶ Angivet med enhed normaliseret i forhold til lipidindhold (LV) i stedet for til vådvægt (VV).

⁷ EQS for de lipofile og biomagnificerende stoffer PBDE, dioxinlignende forbindelser, HBCDD og HCB med log Kow > 3 sammenholdes med normaliserede koncentrationer henholdsvis 1 % fedt for muslinger og 5 % fedt for fisk, svarende til proxy for fisk på trofisk niveau 4,5 i henhold til EC guidance document (*EU 2014*). PAH i muslinger vurderes at være lipofile og normaliseres derfor også til 1 % fedt.

⁸ OSPAR EAC for y-HCH og p,p-DDE i fisk samt EQS for PFOS i fisk bør multipliceres med faktor 10 (PFOS dog 17,9) i de tilfælde, hvor stofferne er målt i fiskelever fremfor i muskel i henhold til (*OSPAR 2005*) og (*Faxneld m.fl. 2014*).

Vurdering af målte koncentrationer i forhold til vurderingskriterier

Data for 2019 er vurderet vha. et vurderingsværktøj udviklet til miljøstyrelsen (Larsen & Strand 2018). Der er ikke taget hensyn til organismernes placering i fødekæden (trofisk niveau) i sammenligning mellem måldata og grænseværdier, ligesom der heller ikke er foretaget korrektion for forskellen mellem kviksølv i muskelvæv og hele fisken. Denne korrektion ville ændre værdierne med en faktor 0,8-1,2, i gennemsnit 0,93 for fisk, der indgår i overvågningsprogrammet (jf. Larsen 2019).

Generelt gælder EQS-værdierne for hele fisk, når de er baseret på sekundær forgiftning af top-rovdyr, og muskelvæv når de er baseret på humant indtag, men værdierne kan også anvendes på andre arter. EQS for PAH'er gælder dog for muslinger, da fisk nedbryder PAH'er og derfor ikke er egnet til måling af PAH'er. Resultater normaliseres til et fedtindhold på 1 % for muslinger og 5 % for fisk for at sammenholde med EQS-værdier i henhold til EU's guidelines for anvendelse af EQS-værdier til brug for EU's vandrammedirektiv og Deskriptor 8 i EU's havstrategidirektiv.

Fødevaregrænseværdi fra Deskriptor 9 (se evt. definition s. 130) gælder normalt for spiselige dele (muskel for fisk, kød for muslinger) i vådvægt, og der anvendes ikke normalisering.

Resultater fra overvågningen i 2019

Data er anvendt, som de foreligger i ODA pr. 18. juni 2019 for de kemiske parametre. Data er kvalitetssikret af både MST og M-FDC, og datasættet vurderes at være fuldkomment i forhold til de stationer, det har været muligt at udtage fisk og muslinger på. For de biologiske effekter er data anvendt parallelt med indskrivning i MFS-Base/ODA og kvalitetssikret i processen.

Metaller, PAH'er og TBT i muslinger

Kviksølv

EQS for kviksølv er den eneste EQS fastsat for metaller i biota (fisk). I 2016-2019 var kviksølvkonzentrationen i 30 % af muslingeprøverne over EQS (tabel 11.3). Dette ligger over niveauet i 2014 (20 %), men er lavere end andelen i de øvrige år fra 2012 til 2018 (39-48 %). Kun ca. 10 stationer pr. år er faste tids-trend stationer, de øvrige stationer tages forskellige steder fra år til år. Principielt er EQS kun gyldig for fisk, og ved anvendelse i forhold til muslinger skal der, jf. vejledningen for anvendelse af EQS (EU, 2014), omregnes til det relevante trofiske niveau. For kviksølv betyder det, at der ganges med en faktor > 10, hvorved alle muslingedata vil være højere end EQS, hvilket indikerer at der er en generel risiko for økosystemeffekter af kviksølv i det danske havmiljø.

Blåmuslinger fra Københavns Havn havde det højeste indhold af kviksølv og var 6,8 gange højere end EQS uden korrektion for trofisk niveau, efterfulgt af Sydfynske Øhav og Køge Bugt, der lå 85-110 % over EQS. Ingen var dog over fødevaregrænseværdien.

Tabel 11.3. Vurdering af koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger efter OSPARs baggrundsvurderingskriterie (BAC, tørstof) og EU's eller nationale miljøkvalitetskrav (EQS for kviksølv eller MKK for cadmium, bly) og fødevaregrænseværdier (omregnet til vådvægt) fra tabel 11.2. Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 46). For cadmium og bly er det danske miljøkvalitetskrav (MKK) lavere end OSPARs BAC (tabel 11.2). Resultater > DG angiver, i hvor stor andel af prøverne, der er fundet koncentrationer over detektionsgrænsen.

Tilstand	Kviksølv	Cadmium	Bly
Resultater > DG (%)	100	100	100
Større end BAC (%)	46	37	30
Større end EQS/MKK* (%)	30	76*	50*
Større end EU fødevare (%)	0	0	0

* MKK = miljøkvalitetskrav (danske).

Cadmium og bly

For cadmium og bly er der ikke defineret EU EQS-værdier, men der er fastsat nationale MKK. Indholdet af bly og cadmium var i henholdsvis 30 % og 37 % af prøverne over BAC og cirka det dobbelte i forhold til de nationale MKK, som ligger under BAC ved omregning efter gennemsnitlig tørstofindhold (tabel 11.3). Ligesom de tidligere år blev der ikke fundet indhold af metaller, der var over kvalitetsgrænserne for fødevarer i muslinger.

PAH'er

De fleste PAH'er findes på de 41 muslingestationer undersøgt i 2019. Af de PAH'er der er kriterier for, blev de påvist i mindst 74 % af prøverne (indeno(1,2,3-cd)pyren (tabel 11.4 og 11.5)). I omkring $\frac{1}{3}$ af prøverne var PAH indholdet under BAC, og i de fleste tilfælde var niveauerne under EQS, OSPARs EAC og EU's fødevarekrav (tabel 11.4), kun benzo(b+j+k)fluoranthren lå over EQS-værdien for 11 % (5 prøver). Ingen EAC var overskredet for de PAH'er, der foreligger EAC værdier for.

Tabel 11.4. Indholdet af udvalgte PAH'er (tjærestoffer) i muslinger 2019 sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Opgørelsen viser den procentvis andel af analyserede prøver (n = 46). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen. Se også tabel 11.5 for PAH'er, der ikke er EQS-værdier for. Resultaterne for EQS er angivet både direkte og normaliseret til 1 % lipid, jf. tabel 11.2.

Tilstand	Phenanthren	Fluoranthren	Benz[a]pyren	Benzo(b+j+k)-fluoranthren	Benz(ghi)perylene	Indeno(1,2,3-cd)pyren
Resultater > DG (%)	88	100	78	100	85	74
Større end BAC (%)	65	65	78	ikke def.	65	63
Større end EQS (%)	ikke def.	ikke def.	0	11	0	0
Større end EAC (%)	0	0	0	ikke def.	0	ikke def.
Større end EU fødevare (%)	ikke def.	ikke def.	0	ikke def.	ikke def.	ikke def.
EQS-grænser normaliseret til 1 % lipid i henhold til EU (2014).						
Over EQS (%)	ikke def.	ikke def.	0	7	0	ikke def.

Der er udviklet danske miljøkvalitetskrav (MKK) for PAH'erne naphthalen, sum af methylnaphthalener (der måles på samlet methyl- dimethyl- og trimethyl naphthalener samt specifikt 2-methylnaphthalen i NOVANA) og anthracen. Kun for naphthalen blev der fundet overskridelser i 33 % af prøverne (tabel 11.5).

Tabel 11.5. Indholdet af tributyltin (TBT) og tjærestoffer (PAH) i muslinger sammenholdt med OSPARs BAC- og EAC-kriterier, samt nationale MKK. Opgørelsen er baseret på den procentvis andel af analyserede prøver (n = 46). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen (for summer skal bare et af de summerede tal være over detektionsgrænsen for at tælle med) Se også tabel 11.4 for PAH'er med EQS-krav.

Tilstand	TBT	Naphthalen	Sum af methyl-naphthalener	Anthracen	Pyren	Benz[a]-anthracen
Resultater > DG (%)	33	98	0	83	100	78
Større end BAC (%)	33	ikke def.	ikke def.	ikke def.	76	76
Større end EAC (%)	11	0	ikke def.	0	0	0
Større end MKK (%)	ikke def.	33	0	0	ikke def.	ikke def.

Organotin og TBT

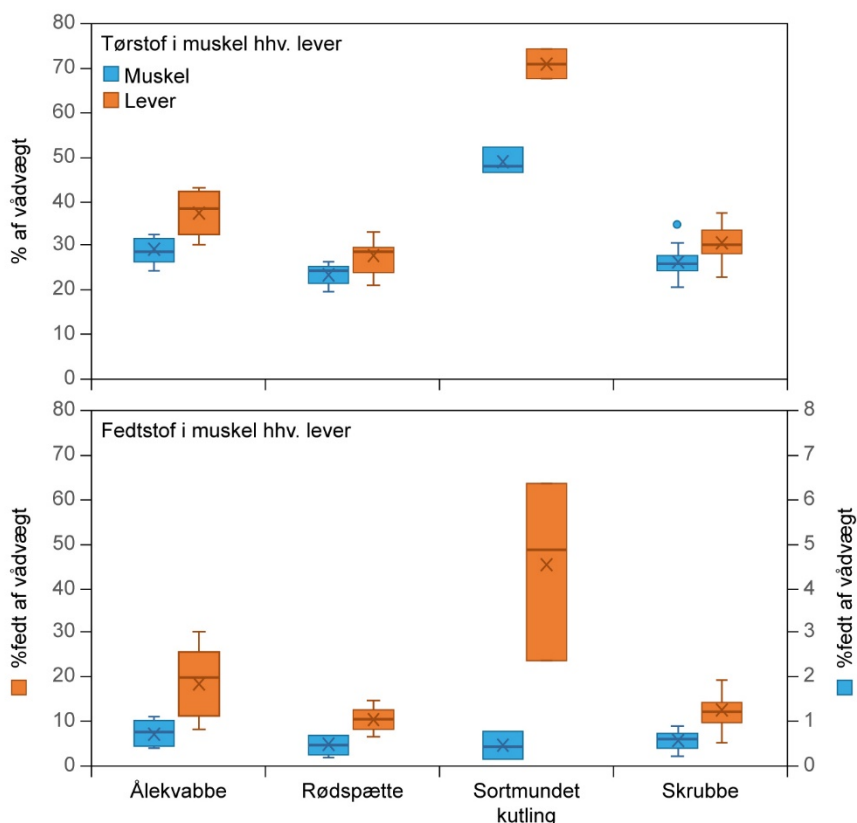
Koncentrationerne af TBT i muslinger var over detektionsgrænsen i tre af ni prøver, over BAC i tre og over EAC i en prøve (tabel 11.5). TBT blev påvist over detektionsgrænsen i Øresund og Storebælt i én af delprøverne. Koncentrationen var høj omkring Skagen, tæt på en plads hvor store skibe ligger for svaj før sejlads ned gennem Kattegat. TBT blev ikke påvist ved Bornholm eller Sjællands Odde.

Metaller og organiske miljøfarlige stoffer i fisk

Både metaller og en række bioakkumulerbare organiske miljøfremmede stoffer blev analyseret i fire fiskearter: ålekvabbe, sortmundet kutling, skrubbe og rødspætte, som i 2019 blev indsamlet ved hhv. 8, 3, 13 og 7 stationer i de danske farvande, i alt 29 stationer med en station hvor der er analyseret på hhv. hun-ålekvabber, og en hvor der er analyseret på både ålekvabber og rødspætter. Alle stoffer blev analyseret i puljeprøve bestående af muskel/filét eller lever fra mindst 10 individer.

Da ålekvabber stort set er forsvundet i Smålandsfarvandet efter invasion af sortmundet kutlinger, er kutlingerne anvendt som alternativ indikatorart. Sortmundet kutling skiller sig væsentligt ud fra de øvrige arter (figur 11.1) ved et meget højt tørstofindhold i både muskel og lever, og et højt fedtindhold i leveren, hvor ålekvabberne ligger lidt tættere på rødspætter og skrubber. Gennemsnits fedtindholdet i muskel for rødspætter, skrubber og sortmundet kutling er tæt på 0,5 %, så der sker en justering af koncentrationerne på en faktor 9-12 for musklen. Indholdet i ålekvabber er generelt noget højere, omkring 0,7 % i gennemsnit, en faktor 7 under normalen (5 %) for fisk. For leveren er indholdet i gennemsnit over 5 % for alle, omkring 10 % for fladfisk (rødspætte/skrubber), 20 % for ålekvabber og 45 % for sortmundet kutling, men da der ikke korrigeres for fedtindhold for PFOS, er dette uden praktisk betydning.

Figur 11.1. Tørstof (øverst) og fedt (nederst) i muskel (blå) og lever (orange) for 2019 prøverne fordelt på arter. "Box-and-whiskers" plot med kassen angivende middelværdi (kryds) $\pm$ standard afvigelse og linjerne min-max (hvis outlier vises de som punkt udenfor linien). Stregen igennem boxen angiver median værdien. Sortmundet kutling er væsentligt forskellig i sammensætning fra de øvrige arter, og fedtindholdet i ålekvabber er højere end i fladfiskene skrubber og rødspætter. Bemærk at enheden for fedtindholdet i muskel er angivet til højre på nederste figur.



Metaller

NOVANA programmet måler kun kviksølv i fiskemuskel, men der er i de fleste tilfælde også foretaget analyser i fiskelever fra 2019, og i enkelte tilfælde andre metaller i prøver af muskel og lever.

Indholdet af kviksølv i fisk oversteg i 81 % af de 31 analyserede muskelprøver EQS-værdien på $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt (tabel 11.6). EQS-værdien ligger samtidig under OSPARs BAC-værdi, som derfor ikke er anvendt. Overskridelsen var på op til 15 gange EQS-værdien. Den højeste værdi var i skrubber og ålekvabber fra Køge Bugt (omkring Kalvebodløbet), både i hanner og hunner, ligesom det var for kviksølv i blåmuslinger. En af de målte prøver (skrubber fanget syd for Kalvebod) var over fødevarergrænseværdien på $500 \mu\text{g kviksølv kg}^{-1}$ vådvægt. Ålekvabber fra Kalvebod var næsthøjest på ca. 50% af EC. Herudover var to prøver fra Thyborøn/Agger hhv. Vadehavet over 5 gange EQS-værdien. På denne baggrund vurderes det, at kviksølv stadig udgør en væsentlig miljörisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i de danske farvande.

For 4 stationer udtaget af DCE er der målt andre metaller end kviksølv i 2019. Der er ingen EQS for cadmium i fisk, men der findes en BAC og EU fødevarergrænseværdi. Alle muskelprøverne havde cadmiumindhold omkring detektionsgrænsen, og ingen var over hverken BAC eller fødevarergrænseværdien på $50 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt. Leverprøver af ålekvabber (Kalvebodløbet) og rødspætter (Nordsøen) var alle over fødevarergrænseværdien. Fødevarergrænseværdier gælder normalt den del af fiskene, der spises, dvs. muskel.

For bly er der en BAC og EU fødevarergrænseværdi på hhv. $26 \mu\text{g kg}^{-1}$ og $300 \mu\text{g kg}^{-1}$. Blyindholdet i lever og muskel var alle under BAC, og således også langt under fødevarergrænseværdien.

Organiske miljøfarlige stoffer

Fra 2011 er der analyseret for fluorerede forbindelser (PFAS). Der eksisterer en EQS-værdi for PFOS i fisk, baseret på beskyttelse af mennesker ved indtag af fisk (dvs. muskel), men PFOS analyseres i lever i NOVANA regi, da lever er det væsentligste deponeringsorgan. Leveranalyser giver en opkoncentrering på 18 gange i forhold til hele fisk (Faxneld m.fl. 2014). Der var i 2019 ingen koncentrationer i leveren over EQS'en på $9,1 \mu\text{g/kg}$ vådvægt, og i forhold til muskelvæv var niveauet 20x under EQS'en. Der foretages ikke normalisering af PFAS til lipid, da PFOS ikke opkoncentreres i det fedtholdige væv, ligesom mange andre biomagnificerende stoffer.

Blandt de organiske miljøfremmede stoffer fremstod især de bromerede flammehæmmere i form af PBDE som stoffer, der i dag kan udgøre en risiko for fiskespisende dyr. PBDE blev målt i 28 muskelprøver, og fundet i alle prøver. Især BDE 47 og BDE 209 påvises (i 90 og 80 % af prøverne). For alle stationer er summen af PBDE over EQS-værdien på $0,0085 \mu\text{g/kg}$ før lipid-normalisering, men detektionsgrænserne for mange af BDE'erne ligger cirka en faktor 2 over EQS-værdien, fx PBDE 209, så et fund af en af BDE'erne betyder, at summen ligger over EQS. Efter lipidnormalisering (ganget med faktor 7-10) var alle prøverne over EQS-værdien for summen af de seks relevante PBDE'er (BDE28, 47, 99, 100, 153 og 154), på nær en prøve (Karrebæksminde Bugt, sortmundet kutling), hvor ingen af de seks PBDE'er blev påvist, og derfor er summen sat til 0. Som nævnt ovenfor, vil en streng tolkning af EU reglerne for resultater under detektionsgrænsen betyde, at også denne prøve er over EQS-værdien.

Der var en tendens til, at niveauerne for summen af de seks PBDE'er var højere i Østersøen ved Bornholm, Roskilde inderfjord, Nymindesø og Kattegat. Værdierne lå fra 75 til 155 gange over EQS'en, hvorimod summen af alle PBDE'er var højest i Karrebæksminde Bugt med en værdi 1100 gange over EQS'en. Ebeltoft Vig, Nymindesø og Stavns Fjord havde alle værdier 340-400 gange over EQS'en. Der er således væsentlig forskel i udbredelsen af de gængse PBDE'er og især den nyere tilføjelse til overvågningsprogrammet, BDE 209, som for niveauer over 2 µg/kg udgør hovedparten af alle PBDE'er.

Data for de dioxinlignende forbindelser i fisk fra 2019 i 18 prøver viste, at i 88 % af prøverne (14 tilfælde) var WHO-TEQ-værdien op til 180 gange over EQS-værdien efter normalisering til 5 % fedtindhold. Dette er efter at resultater under detektionsgrænsen for specifikke enkeltstoffer (congenerer) sættes til 0 (89% af de 306 rapporterede congenerer var under detektionsgrænsen). Som for PBDE er detektionsgrænsen for de fleste dioxiner på niveau med EQS-værdien (detektionsgrænse ca. 0,02 ng/kg mod 0,0065 ng/kg EQS - WHO-TEQ). Værdien er summen af koncentrationen af de enkelt dioxiner gange en Tox-ækvivalent (0,3-0,01 for de enkelte dioxiner), som angiver toxiciteten i forhold til de mest toksiske dioxiner 2,3,7,8-TCDD og 1,2,3,7,8-PeCDD, så bidraget fra mange dioxiner er 0,0002 til 0,006 ng/kg. Hvis en af 2,3,7,8-TCDD og 1,2,3,7,8-PeCDD bliver påvist er summen for WHO-TEQ automatisk over EQS-værdien, ligesom anvendelsen af ½ gange detektionsgrænsen ville medføre at alle prøver er over EQS, uanset om man måler dem eller ej.

De laveste fundne WHO-TEQ værdier var op til 30 gange under EQS'en fra Mariager Fjord, Holsteinborg Nor, Guldborgsund og Præstø Fjord, og den højeste var 180 gange over EQS'en i Køge Bugt.

Indholdet af PCB 118 og 153 i muskler var over OSPARs BAC for PCB i 43 % hhv. 86 % af 28 analyserede muskelprøver. Efter normalisering til fedtindhold var ingen PCB 153 over sin EAC, men 43 % var over EAC værdien for PCB 118. Da der er målt i filet, er der anvendt det målte fedtindhold, hvor det har været tilgængeligt, og i 2 tilfælde for ålekvaler, hvor der ikke var nok materiale til fedtbestemmelse er middelværdien af øvrige ålekvaler anvendt som proxy. Den højeste værdi for PCB 118 var 9 gange over EAC-værdien i ålekvaler fra Frederiksværk, og 5-7,5 gange over i ålekvaler fra Flensborg Fjord, Kalvebod, Østersøen vest for Arkona (dog skrubber) og Åbenrå Fjord.

For de organiske miljøfremmede stoffer er PBDE og dioxin generelt over EQS-værdierne, selv om resultater under detektionsgrænsen sættes til 0. For PFOS er niveauerne under EQS efter omregning til muskelværdier.

Tabel 11.6. Indholdet af miljøfarlige stoffer i fisk 2019 med EU fastsatte EQS eller EC, sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Opgørelsen viser den procentvis andel af analyserede prøver (n = 18 for dioxin, 29 for organiske stoffer og 31 for Hg). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen.

Tilstand	Hg	PFOS	WHO TEQ Dioxin ^s	Sum PBDE ^s	Sum HBCDD ^s
Resultater > DG (%)	100	100	100	97	97
Større end BAC (%)	52	ikke def.	ikke def.	Ikke def	ikke def.
Større end EQS (%)	81	0 [#]	67	Ikke def	0
Større end EAC (%)	ikke def.	ikke def.	ikke def.	Ikke def	ikke def.
Større end EC (%)	3	ikke def.	67	68	ikke def.

#: Målt direkte i lever, uden omregning til muskel (dvs. overfor 9,1 µg/kg).

\$: Hvis bare et af tallene i summen er detekteret tælles prøven som over detektionsgrænsen.

Biologiske effekter i blåmuslinger og ålekvalbe

De biologiske effekter af miljøfarlige stoffer undersøges ved forskellige biologiske effektindikatorer i muslinger og fisk.

Fiskearten ålekvalbe og blåmusling anvendes i overvågningen som indikator for forekomst af effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære dyr, som i perioden 2017-2019 er blevet udført koordineret med undersøgelserne af miljøfarlige stoffer. I denne periode blev ålekvalbe indsamlet på to stationer under NOVANA, hhv. Roskilde Fjord og Kalvebodløbet ved Køge Bugts nordlige del. Siden 2018 var det som noget nyt stort set umuligt at indsamle ålekvalber i Roskilde bredning, mens der i 2019 kun kunne indsamles et begrænset antal af fisk i Roskilde Bredning og Frederiksværk. Derfor præsenteres data fra disse to stationer sammen som én station, Roskilde Fjord. Her blev ålekvalber undersøgt for forekomst af de PAH-specifikke biologiske effektindikatorer for CYP1A-aktivitet (målt som EROD) og niveauet af PAH-metabolitter i galde samt den mere generelle effektindikator reproduktiv succes, som også omfatter undersøgelser af forekomsten af fejludviklede unger. Blåmuslinger blev indsamlet på tre stationer, hhv. Nivå Bugt, Sjællands Odde og Agersø til undersøgelserne af lysosomal membranstabilitet.

Vurdering af effektindikatorer i forhold til miljøvurderingskriterier

Data for de biologiske effektindikatorer bliver holdt op imod vurderingskriterier, som er udviklet i regi af ICES. Disse vurderingskriterier er også anvendt i forbindelse med OSPARs og HELCOMs vurderinger af sådanne miljødata. Der er for de pågældende indikatorer dels fastsat baggrunds niveauer for det biologiske respons, som svarer til den øvre grænse for variationen i et naturligt responsniveau (BAC), dels en EAC-værdi, som vurderes at svare til et responsniveau, hvor der er risiko for, at der kan forekomme væsentlige økotoksikologiske effekter i havmiljøet (ICES 2012; OSPAR 2013).

Tabel 11.7. Vurderingskriterier for de biologiske effektindikatorer for ålekvalbe og blåmusling. Værdier er angivet for dels baggrundsresponsniveauer (BAC) og miljøvurderingskriteriet (EAC), hvis tilgængeligt (OSPAR 2013).

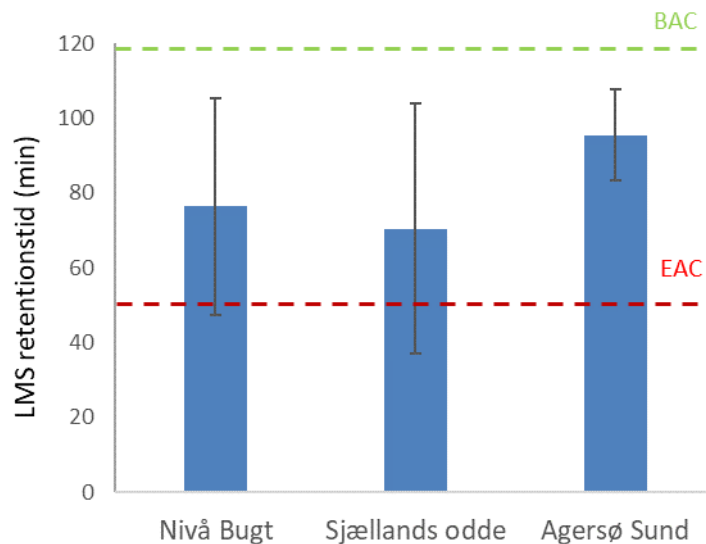
Effektindikator	BAC	EAC
<i>Ålekvalbe</i>		
CYP1A-aktivitet (pmol min ⁻¹ mg protein ⁻¹)	10	-
PAH metabolitter (ng ml ⁻¹)	92	-
Andel af unge med misdannelser (type B-G)	1%	2%
Andel af sent døde unge (type A)	2%	4%
Andel af tidligt døde unge (type O)	2.5%	5%
Andel af fejludviklede unger totalt (alle typer)	5%	10%
<i>Blåmusling</i>		
Lysosomal membranstabilitet (min)	120	50

* målt i S9-fraktion af leverekstrakt.

Lysosomal membranstabilitet

Undersøgelserne af lysosomal membranstabilitet i blåmusling fra tre stationer i hhv. Nivå Bugt, Sjællands Odde og Agersø viste retentionstider på 71-96 minutter i middel (Figur 11.2). Sammenholdt med kvalitetskriterier, BAC - EAC, som er i området mellem 50 og 120 min., hvor responsniveauet afviger til en vis grad fra et naturligt baggrunds niveau men det tyder ikke på at muslingerne er udsat for væsentlig miljøpåvirkning af miljøfarlige stoffer (se tabel 11.7).

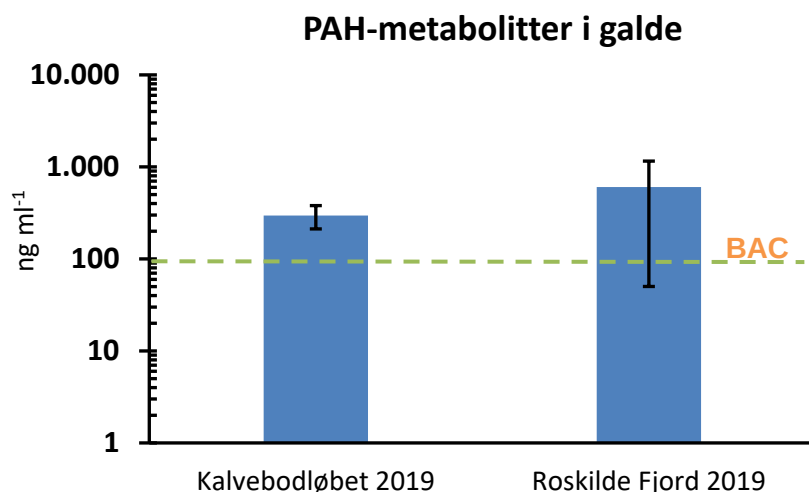
Figur 11.2. Lysosomal membran-stabilitet i blåmuslinger fra tre forskellige kystnære områder 2019 (middel $\pm$ 95 % konfidensinterval).



PAH-specifikke effektindikatorer

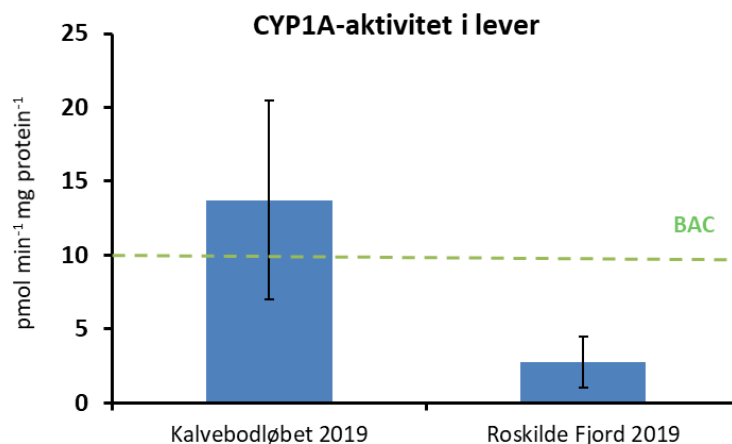
Effektundersøgelserne af ålekvalbe fra to stationer i hhv. Roskilde Fjord (Roskilde Bredning og Frederiksværk) og Kalvebodløbet i 2019 viste væsentligt forhøjede niveauer for den PAH-specifikke effektindikatorer CYP1A-aktivitet i lever og PAH-metabolitter i galde ved stationen i Roskilde Fjord sammenholdt med Kalvebodløbet ved Køge Bugts nordlige del (figur 11.3). Niveauet af PAH-metabolitter i galde var i begge områder højere end baggrundsresponsniveauet (BAC) fastsat af ICES (tabel 11.7). Niveauerne af PAH-metabolitter i galde på de to stationer var også sammenlignelige, sandsynligvis på grund af at metabolitniveauer i 1/3 (n=2) af fiskene ved Roskilde Fjord lå markant højere end andre fisk fra denne station og fisk fra Kalvebodløbet.

Figur 11.3. Niveauet af den PAH-specifikke effektindikator i ålekvalbe: PAH-metabolitter i galde undersøgt ved to stationer i 2019 (middel $\pm$ 95 % konfidensinterval). Bemærk at y-aksens log-10 skala.



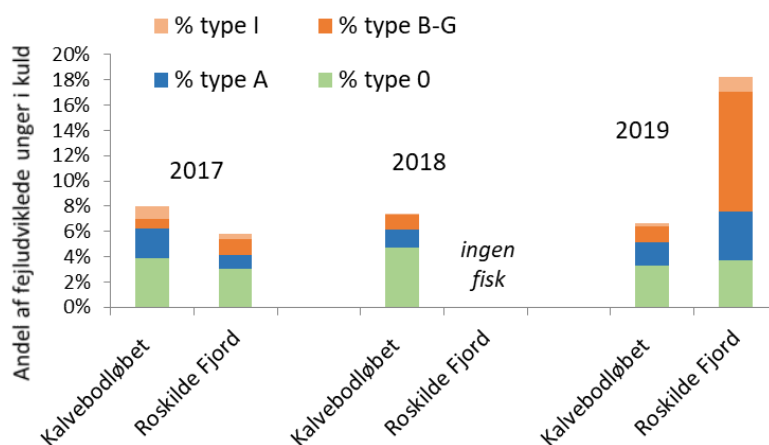
Den forhøjede aktivitet af CYP1A i ålekvalbe fra Kalvebodløbet i 2019 (figur 11.4), kan dog ud over en øget eksponering til PAH også være relateret til en forholdsvis højere eksponering til PCB'er i området ved Køge Bugts nordlige del. Niveauet for CYP1A-aktivitet var kun højere end BAC-værdi for ålekvalber indsamlet i Kalvebodløbet sammenlignet med Roskilde Fjord (tabel 11.7).

Figur 11.4. Niveauet af den PAH-specifikke effektindikator i ålekvalbe: CYP1A-aktivitet undersøgt ved to stationer i 2019 (middel $\pm$ 95 % konfidensinterval).



Ved undersøgelserne af ålekvalbeunger fra de to stationer i 2017, 2018 og 2019 blev der fundet flere forskellige typer af fejludviklede unger. Dette omfattede både tidligt døde unger (type 0), sent døde unger (type A), synlige misdannelser af bl.a. indvolde, skelet (bl.a. spiralformet ryggrad), hoved, øjne og siamesiske tvillinger (type B-G) og dværge (type I) (Strand 2013). Niveauet var i begge områder over BAC-værdierne (tabel 11.7) for både andelen af tidligt døde unger (type 0) og misdannede unger (type B-G), dog ikke i Kalvebodløbet i 2017, hvor niveauet var på 0.8% for type B-G misdannelse. Niveauet af type B-G med 9,5 % i middel i Roskilde Fjord i 2019 var desuden over EAC-værdien (figur 11.5), hvilket indikerer en væsentlig miljøpåvirkning på fiskenes udvikling af unger. Endvidere var niveauet af andel af fejludviklede unger totalt (alle typer) over EAC værdien i Roskilde Fjord i 2019.

Figur 11.5. Forekomst af fejludviklede unger i kuld fra ålekvalbe fra Kalvebodløbet og Roskilde Fjord 2017, 2018 og 2019 angivet som middelværdi af hhv. tidligt døde unger (type 0), sent døde unger (type A), synligt misdannede unger (type B-G) og unger med signifikant lavere vækst end resten af kuldet (type I).



Sammenfatning

- I muslinger var indholdet af cadmium og bly i 2019 højere end MKK/EQS i de fleste af 46 prøver. I 30 % af muslingerne var niveauet over kviksølvs EQS grænse for fisk, og i ca. halvdelen af prøverne var kviksølvindholdet over BAC. Der var dog ingen overskridelser af fødevaregrænseværdierne.
- I fisk var indholdet af kviksølv over EQS i 87 % af de 30 prøver, et niveau som ser ud til at være stabilt og kan give uønskede effekter på fiskespisende rovdyr. Skrubber fanget syd for Kalvebod var samtidig 30% over fødevaregrænsen. For cadmium og bly var resultaterne i muskel generelt tæt på detektionsgrænserne og under Fødevaregrænseværdierne.
- TBT i muslinger forekom på 3 ud af 5 stationer. Koncentrationen var højest omkring Skagen i et område, hvor større skibe ligger for svaj.
- PAH'er blev påvist i mindst 74 % af prøverne (indeno(1,2,3-cd) pyren, øvrige op til 100 %), mindst 63 % var over BAC. I 11 % af prøverne var benzo(b+j+k)fluoranthren over EQS-værdien (fødevarebaseret), ingen var over EAC.
- Naphthalen blev påvist i 98 % af prøverne, og 1/3 var over det nationale miljøkvalitetskrav (MKK), men ingen over EAC.
- For bromerede flammehæmmere var alle fiskestationer på nær én over EQS-værdien for summen af 6 BDE (se tabel 11.2).
- BDE 209 indholdet viste meget højere værdier i flere fiskeprøver. Særligt ved Karrebæksminde og Ebeltoft Vig var BDE 209 værdierne høje. Den højeste sum-BDE blev fundet i Østersøen vest for Arkona.
- For dioxin var 14 af 18 prøver af fiske muskler over EQS-værdien, og Køge Bugt skilte sig ud med et dioxinindhold 180 gange over EQS-værdien (fødevarebaseret). Den dioxinlignende PCB 118 var over EAC værdien for 43 % af prøverne.
- Biologiske effekter i blåmuslinger: Niveauet af lysosomal membranstabilitet undersøgt i blåmuslinger fra tre stationer tyder ikke på, at muslingerne har været udsat for væsentlig påvirkning af miljøfarlige stoffer på de to stationer.
- Biologiske effekter i ålekvabbe: Niveauet af PAH-metabolitter i galde var over BAC-værdien i fisk både i Kalvebodløbet og Roskilde Fjord. CYP1A aktivitet, der også responderer på PAH eksponeringen, var også over BAC-værdien i Kalvebodløbet, mens værdierne i Roskilde Fjord lå under BAC.
- Flere typer af fejludviklede unger var over BAC-værdien i begge undersøgte områder, undtagen i Kalvebodløbet i 2017. Forekomsten af alvorligt misdannede ålekvabbeunger og af fejludviklede unger totalt (alle typer) var over EAC-værdien i Roskilde Fjord i 2019, hvilket indikerer en væsentlig miljøpåvirkning på fiskenes udvikling.

Definitioner

Miljøkvalitetskrav (EQS, MKK)

Definition fra bekendtgørelse 1625 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder: Miljøkvalitetskrav: Den koncentration af et bestemt forurenende stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet. Anvendes typisk i forbindelse med havstrategiens deskriptor 8.

Kvalitetskriterier (BAC, EAC, ERL)

Definition fra bekendtgørelse 1433 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder: Kvalitetskriterium: Den højeste koncentration af et bestemt forurenende stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som skønnes ikke at medføre uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Fødevaregrænseværdier

Definition fra EF Nr. 1881/2006: Der bør fastsættes lave grænseværdier, som med rimelighed kan forventes overholdt under iagttagelse af god landbrugs-, fiskeri- og fremstillingspraksis, under hensyntagen til den risiko, der er forbundet med forbruget af de pågældende fødevarer. For forurenende stoffer, der betragtes som genotoksiske carcinogener, og i tilfælde, hvor den nuværende eksponering af befolkningen eller af sårbare befolkningsgrupper ligger tæt på eller overstiger det tolerable indtag, bør grænseværdierne sættes så lavt, som det med rimelighed er muligt. Anvendes i forbindelse med havstrategiens deskriptor 9.

Forkortelser

Forkortelse	Betydning	Anvendelse
NST	Naturstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet	Danmark
OSPAR	Oslo-Paris-konventionen	Nordsø-havkonvention
HELCOM	Helsinki-konventionen	Østersø-konventionen
EU	Europæiske Union	Europa
US-EPA	Amerikansk miljømyndighed	Nordamerika

Vurderingskriterier

BAC	Baggrundsvurderingskriterier (Background Assessment Criteria)	OSPAR for miljøfarlige stoffer samt ICES for biologisk effekter
EAC	Miljøvurderingskriterier (Environmental Assessment Criteria)	OSPAR for miljøfarlige stoffer samt ICES for biologisk effekter
EQS	EU-fastsatte miljøkvalitetskrav (Environmental Quality Standard)	EU
ERL	Miljøvurderingskriterium for sediment (Effect Range Low)	US-EPA, adopteret OSPAR
MKK	Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav	Danmark
EC	Grænseværdi fastsat af EU's fødevareautoritet EFSA	EU/fødevarestyrelsen

Basis for analyse

VV	Vådvægt	Frisk prøve, inkl. vandindhold
TV	Tørsvægt	Tørret prøve, ekskl. vandindhold
LV	Lipidvægt	Relativt til fedtindhold
TOC	Total organisk kulstofindhold (Total Organic Carbon)	Relativt til indhold af naturligt organisk materiale

Miljøfarlige stoffer

As, Pb, Cd, Cr, Hg, Ni og Zn, Ag	Tungmetaller: arsen (As), bly (Pb), cadmium (Cd), krom (Cr), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), zink (Zn) og sølv (Ag)
DDE, HCB, og HCH	Klorerede pesticider: dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE, som er et nedbrydningsprodukt af DDT), hexachlorbenzen (HCB) og hexachlorocyclohexane (HCH)
PAH	Polycykliske aromatiske hydrocarboner
PBDE	Poly-brominated diphenyl ethers
PFAS	Perfluorede alkylede stoffer
PFDA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFOSA og PFUnA	Perfluorede alkylede stoffer: PFDA (perfluordecansyre), PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), PFNA (perfluoronansyre), PFOA (perfluorocansyre), PFOS (perfluorocansulfonsyre), PFOSA (perfluorocansulfonamid) og PFUnA (perfluorundecansyre)
PCB og CB118	Poly-chlorerede biphenyler, som består af en række kongener, herunder CB118
TBT	Tributyltin
TEQ	Toksicitetsækvivalenter for dioxiner, furaner og dioxinlignende PCB'er, baseret på WHO (2005)
DEHP, DEP, DBP, DnOP og DINP	Phthalater: di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), diethyl phthalate (DEP), di(n-butyl) phthalate (DBP), di-n-octyl phthalate (DnOP) og di-isononyl phthalate (DINP)
NPMET og NPDET	Nonylphenol derivater: NPMET (nonylphenol monoethoxylate), og NPDET (nonylphenol diethoxylate)
WHO-TEQ dioxin	Summen af koncentration x toxækvivalent faktor for dioxiner, med faktor 1 for 2,3,7,8-TCDD og 1,2,3,7,8-PeCDD, med en faktor 0,3 til 0,01 for de øvrige dioxiner. Faktorerne er beskrevet i WHO (2005)
CYP1A	Aktiviteten af enzym fra cytochrome P450 familie
EROD	Ethoxyresorufin-O-deethylase anvendes som biomarkør i fiskebioassays ved katalytisk måling af CYP1A-induktion.

12 Marint affald

Jakob Strand

Den nationale marine overvågning af marint affald med kobling til Danmarks Havstrategi I og II har frem til 2019 omhandlet følgende indikatorer:

- Marint affald på referencestrande i Danmark (mængder og sammensætning af affaldsstykker pr. 100 meter)
- Marint affald på havbunden (antal affaldsstykker pr. km²)
- Mikroaffald/mikroplastik i sediment, havvand og fisk
- Plastik i maveindholdet i strandede mallemukker

Status for denne overvågning er rapporteret andetsteds, og for nogle af parametrene foreligger der endnu ikke rapporter med de nyeste data. Nedenfor er givet referencer og link til publicerede rapporter med data fra 2019 samt en kort sammenfatning af DCE-rapporterne.

Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)

Feld L., Metcalfe R.A. & Strand J. 2019. Mængder, sammensætning og trends i udviklingen af marint affald på danske referencestrande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport nr. 359 <http://dce2.au.dk/pub/SR359.pdf>

Feld L. & Strand J. 2020. Plastikfragmenters betydning for opgørelser af kildefordelingen af marint affald. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. - Notat nr. 2020|14 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_14.pdf

Sammenfatning

Mængden og sammensætningen af marint affald på seks referencestrande er opgjort for perioden 2015-2019. Affald bestående af syntetiske polymerer/plastik udgør hovedparten (85 %) af alt det marine affald, der er registreret i Danmark. Marint affald bestående af engangsplastik, som er omfattet af forbud under det nye EU-direktiv om reduktion af visse plasttypers spredning til miljøet, udgjorde for perioden 2015-2019 mellem 2 % og 12 %. Mens engangsplastik, som i EU-direktivet er omfattet af anden regulering end forbud, udgjorde mellem 7 % og 13 % af affaldet på de danske referencestrande. Affaldsgenstande fra fiskeri og andre maritime aktiviteter udgjorde i alt 18 % af det marine affald, og var særligt forekommende på strandene ved Nordsøen/Skagerrak. For fem ud af seks af de danske referencestrande ses der for 2015-2019 en nedadgående trend i udviklingen af såvel de totale mængder af marint affald som i mængderne af plastikaffald. Denne trend er imidlertid ikke signifikant (bortset fra Skagen), så en egentlig reduktion i det marine affald kan ikke påvises for perioden. Uidentificerbare affaldstyper, herunder fragmenter af plastik og skumplast af polystyren, udgør med 34% en relativt stor andel af de samlede mængder af marint affald på strandene. Når betydningen af denne affaldsfraktion estimeres med udgangspunkt i en antagelse om, at kildefordelingen vil være tilsvarende for det identificerbare affald, medfører det at fx engangsplastik omfattet af forbud og af anden regulering på landsplan i gennemsnit udgjorde hhv. 17 % og 16 % af affaldet.

Marint affald på havbunden (DTU-aqua)

Information om fangst af affald i trawl surveys i danske farvande for perioden er tilgængeligt fra de internationalt koordinerede IBTS og BITS surveys, som udføres i hhv. Nordøsen/Kattegat og Østersøen. Monitoringen er sket i henhold til internationale retningslinjer under ICES. Ved hver trawlstation blev mængden af plastik, sten, træ, glas, metal og andet menneskeskabt affald målt i gram og i senere undersøgelser talt i antal. Data er indrapporteret af DTU-aqua til DATRAS data-portalen hos ICES (<http://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>).

Mikroaffald/mikroplastik i sediment (Ålborg Universitet)

Sedimentprøver er indsamlet fra indre farvande, og Nordsøen i 2018 og i 2020, men data for disse er endnu ikke rapporteret.

Mikroaffald/mikroplastik i havvand (NIVA Danmark)

Der er i et testforsøg i 2019 undersøgt for indholdet af mikroplastik i havvand fra de indre danske farvande, hvor prøverne er blevet indsamlet med en FerryBox på Oslo Kiel-færgen. Denne form for undersøgelse udvides med analyser af flere prøver fra 2019 og 2020.

Data for testforsøget er rapporteret i:

van Bavel B., Lusher A.L., Jaccard P.F., Pakhomova S. & Singdahl-Larsen S. 2020. Monitoring of microplastics in Danish marine waters using the Oslo-Kiel ferry as a ship-of-opportunity. Report from NIVA Denmark REPORT S.NO. 7524-2020. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2678966/7524-2020_trykk.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Mikroaffald/mikroplastik i fisk eller anden biota

Ingen planlagt overvågning i 2019.

Affald i mallebukker (Wageningen University, NL)

Det har ikke i 2018 og 2019 været muligt at få indsamlet strandede mallebukker fra kysterne ved Skagen til undersøgelse for indtag af plastik.

De seneste data er rapporteret i:

Van Franeker J.A., Kühn S., Pedersen J. & Hansen P.L. 2018: Fulmar Litter EcoQO monitoring in Denmark 2002-2017. Report for the Danish Environmental Protection Agency. Wageningen Marine Research Den Helder, The Netherlands. 25 pp. <https://mst.dk/media/183486/malemukker2017.pdf>

13 Ikke-hjemmehørende arter

Jens Würgler Hansen

Den nationale marine overvågning af ikke-hjemmehørende arter omhandler registrering af sådanne arter i tilknytning til den eksisterende overvågning samt overvågning ved brug af e-DNA. Resultaterne fra denne overvågning er beskrevet i nedenstående rapport, som bliver tilgængelig på det norske system 'Brage' <https://niva.brage.unit.no/>.

Andersen J.H., Knudsen S.W., Murray C., Carl H., Møller P.R. & Hesselsøe M. (2020): Ikke-hjemmehørende arter i marine områder. NIVA Danmark rapport. 42 s.

14 Sedimentkemi

Signe Høgslund

Overvågningen af marine sedimenter dækker 28 stationer, der besøges to gange i løbet af den femårige overvågningscyklus. Hvert år besøges 11-12 stationer, hvor der indsamles sedimentkerner. På hver station måles total kvælstof (TN), total fosfor (TP), jernbundet fosfor (FeP), tørstof, vægtfylde og organisk indhold (glødetab) i et dybdeprofil, der i syv dybder dækker de øverste 10 centimeter af sedimentet.

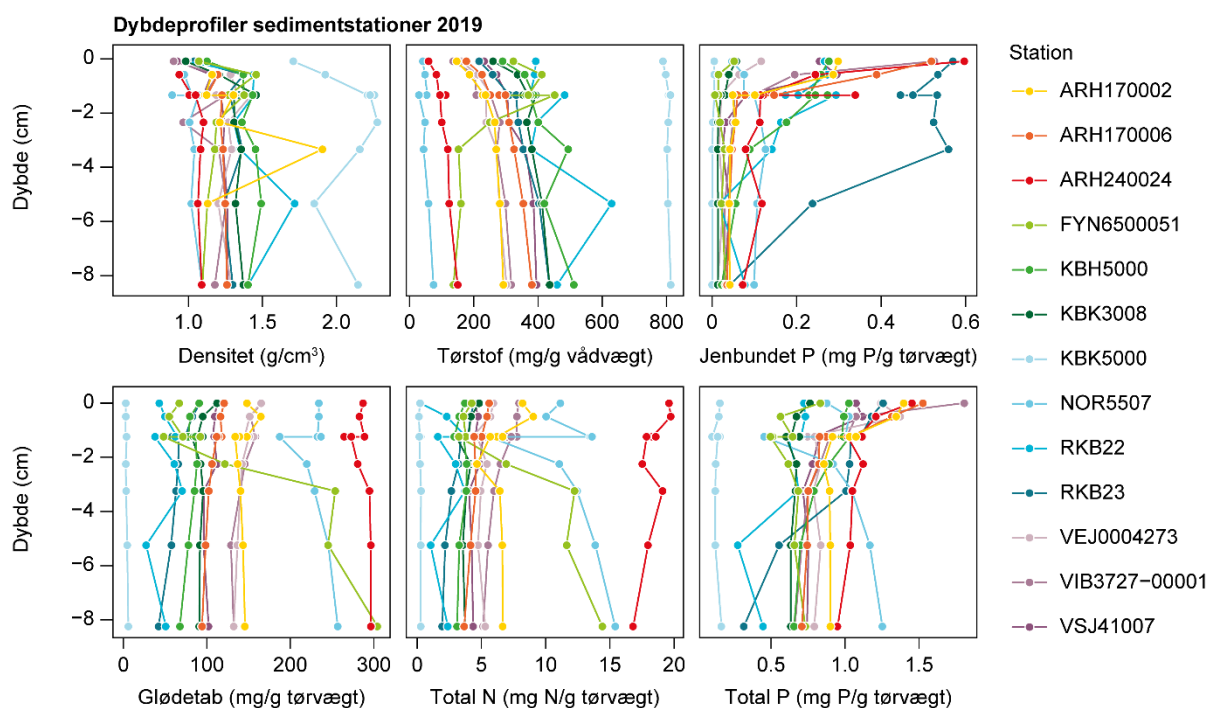


Hapsprøve af sediment der er påvirket af iltsvind. Reduceret jern i form af sort jernsulfid (FeS) er synligt i overfladen af sedimentet. Foto: Signe Høgslund.

Dybdeprofiler for stationer besøgt i 2019 (figur 14.1) er vist i figur 14.2. Resultaterne er gennemgået i Høgslund (2020) - herunder gives en kort sammenfatning af notatet.



Figur 14.1. Kort over besøgte stationer med angivelse af stationsID.



Figur 14.2. Dybdeprofiler på de undersøgte stationer. Værdier på Y-aksen angiver afstanden fra sedimentoverfladen. I dybden 1-2 cm er bestemmelserne foretaget i triplikater. Værdier for densiteten i sedimentlaget fra 0-0,5 cm dybde er ikke medtaget for ARH170002, ARH170006, ARH240024, VEJ0004273 samt NOR5507 og i 7-10 cm dybde for ARH170002 pga. analysefejl.

Det højeste indhold af organisk stof (glødetab) og TN blev registreret ved "Dybet" i Mariager Fjord (Stationerne ARH240024 og NOR5507). Værdierne på ARH240024 var sammenlignelige med tidligere målinger i 1999, 2003 og 2018. Glødetabet, dvs. indholdet af organisk stof, på den nye station NOR5507 var lidt lavere, end målingerne foretaget i 1991, lige som indholdet af TN og TP var lavere end i 1991.

I årets dataset var der høje værdier af FeP i overfladesedimentet på station RBK23 i Nissum Fjord. Sedimentstationen i Nissum Fjord har ikke tidligere været besøgt i denne programperiode, men i 2004 blev der målt tilsvarende høje værdier på stationen.

Det er især næringsstofpuljerne i de øverste to til fire centimeter af sedimentet, der indgår i recirkuleringen af næringsstoffer mellem havbund og bundvand. Næringsstofpuljer, der ligger dybt i sedimentet, er langsomt omsættelige.

15 Havfugle

Ib Krag Petersen

Nedenfor omtales en række resultater fra fugleundersøgelser i 2019 foretaget som en del af overvågningen tilknyttet havstrategidirektivet.

Nordsøen

Denne første totale optælling af fugle i den samlede danske del af Nordsøen i over 30 år viste, at lommer, mallemuk, sule, sortand, sølvmåge, svartbag og alkefugle var hyppigt forekommende arter i området. Optællingerne blev gennemført over tre dage, 19. og 20. april samt 14. maj 2019.

Fordelingen af arterne var meget forskellig. Sortænder forekom næsten udelukkende meget kystnært, mens mallemukker langt overvejende blev observeret over dybere vande i den vestlige og nordvestlige sektor. Suler og alkefugle (alk/lomvie) blev registreret over det meste af undersøgelsesområdet, mens lommerne (primært rødstrubet lom) fortrinsvis forekom i den sydøstlige og østlige del af området.

Der blev estimeret totale antal individer ved hjælp af 'Distance Sampling' metoden i undersøgelsesområdet for lommer, suler og alkefugle. Der blev estimeret et totalt antal på 25.010 lommer, 32.447 suler og 51.216 alkefugle.

Link til rapport: <https://dce2.au.dk/pub/TR158.pdf>

Bornholm

Der blev 30. oktober 2019 gennemført en optælling af fugle fra fly i farvandet omkring og øst for Bornholm. Optællingen blev udført som en linjetransekt-tælling. Den hyppigst registrerede art i undersøgelsesområdet var sølvmåge (450 individer), men også alkefugle (alk/lomvie) blev registreret i høje antal (440 individer, hvoraf 24 blev bestemt til lomvier). Desuden blev der registreret en del havlitter (98 individer).

Det var muligt at estimere totale antal af sølvmåger og alkefugle i undersøgelsesområdet. En 'Distance Sampling'-analyse estimerede i alt 6.548 sølvmåger og 15.000 alkefugle (alk/lomvie) i undersøgelsesområdet.

Der blev kun registreret få lommer (7 individer, hvoraf 3 blev bestemt til sortstrubet lom). Endelig blev der registreret 31 dværgmåger i området.

Ud over ovennævnte marine arter blev der tæt på kysten ved Bornholm registreret mindre forekomst af knopsvane, gråand, hvinand, edderfugl, toppet skallesluger og stormmåge, og længere fra kysten blev der registreret flere flokke af formentligt trækkende svaner, bramgæs og ænder.

Link til rapport: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_11.pdf

Del 3 – Overordnede betragtninger

Jens Würgler Hansen

I Danmark er der intet sted længere end ca. 50 km til kysten. Danmarks kyststrækning er på godt 7.000 km, hvilket sammenlignet med andre lande er meget i forhold til landets størrelse. Det betyder, at der er en tæt kontakt mellem land og hav og derfor en meget stor og for mange områder relativ hurtig transport af vand og stof fra land til fjorde og kystvande. Desuden er de danske farvande generelt lavvandede og påvirkes derfor lettere af tilførsler end dybe havområder med stort vandvolumen.

De danske farvande er karakteriseret ved en stor variation i fysisk-kemiske såvel som biologiske forhold. Farvandene ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. De repræsenterer således et vidt spænd af forskellige økosystemer fra små lukkede nor med stillestående vand og lav saltholdighed til åbne farvandsområder med stor gennemstrømning og høj saltholdighed. Endvidere er de danske farvande kendetegnet ved en stor dynamik som følge af den markante påvirkning fra land, de mange gennemstrømningsområder og den store år til år variation i de klimatiske forhold.

Menneskelige aktiviteter har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i havet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den industrielle produktion resulterer i tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer fra Danmark og nabolandene til de danske farvandsområder. Hertil kommer påvirkningen fra forskellige aktiviteter på havet. Endvidere påvirker klimaforandringerne også havmiljøet.

Det danske overvågningsprogram er i overensstemmelse med vandrammedirektivet, havstrategidirektivet og habitatdirektivet tilrettelagt med fokus på eutrofiering, miljøfarlige stoffer og beskyttede naturtyper og arter. Grundet ovenfor omtalte tætte kontakt mellem land og hav, den store variation og dynamik samt den anselige belastning med forurenende stoffer, er der i Danmark behov for et relativt omfattende overvågningsprogram med mange målestationer og en høj prøvetagningsfrekvens.

Overvågningsprogrammet (NOVANA) har til formål at tilvejebringe et datagrundlag for en overordnet beskrivelse af påvirkning, tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene samt en vurdering af, om miljømålsætningerne for de forskellige vandområder er opfyldt. Det forudsætter, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er opdateret, harmoniseret og entydigt beskrevet.

Den viden, som erhverves om miljøtilstanden i kraft af overvågningsprogrammet, er afgørende for at kunne vurdere effektiviteten af politisk besluttede miljøforbedrende tiltag. Kun med et fagligt afbalanceret og et geografisk samt sæsonmæssigt dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en vidensbaseret forvaltning af det danske havmiljø.

16 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund

Denne sammenfatning giver et landsdækkende billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2019. Desuden diskuteres årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Klimatiske forhold

I 2019 var det varmt med en gennemsnitlig lufttemperatur 1,7 °C over langtidsnormalen (1961-1990) og 0,7 °C over gennemsnittet for den seneste tiårige referenceperiode (2008-2017), hvilket svarer til niveauet i 2018, men køligere end rekordvarme 2014. Temperaturen var usædvanlig høj i februar, marts, juni og december.

Den dominerende vindretning set over hele året var fra vest og sydvest, men i april var der østenvind, og i november kom vinden overvejende fra sydøst. Den gennemsnitlige vindhastighed var markant under langtidsnormalen, men generelt på niveau med referenceperioden. Det blæste relativt meget i marts, maj og september, mens vinden var relativt svag i april, oktober og november.

Antallet af solskinstimer i 2019 var 16 % over normalen, men på niveau med referenceperioden. Især februar, april (rekord siden målingernes start i 1920), juni, og august var mere solrig end normalt, mens november var meget solfattig.

Overordnet set var 2019 et meget vådt år, idet der faldt mere regn end i normalperioden og referenceperioden. Nedbøren var dog ulige fordelt over året, idet der var usædvanlig meget nedbør i marts, september og oktober, mens der var usædvanlig lidt nedbør i april. Ferskvandsafstrømningen fra land var relativt lav i starten af året pga. det tørre efterår i 2018, men steg markant med den megen nedbør i marts og i efteråret.

Havtemperaturen i de danske farvande er steget ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år, og var i 2019 i gennemsnit ca. 1,5 °C højere end normalen og ca. 0,5 °C højere end referenceperioden. Temperaturen i bundvandet i de åbne indre farvande var den hidtil højest registrerede.

Hydrografi

Hydrografien i de indre danske farvande er beskrevet på baggrund af modelberegninger af transport af vand udført af DHI. Transporten er beskrevet for otte tværsnit, som opdeler de indre danske farvande i fem bassiner. Transporten er yderligere opdelt i et overfladelag (øverste 14 m) og et bundlag (vandedybder > 14 m).

Nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i overfladelaget er meget større end den samlede indstrømning i hele vandsøjlen til Kattegat fra Østersøen inkl. ferskvandstilførslen til de indre danske farvande. Forskellen skyldes en stor nettoindstrømning fra Skagerrak til Kattegat i bundlaget, som for størstedelens vedkommende opblandes til overfladelaget under transporten ned gennem de indre danske farvande. Det opblandende vand strømmer tilbage ud af Kattegat som overfladevand sammen med tilførslen fra Østersøen og ferskvandtilførslen. Disse strømninger udgør den såkaldte estuarine cir-

kulation. I 2019 resulterede opblanding af bundvand, at volumen af nettoudstrømningen i overfladelaget under passagen gennem de indre danske farvande blev forøget næsten tre gange i forhold til den samlede nettoudstrømning fra Østersøen.

Størrelsen af den opadrettede vandtransport fra bundlaget til overfladelaget er beregnet. Koncentrationen af kvælstof (nitrat) er markant højere i bundlaget end i overfladelaget i planteplanktonets vækstsæson, hvor der sker et hurtigt optag af kvælstof i planteplankton i overfladelaget og i springlaget. Netto vandtransporten fra bundlaget til overfladelaget og optaget i planteplankton i springlaget medfører en opadrettet transport af kvælstof i vandsøjlen. Denne fjernelse af kvælstof fra bundlaget i de indre danske farvande (undtagen Arkonabassinet) er i 2019 beregnet til ca. 40.000 tons nitrat-N. Beregningen er baseret på en række konservative antagelser og relativ få målinger af koncentrationer af kvælstof især i det nordlige Kattegat. Beregningen er derfor behaftet med stor usikkerhed. Der er dog under alle omstændigheder tale om en meget betydelig tilførsel af kvælstof til overfladelaget, som har betydning for væksten af planteplankton og dermed resten af fødekæden især i de åbne indre farvande.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) i fjorde og kystvande i 2019 var markant under niveauet for langtidsmidlen (1989-2018) i starten af året (hidtil lavest registreret for DIN i januar) pga. lav afstrømning i sidste del af 2018 og starten af 2019. Derefter ændredes koncentrationen af DIN til et mere gennemsnitligt niveau i resten af året, og koncentrationen i november og december var højere end langtidsmidlen pga. den store afstrømning i efteråret. Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor (DIP) var også den hidtil laveste for januar og forblev på et lavt niveau resten af året hovedsageligt pga. optag i planteplankton - der var således også rekordlave niveauer i februar, maj og oktober. Koncentrationen af opløst silicium (DSi) var relativ lav i størstedelen af året bl.a. pga. opblomstringer af kiselalger, og var på det hidtil laveste niveau i maj, juni, juli og oktober.

Månedsmidlerne for koncentrationerne af DIN overfladevandet i de åbne indre farvande i 2019 fulgte overordnet det samme sæsonmønster som i fjorde og kystvand, således var koncentrationen også rekordlav i januar. Koncentrationen af DIP var også rekordlav i januar og forblev på et relativt lavt niveau resten af året hovedsageligt som følge af en kombination af optag i planteplankton og en relativ stor indstrømning af vand fra Nordsøen med generelt lav koncentration. Koncentrationen af DSi var lige som i fjorde og kystvande lavere end langtidsmidlen i størstedelen af året, men steg markant i april og november som følge af udstømmende Østersøvand pga. østlige vinde. De lave koncentrationer skyldes en kombination af lille afstrømning fra land i slutningen af 2018 og i starten af 2019, opblomstringer af kiselalger og generelt stor påvirkning af vand fra Nordsøen med lavt indhold af DSi.

Sæsonvariationen i koncentrationerne af næringsstofferne i bundvandet i de åbne indre farvande fulgte overordnet det samme mønster som for overfladevandet. Dog var niveauet i bundvandet markant højere end i overfladevandet forår, sommer og efterår, som følge af frigivelse af næringsstoffer ved mineralisering af det sedimenterede plantemateriale.

Årsmidlerne for koncentrationerne af DIN og DIP i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande er faldet markant siden 1989, hvilket er en effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores nabolande. Koncentrationerne har dog ikke udviklet sig væsentligt for DIN siden 2003 og for DIP siden 1998. Årsmidlerne for DIN og DIP i 2019 var på et meget lavt niveau, for DIP var koncentrationen den hidtil laveste og hidtil næstlavest registreret for henholdsvis fjorde og kystvand og de åbne indre farvande.

De faldende næringsstofkoncentrationer de seneste årtier har bevirket, at både kvælstof og fosfor er potentielt begrænsende for den planktoniske primærproduktion (algevæksten) i en stor del af vækstperioden. Det var også tilfældet i 2019, hvor begrænsningen i både fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande svarede til niveauet for de senere år for kvælstof og var den næsthøjeste registrerede for fosfor. En yderligere reduktion af begge næringsstoffer forventes derfor at begrænse algevæksten yderligere.

Planteplankton og vandets klarhed

I 2019 var forholdene i vandsøjlen påvirket af en meget ujævn fordeling af nedbør og afstrømning. Det gav en algevækst, der lå under normalen fra marts og ind i efteråret både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. Vækstsæsonen var præget af lave klorofylkoncentrationer, og vandet var mere klart end normalt fra februar og frem til det tidlige efterår, med undtagelse af juni.

I efteråret gav høj afstrømning øgede klorofylkoncentrationer og tilførsel af humusstoffer, hvilket resulterede i ringe sigtddybder i fjorde og kystvande. I de åbne indre farvande var årets første måneder samt november præget af høje klorofylkoncentrationer, og sigtddybden fulgte dette mønster med uklart vand i januar samt november og december.

I Løgstør Bredning var der sent i 2019 en exceptionel opblomstring af den fiske- og bunddyrtoksiske alge *Karenia mikimotoi*, og der blev målt algevækst på omkring 100 gange over den normale produktion for december. Opblomstringen var antagelig udløst af det våde vejr i slutningen af 2019, og de høje algekoncentrationer var sandsynligvis i stand til at hæmme græsserne, således at opblomstringen kunne opretholdes vinteren igennem.

I Ringkøbing Fjord var algevæksten 2-3 gange over det normale niveau fra august til oktober. Det kræver yderligere analyser af fjordens økologiske forhold at fastlægge årsagssammenhænge bag denne negative udvikling.

I den samlede overvågningsperiode fra slut 80'erne til 2019 ses en bedring i forholdene i vandsøjlen vurderet ud fra algevækst, vandets klarhed og klorofylkoncentration. De seneste knap 10 år ses der en udvikling mod forringede forhold.

Iltforhold

Iltsvindet i 2019 startede tidligt i flere områder. Hen over sommeren blev iltsvindet mere udbredt og intenst. Periodisk kraftig vind forbedrede kortvarigt iltforholdene i de lavvandede områder, indtil iltsvindet helt forsvandt efter blæsevejr midt i september. I de dybere områder havde vindhændelserne ikke nogen positiv indflydelse på iltforholdene. I løbet af november forbedredes iltforholdene i de berørte dybere områder. Der var dog stadig usædvanlig meget iltsvind sidst i november, og iltsvindet fortsatte på enkelte lokaliteter helt ind i december.

Iltsvindet i de danske farvande var i 2019 særlig slemt i Limfjorden, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt. I flere områder blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i nogle af områderne blev frigivet giftig svovlbrinte fra bunden og observeret døende og døde bunddyr og fisk.

Arealudbredelsen af iltsvind medio september var i 2019 lige som i de seneste år større end for perioden 2010-2012, men dog markant mindre end gennemsnittet fra før 2010. Op til et par tusinde kvadratkilometer var påvirket af iltsvind i 2019. Det viser, at iltsvind fortsat kan udvikle sig markant i større områder i perioder med svage vinde og høje temperaturer, og at de indre danske farvande er sårbare over for eutrofiering og klimaforandringer.

Iltholdet i bundvandet i de danske farvande har overordnet udvist en tendens til et fald vurderet for hele overvågningsperioden. I de seneste år er der sket en positiv udvikling i fjorde og kystvande, mens dette ikke har været tilfældet i samme udstrækning for de åbne indre farvande. Udviklingen af iltholdet i bundvandet er dog karakteriseret ved store regionale forskelle.

Bundplanter

Over den tre årtier lange overvågningsperiode er ålegræssets maksimale dybdegrænse reduceret signifikant i fjordene, men er uændret i kystvandene. I denne periode er der også en generel tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden.

I det seneste årti har der været en signifikant øgning i hovedudbredelsen i kystvande, mens dækningsgraden på 4-6 m vanddybde i yderfjorde er faldet signifikant. For de øvrige farvandstyper og dybder har ålegræssets dækning været uændret i perioden.

Ålegræssets maksimale dybdegrænse viser ingen signifikant udvikling i nogen af farvandstyperne de seneste ti år. I Limfjorden og kystvandene dækker dette over to modsatrettede tendenser inden for perioden. Udviklingen var generelt positiv frem til 2013, men er siden afløst af en stagnation eller reduktion af den maksimale dybdegrænse en udvikling som er tiltagende tydelig. Specielt i Limfjorden er den maksimale dybdegrænse markant lavere i 2014-2019 sammenlignet med 2012-2013. Dette forløb skyldes formodentlig, at en periode i fjorde og kystvande med markant forbedrede forhold i vandsøjlen (især lys og iltsvind) er blevet afløst af nogle år med tilbagegang for miljøtilstanden i vandsøjlen. Samtidig kan den stigende temperatur have påvirket ålegræsset negativt.

Makroalgernes dækningsgrad har overordnet udviklet sig positivt siden 1990 undtagen i Limfjorden. Udviklingen de seneste ti år har været mindre entydig, idet der enten er sket en fremgang eller har været stagnation. Makroalgernes dækningsgrad på de undersøgte stenrev i 2019 var meget høj og helt på højde med 1997, som var et tørt år med lille udvaskning af næringsstoffer.

Mens makroalgerne har reageret positivt på faldet i eutrofiering gennem overvågningsperioden, hæmmer samspillet mellem flere presfaktorer (muslingskrab, opvarmning og fortsat eutrofiering) tilsyneladende en positiv udvikling for ålegræs.

Bundfauna

I fjorde og kystvande var bundfaunaen i 2019 i dårlig tilstand i fem ud af 36 undersøgte områder. Den dårlige tilstand kunne i fire ud af de fem områder relateres til dårlige iltforskel ved og i bunden. Én station viste meget gode forhold for bundfaunaen, mens de øvrige 30 stationer tilhørte "mellemgruppen" med varierende artsrigdom og sammensætning.

I de åbne indre farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på samme høje niveau som i midten af 1990'erne. Det er bemærkelsesværdigt, at langtidssvingninger i artsrigdommen i de åbne indre farvande følger synkront mellem områder på tværs af forskelle i bundforhold, saltholdighed mm. Svingningerne kan relateres til udsving i rekruttering, men det er endnu uvist, om svingningerne skyldes forhold i selve bundfaunasamfundet eller ændringer i presfaktorer i det omgivne miljø. I den centrale del af Kattegat var bundfaunaens diversitet i lighed med tidligere år dog lav, hvilket sandsynligvis skyldes bundtrawling.

Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak var generelt uforandret i forhold til 2017, og AMBI-beregningerne tyder på, at bundfaunaen ikke var negativt påvirket af forhold, der kan relateres til eutrofiering. Der var i lighed med tidligere år lavere artsrigdom i Skagerrak end i de øvrige Nordsøområder. Forekomsten af eutrofieringsfølsomme arter tyder på, at bundtrawling er den dominerende presfaktor for bundfaunaens diversitet i Nordsøen.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr i 1976 til godt 14.000 dyr i 2019 overvejende som resultat af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater. I overvågningsperioden er spættet sæl blevet ramt af store virusepidemier i 1988 og 2002, som reducerede bestanden med henholdsvis ca. 20 og 40 %, samt mindre epidemier i 2007 og 2014. Det samlede antal spættede sæler i Danmark har de senere år været i let tilbagegang. Om fremgangen i bestanden af gråsæler påvirker antallet af spættet sæl er uvist.

Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den yngede frem til omkring 1900. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen nu genindvandret og begyndt at yngle igen i de danske farvande. Gråsælen har været i fremgang de seneste godt ti år, og i 2019 blev der registreret en del gråsæler i både Vadehavet, Kattegat og især i Østersøen. På danske lokaliteter blev der observeret otte unger. Sammen med sidste års registrering af fem unger er det et betydeligt fald i forhold til 2017, hvor der blev observeret 15 unger. De kommende år vil vise, om dette er en reel stagnation i udviklingen, der ellers forventes at være kraftigt stigende.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. Størrelsen af bestandene på de forskellige lokaliteter varierer meget inden for de enkelte år og mellem årene, men overordnet ser bestandene i Nordsøen og de indre danske farvande ud til at være stabile, mens bestanden i Østersøen er kritisk truet. I optællingsområdet i den sydlige Nordsø var antallet af marsvin i 2019 højere end de to foregående år, men generelt ses en let nedadgående tendens i området fra 2011 og frem. I 2019 var tætheden af marsvin i Skagerrak sammenlignelig med 2017 men højere end i 2018.

Lyttestationer omkring Bornholm har i perioden 2018 til 2019 registreret marsvin i 7 % af de dage, hvor der var akustisk overvågning. Andelen af "marsvinepositive dage" var fordoblet ift. perioden 2011-2013, hvor området også blev overvåget med akustiske bøjere.

Miljøfarlige stoffer

Målinger af miljøfarlige stoffer viste i 2019 ligesom tidligere år, at indholdet af metaller i de undersøgte muslinger var under grænseværdierne for fødevarer. Koncentrationerne af cadmium og bly i muslinger var dog i de fleste tilfælde over miljøkvalitetskrav fastsat nationalt eller i regi af EU. Koncentrationen af det forbudte antibegroningsmiddel tributyltin (TBT) i muslinger var højt (over miljøvurderingskriteriet fastlagt i OSPAR) ved Skagen og over baggrundsniveauet i Øresund og Storebælt. Indholdet af tjærestofferne (PAH) lå generelt omkring eller lidt over baggrundsværdierne dog indeholdt 11 % af prøverne Benzo(b+j+k)-fluoranthren i koncentrationer over miljøkvalitetskravet fastsat i EU.

I prøver fra fisk var koncentrationen af især kviksølv og i nogle tilfælde også cadmium over kvalitetskravene, og kviksølv udgjorde fortsat en væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i danske farvande. Kviksølvindholdet i skrubber fanget syd for Kalvebod var 30 % over fødevarergrænsen. Blandt organiske miljøfremmede stoffer er det især de bromerede flammehæmmere (PBDE), der kan udgøre en risiko for fiskespisende dyr og mennesker. Der blev fundet PBDE i alle undersøgte prøver herunder høje værdier for BDE 209. Målinger af PCB viste, at 43 % af prøverne indeholdt koncentrationer over miljøvurderingskriterierne fastlagt i OSPAR.

Undersøgelser i Nivå Bugt, Agersø Sund og ved Sjællands Odde viste, at muslingerne i områderne ikke var udsat for væsentlige miljøpåvirkninger af miljøfarlige stoffer, selvom muslingernes respons afveg fra det naturlige baggrundsniveau.

I Kalvebodløbet og i Roskilde Fjord var der en væsentlig miljøpåvirkning af ålekvalder både i form af forhøjede niveauer af PAH-specifikke effektindikatorer og i form af flere forskellige typer fejludviklinger hos ungerne.

Diskussion

Forholdene i de danske farvande i 2019 var i forhold til de seneste år forbedret eller på samme niveau for nogle parametre (fx artsrigdommen af bundfauna) og forringet for andre parametre (fx ålegræs). For de biologiske parametre var miljøtilstanden generelt bedre end for ca. 10 år siden for bundplanter og bundfauna, men forholdene i vandsøjlen var forværret og på niveau med situationen i sidste halvdel af 1990'erne.

Koncentrationerne af opløste uorganiske næringsstoffer i de danske farvande i 2019 var, lige som i de senere år, meget lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne. De reducerede koncentrationer af næringsstoffer er afgørende for en positiv udvikling af de biologiske parametre. Trods den markant reducerede tilførsel af næringsstoffer og de deraf affødte lavere næringsstofkoncentrationer er tilstanden dog stadig ikke tilfredsstillende for langt de fleste af de overvågede biologiske parametre.

Et periodisk udbredt og intenst iltsvind i 2019 viste, at havmiljøet stadig er sårbart, og at længerevarende ugunstige klimatiske betingelser fortsat kan udløse markante iltsvind. Desuden er temperaturen steget ca. 1,5 °C over de sidste 40 år og forventes at stige yderligere i årene fremover, hvilket vil fremme udviklingen af iltsvind. Klimaforandringerne kan derfor få afgørende indflydelse ikke bare på iltsvind, men på miljøtilstanden mere generelt.

De reducerede næringsstofkoncentrationer i vandsøjlen forventes at resultere i lavere primærproduktion (algevækst) og dermed en reduktion i mængden af planteplankton, større sigtdybde, mindre iltsvind og større udbredelse af bundplanter. Selv om næringsstofniveauet har været markant reduceret i en længere årrække, er den forventede positive udvikling i miljøtilstanden kun i sin indledende fase og delvist stagneret. Årsagen til den forsinkede respons er uklar og kan ikke udredes udelukkende på baggrund af overvågningsdata, da det kræver mere detaljerede undersøgelser. Miljøtilstanden bestemmes af et komplekst samspil af faktorer, hvor næringsstoffer kun er en af dem. Intensivt fiskeri kan fx påvirke størrelsesfordelingen og dominansen af fiskearter og dermed sammensætningen af planteplankton, lige som den fysiske forstyrrelse af havbunden ved trawlfiskeri påvirker havbundens struktur og funktion. Tilstedeværelsen af ikke-hjemmehørende arter påvirker artssammensætning og dermed fødekæder. Miljøfarlige stoffer kan også have en negativ effekt på de biologiske parametre. Desuden påvirker klimaforandringer havmiljøet bl.a. i form af stigende temperatur, som fx mindsker iltindholdet i vandet, og dermed øger risikoen for iltsvind og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden. Sidst men ikke mindst har grundliggende strukturændringer (fx bundforhold, lyssvækkelse og artssammensætning) i økosystemet som følge af mangeårig eutrofiering været medvirkende til den langsomme respons på den reducerede tilførsel af næringsstoffer.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger store og mangeartede, og det vil kræve yderligere indsats og mere tid, før en stabil god miljøtilstand opnås. De danske marine økosystemer er fortsat følsomme over for påvirkninger fra fx næringsstoffer, miljøfarlige stoffer og fiskeri. De klimatiske betingede ændringer øger yderligere behovet for reduktioner i tilførsler af næringsstoffer og andre tiltag for at opnå en god miljøtilstand. Forskningen viser, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil de marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til den oprindelige tilstand, men i stedet finde en ny balance. Økosystemer, som har været hårdt belastet gennem en længere årrække, vil ofte have en betydelig tidsforsinkelse i deres respons på forbedrede forhold. Udviklingen mod en god miljøtilstand er derfor en proces, der kan tage mange år, og klimaforandringer vil kunne forsinke eller helt forhindre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse økologiske samspil er vigtigt at dokumentere og forstå til gavn for fremtidens miljøforvaltning.

17 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPO-redegørelsen (*Miljøstyrelsen 1984*), temarapporterne om zooplankton (*Nielsens & Hansen 1999*), giftige alger (*Kaas m.fl. 1999*) og bundmaling (*Foverskov m.fl. 1999*). Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra Det Marine Fagdatacenter.

A

alkalinitet – er et mål for vandets indhold af basiske ioner og dermed dets evne til at neutralisere syre.

ammoniak (NH₃) – er en gasart, som er letopløselig i vand. Det er en kemisk forbindelse mellem kvælstof og brint. Ammoniak har en meget kraftig lugt, som kendes fra salmiakspiritus.

ammonium (NH₄⁺) – er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gassen ammoniak, NH₃.

analysant – et stof eller en stofgruppe der analyseres for fx Ni eller PCB'er.

antibegroningsmidler – er giftige kemiske forbindelser, der tilsættes maling. Maling med antibegroningsmiddel bruges på skibsbunde eller andre genstande, der skal være længe i vand eller fugtige miljøer for at undgå, at dyr og planter sætter sig på overfladen.

arter – defineres som en gruppe af organismer der kan parre sig med hinanden og samtidig få afkom, der kan formere sig.

assessment – engelsk for 'vurdering'.

ASP – er en forkortelse for den muslingeforgiftning, der fremkalder hukommelsestab eller amnesi. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse 'Amnesic Shellfish Poisoning'.

atmosfærisk nedfald – nedfald af næringsstoffer, tungmetaller og andre forurenende stoffer fra luften.

B

BAC – Background Assessment Criteria - baggrundsvurderingskriterium. OSPAR værktøj til statistisk vurdering af om koncentrationen af et miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrundskoncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforurenede område eller sedimentsøjler dateret til præ-industrialiseret tid), eller lav koncentration for organiske stoffer. Til den lave værdi (LC) eller baggrundsværdien (BC) lægges analyseusikkerheden for at

få et tal at foretage de statistiske sammenligninger med.

bioaktivt kvælstof – kvælstoffraktion, som kan udnyttes af alger til vækst.

biomasse – vægten af organismer i et bestemt område, enten rumfang eller areal.

biota – organismer, der anvendes til analyser.

bioturbation – bunddyrenes aktivitet med at rode godt og grundigt rundt i den øverste del af havbunden.

bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet.

bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

C

celle – en celle er den mindste komplekse del af en organisme. Cellen består af en kerne med arvemateriale, som ligger i cellevæsken eller cytoplasma, omgivet af en cellemembran. Blågrønalger og bakterier har ikke nogen kerne, og arvematerialet ligger frit i cytoplasma.

ciliater – dyregruppe, der er meget almindelig i dyreplankton. Nogle ciliater kan udnytte kloroplasterne hos de alger, som de spiser. De kan derfor udføre fotosyntese og fungerer derved ligesom de mixotrofe alger.

co-variabel – en faktor, som forventes at følge med den undersøgte faktor. Kan normalt anvendes som normalisator. Fx Li som bindes til ler- og siltpartikler som andre metaller.

congen-mønster – se PCB.

copepoder – se vandlopper.

CYP1A – en familie af cytochromer, hvor niveauet øges/ induceres ved eksponering til især PAH og dioxiner. Biomarkør for tidlige tegn på uønskede effekter i fisk. Måles vha. EROD-metode.

D

DDT – pesticid, dichlordiphenyltriklorethan. Forbudt i Nordeuropa, bruges stadig mod malaria-myg i tropenerne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

Delprogram for luft under NOVANA – det nationale luftkvalitetsovervågningsprogram. Landsdækkende måleprogram i byerne (tidligere kaldt LMP).

denitrifikation – at omdanne eller reducere nitrat (NO₃⁻) til luftformig kvælstof (N₂).

deposition – se atmosfærisk nedfald.

detritus – dødt organisk materiale

DEVANO-programmet (DEcentral VAnd og Natur-Overvågning) – understøtter miljømålsloven og er en væsentlig aktivitet i forbindelse med opfyldelse af forpligtelserne i vandrammedirektivets operationelle overvågning og Natura 2000-direktivernes behov. I DEVANO indgår 5 delprogrammer for henholdsvis søer, vandløb, kystvande, grundvand og naturtyper.

diffuse kilder – større geografiske områder (åbent land og områder med spredt bebyggelse), hvorfra næringsalte eller miljøfarlige stoffer udvaskes til vandområder (se også punktkilder).

DIN – opløst uorganisk kvælstof, som indbefatter summen af nitrat, nitrit og ammonium, som kan optages af planter til primærproduktion.

dinoflagellater – eller furealger er mikroskopiske alger, tilhører den taksonomiske gruppe Dinophyceae. Furealger kan groft taget deles i nøgne og pansrede og er alle karakteriseret ved en længdefure og tværfure med hver sin flagel. Furealgerne kaldes også panserflagellater, dinoflagellater eller dinophyceer.

dioxin – oprindeligt navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende klorerede forbindelser, der typisk opstår i forbindelse med afbrænding af plasticholdige stoffer men også naturlige processer. Dioxinerne er måske de mest giftige og bioakkumulerbare forbindelser man kender, med grænseværdier i fødevarer i $\mu\text{g g}^{-1}$ fedt.

DIP – opløst uorganisk fosfor, dvs. fosfat, som kan optages af planter til primærproduktion.

DMU – Danmarks Miljøundersøgelser (nu Aarhus Universitet).

DSi – opløst uorganisk silicium, dvs. silikat, som kiselalger bruger til opbygning af deres kiselskal.

DSP – er en forkortelse for diarréfremkaldende muslingeforgiftning. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse 'Diarrhetic Shellfish Poisoning'.

dyreplankton – eller planktondyr er små organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandbevægelser. Dyreplankton kaldes også for zooplankton og består blandt andet af vandlopper og ciliater.

E

EAC – Ecotoxicological Assessment Criteria. Økotoxikologisk vurderingskriterium som bruges af OSPAR til vurdering af risikoen for graden af forurening af miljøfarlige stoffer ud fra deres koncentration i miljøet.

ekstern belastning – den (næringsstof)transport, der foregår til et givet geografisk område fx en fjord. Kan omfatte atmosfærisk nedfald, tilførsler fra vandløb og punktkilder eller tilførsel fra tilgrænsende vandområder.

emission – udslip til luft.

EMEP – European Monitoring and Evaluation Programme er et internationalt forskningsbaseret overvågningsprogram, som arbejder under FN konventionen for at begrænse langtrækkende grænseoverskridende luftforurening (LRTAP).

epifyt – en plante, som vokser på en anden plante uden at tage næring fra denne. Epifytter er meget udbredt i regnskove og i næringsrige vandmiljøer. I vandmiljøet gror epifytter i form af alger på havgræsser og tang.

EQS – Ecological Quality Standard er et vandkvalitetskriterium fastsat i EU's vandrammedirektiv. Overholdelse af EQS-kriterier regnes som opnåelse af 'god økologisk tilstand', som er målsætningen for vandrammedirektivet. EQS gælder generelt for vandfasen, bortset fra 3 stoffer (kviksølv, hexachlorbenzen og hexachlorobutadien), hvor EQS er fastsat for biota.

ERL – Effect Range Low. US-EPA udviklet kriterium der angiver den nedre grænse for koncentrationen af et miljøfarligt stof, hvor det ikke vurderes at udgøre en risiko for uønskede effekter på miljøet.

EROD – Ethoxyresorufin-O-deethylase er en biomarkør, der måler aktivitet af afgiftsenzymer i fisk. Et mål for CYP1A der induceres/øges ved eksponering til især PAH og dioxiner.

estuarie – overgangszone mellem ferskvand og saltvand.

estuarine cirkulation – modsatrettet strømning i overflade- og bundlag grundet en gradvis blanding, hvor det salte bundvandslag gradvist blandes op i overfladelaget og dermed driver en indadgående strømning mens vandet i overfladelaget strømmer ud af estuariet.

eutrofiering – at tilføre organisk stof eller næringsstoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det kan være en naturlig proces, men udtrykket bruges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af organisk stof eller kvælstof og fosfor. Kommer af græsk og betyder 'velnæret'.

F

farvande – store havområder som Kattegat, Storebælt, Østersøen. Til tider bruges udtrykket dog om alle havområder, inklusive fjorde, bugter o.l., men oftest tænkes der kun på de dybere områder med stor geografisk udstrækning. Sidstnævnte betegnes nogle gange åbne farvande for at tydeliggøre, at der ikke er tale om fjorde og bugter.

fauna – dyr.

fedt – indholdet af fedt (lipid) er typisk 1-2 % i muslinger og 20-30 % i fiskelever. Mange organiske forureninger opkoncentreres i fedtvæv, fx PCB og dioxin, og ofte angives indholdet af disse stoffer omregnet til fedtbasis.

flagellater – er mikroskopiske encellede organismer, som lever i vand. De kan bevæge sig vha. en eller flere svingtråde også kaldet flageller.

flageller – er en eller flere lange tynde trådlignende udvækster hos flagellater, sædceller og andre celler. Flagellerne laver rytmiske bølgeformede bevægelser, der gør cellen i stand til at bevæge sig. Hos fastsiddende former laver flagellen en vandstrøm, som bringer føde hen til cellen.

flux – transport af (nærings)stof mellem fx bunden og vandfasen.

fosfat (PO₄) – er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager deres fosfor i.

fosfor – grundstoffet fosfor, som kemisk betegnes P, indgår fx i fosfater (se dette).

fotosyntese – den proces, hvorved planter omdanner vand og kuldioxid til organisk materiale og ilt ved hjælp af solens energi.

fytoplankton – se planktonalger.

fødekæde – kæde af organismer, som beskriver, hvorledes føden føres gennem økosystemet fra primærproducenterne til de største byttedyr: Eksempel fra marint økosystem: alger → ciliater → vandlopper → fisk → sæler.

fødenet – beskrivelse af, hvem der spiser hvem i et økosystem. I sin simpleste form en fødekæde, men hyppigst et net, hvor flere grupper af organismer kan spise den samme føde.

G

græsning – når nogle organismer æder andre organismer. I plankton kaldes de organismer, der spiser, for græssere.

græsningstryk – fjernelse af planktonalgebiomasse pr. tidsenhed af græssere.

gårdbidrag – den del af landbrugets forurening, som skyldes udledninger, udslip eller tab fra gård eller stald (se også markbidrag).

H

habitatdirektivet – EU direktiv fra 1992 der forpligter EU's medlemsstater til at bevare naturtyper og arter, som er af betydning for EU.

haloklin – adskillelse af to vandlag grundet forskel i densitet som følge af forskellig saltholdighed.

HCB – pesticid, hexaklorbenzen, persistent og med mulighed for lufttransport.

HCBD – hexachlorbutadien.

HCH – pesticid, også kaldet lindan, hexaklorcyclohexan. Forbudt i Nordeuropa. Persistent og med mulighed for lufttransport.

hektar – er et flademål. En hektar er 10.000 kvadrater.

HELCOM – Helsinki Kommissionen, samarbejde om Østersøens havmiljø (www.helcom.fi).

hormonforstyrrelse – hormoner er stoffer i dyr og planter, der har en regulerende funktion. Ved hormonforstyrrelser ødelægges balancen mellem forskellige hormoner, og de processer de styrer, bringes ud af balance.

I

ICES – International Council for the Exploration of the Sea, fungerer som rådgiver for medlemsstaterne og indsamler data om havmiljøet.

iltoptag – når dyr og planter ånder, skal de optage ilt fra omgivelserne, enten fra luften eller vandet.

iltsvind – situationer, hvor iltkoncentrationen er meget lav. Hvornår koncentrationen af O₂ bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O₂ pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter som kraftigt iltsvind. Lave iltkoncentrationer opstår normalt kun i de bundnære vandlag. Det er derfor primært dyr og planter, der lever ved og i bunden, der er udsatte. Når koncentrationen falder under 4 mg O₂ pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter flygter de fleste fisk. Hvis det kraftige iltsvind fortsætter i længere tid, begynder bunddyrene at dø. Det er dog meget forskelligt, hvor følsomme dyrene er.

immunforsvar – er en samlet betegnelse for de forskellige stoffer og specialiserede celler, en organisme har til at beskytte sig mod infektioner fra mikroorganismer.

imposex – synlige kønsændringer i havsnegle, hvor hunnen udvikler hanlige køns karakterer som penis og sædleder i tillæg til hunnens normale køns karakterer. Skyldes hormonforstyrrelser pga. miljøgiften TBT.

indre danske farvande – de farvandsområder der mod nord afgrænses af Skagerrak og mod syd af hhv. det sydlige Øresund (ved Drogen Tærsklen) og Arkona Bassinet (ved Darss Tærsklen).

intern omsætning/tilførsel/transport/belastning – den omsætning, tilførsel eller transport, der foregår inden for et givent vandlag eller et givent geografisk område, fx en fjord.

intersex – synlige kønsændringer i alm. strandsnegl, hvor hunnens normale køns karakterer (pallial ovidukt) omdannes til hanlige karakterer som prostatakirtel. Skyldes hormonforstyrrelser pga. miljøgiften TBT.

ISI – intersex-indeks er et mål for, hvor fremskredent udviklingen af intersex er i alm. strandsnegl.

K

kiselalger – er mikroskopiske alger, der tilhører den taksonomiske gruppe Bacillariophyceae. Kiselalgerne er specielle ved at have to skaller af kisel, der passer sammen som æske og låg. Kiselalger kaldes også diatomeer.

klorofyl – kemisk forbindelse, som er nødvendig for fotosyntesen og derfor findes i alle autotrofe organismer. Det er klorofylet, der gør lysets energi brugbart for de kemiske processer. Klorofyl er et grønt pigment.

klorofyl a – et plantepigment (kemisk forbindelse), som er nødvendig for fotosyntese.

kloroplaster – organel hos fototrofe eukaryote organismer. Det indeholder fotosynteseapparatet med klorofyl og andre pigmenter.

konfidensinterval – den statistiske usikkerhed ved en talstørrelse. Stor usikkerhed medfører brede intervaller, og lille usikkerhed medfører smalle intervaller.

kongener – stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber.

korrelation – et mål mellem -1 og 1 for den lineære sammenhæng mellem to variable. Positive værdier angiver en positiv sammenhæng, og negative værdier angiver en negativ sammenhæng.

kvartil – en fjerdedel af et datasæt. For eksempel er den nedre kvartil den mindste observation, hvor alle de observationer der er mindre end den, udgør mindst en fjerdedel af datasættet.

kvælstof (N) – er et grundstof. Det kaldes også nitrogen. Omkring 80 % af atmosfæren består af kvælstof. Kvælstof er en væsentlig del af proteiner og er derfor livsnødvendig for alle levende organismer. Kvælstof indgår fx i nitrat og ammonium.

kvælstofdeposition – proces hvormed atmosfæriske kvælstofpartikler aflægges via nedbør eller vind i havet eller på land. Se også tørdeposition og våddeposition.

L

lagdeling – se skilleflade.

landovervågning – overvågning af næringsstofftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

lipid – se fedt.

M

makroalger – store alger, tang.

markbidrag – den del af landbrugets forurening, som skyldes aktiviteter på markerne (se også gårdbidrag).

matrice – noget der analyseres i typisk sediment, blåmuslingekød, fiskemuskel eller lever. Matricen kan enten være 'frisk', dvs. inklusive det naturlige vandindhold (VV-basis) eller tørret ved fjernelse af vandet ved tørring i ovn eller frysetørrer (TS-basis), eller eventuelt baseret på indholdet af fedt for dyr eller organisk kulstof for sediment.

medrivning – den blanding der sker på grænsen mellem to vandlag (springlaget), når de to vandlag strømmer i forskellig retning eller med forskellig hastighed.

metabolisme – stofskifte. Summen af alle kemiske processer der foregår i en organisme.

mg – forkortelse for milligram, dvs. 1/1.000 g.

mg/kg = mg kg⁻¹ – også kaldet ppm (parts per million) eller µg/g; angiver antallet af mg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, mg l⁻¹.

µg – forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.

µg/kg = µg kg⁻¹ – også kaldet ppb (parts per billion) eller ng/g; angiver antallet af µg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, µg l⁻¹.

ml – forkortelse for milliliter, dvs. 1/1.000 l.

µl – forkortelse for mikroliter, dvs. 1/1.000.000 l.

miljøfarlige stoffer – er stoffer, som er giftige for levende organismer. De fleste af stofferne er svære at nedbryde i miljøet. De miljøfarlige stoffer kaldes også miljøskadelige eller miljøfremmede stoffer.

miljøfremmede stoffer – anvendes om stoffer, der er industrielt produceret og som ikke forekommer naturligt i miljøet. Anvendes ofte som 'slang' for organiske forureninger, også PAH og dioxiner, der kan forekomme ved naturlige processer som fx skovbrande. Inkluderer IKKE metaller. Se også miljøfarlige stoffer.

miljøkvalitetskrav – konkrete miljøkrav for tilstanden i et vandområde opstillet af myndigheder. Typiske kvalitetskrav er koncentrationsgrænser for miljøfremmede stoffer i sediment eller organismer.

mixotrof – betegnelse for ernæring både ved fotosyntese og optagelse af andre organismer.

monitering – samlebetegnelse, der dækker over tilsyns- og overvågningsaktiviteter, se også 'tilsyn' og 'overvågning'.

N

N – se kvælstof.

Nationalt program for overvågning af vandmiljøet
– se NOVA-2003.

ng – forkortelse for nanogram, dvs. $1/1.000.000.000$ g (10^{-9} g).

ng/kg = ng kg⁻¹ – også kaldet ppt (parts per trillion) eller pg/g; angiver antallet af ng af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, ng l⁻¹.

nitrat (NO₃⁻) – er et vigtigt kvælstofholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af salpetersyre.

nl – forkortelse for nanoliter, dvs. $1/1.000.000.000$ l (10^{-9} l).

nonylphenol – vaskeaktivt stof, der kan holde det fangede snavs i vandfasen.

normalisator – en parameter, der kan anvendes til at forudsige det 'naturlige' indhold af analysanter.

normalisering – at omregne værdier mod en fysisk/kemisk størrelse, der kan anvendes som udtryk for et 'naturlig'/'normalt' niveau for udgangsstoffet.

NOVA-2003 – er en forkortelse af 'Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003'. NOVA-2003 afløser Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, se dette.

NPO – en betegnelse for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o).

næringssalte – se næringsstoffer.

næringsstoffer – er stoffer, som er nødvendige for, at levende organismer kan opretholde deres livsfunktioner. I miljøsammenhæng taler man oftest om planternes næringsstoffer. Her er kvælstof- og fosforforbindelser de vigtigste.

O

oligotrofiering – den modsatte proces af eutrofiering, dvs. at et miljø bliver mere næringsfattigt.

opportunistisk art – er en art, hvis levevis er tilpasset omskiftelige forhold med en hurtig vækst og en hurtig reproduktionsrespons.

OSPAR – Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde om Nordsøens havmiljø (www.ospar.org).

organisk – organiske forbindelser er forbindelser, der indeholder grundstoffet kulstof. Undtaget er dog karbonater og kulilte. Tidligere blev betegnelsen organisk stof anvendt om stof, som stammede fra levende væsner.

organisme – et levende væsen; det kan være et dyr eller en plante.

overvågning – en betegnelse for en samlet proces, der indbefatter prøvetagning (monitering) og vurdering (assessment) med det formål at kunne vurdere fx miljøtilstanden.

oxidativ nedbrydning – kemisk opdeling af sammensatte stoffer til deres bestanddele ved hjælp af en elektronoverførsel fra fx ilt og frigørelse af energi.

P

PAH – polycykliske aromatiske hydrocarboner er tjærestoffer fra bl.a. forbrændingsprocesser og olie-spild.

PCB – polychloreerede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendtes desuden tidligere i kondensatorer. Sammensætning af de enkelte PCB-forbindelser kaldes congen-mønster og kan afspejle forureningskilden.

P – se fosfor.

pelagisk – 'pelag' betyder det åbne hav. Dyr, der lever i de fri vandmasser og ikke kommer ned på bunden, lever pelagisk.

pg – forkortelse for pikogram, dvs. $1/1.000.000.000.000$ g (10^{-12} g).

pigmenter – farvestoffer. I organismer, der udfører fotosyntese, er det pigmenter, der fanger lysets energi. Pigmenterne giver planktonalgerne deres farve. Det vigtigste pigment er klorofyl.

pl – forkortelse for pikoliter, dvs. $1/1.000.000.000.000$ l (10^{-12} l).

plankton – de organismer, der svæver rundt i vandet i havet, søer eller vandløb. Plankton inddeles i planteplankton eller dyreplankton.

planktonalger – eller algeplankton er mikroskopiske og ofte encellede organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandets bevægelser. Planktonalger kaldes også for fytoplankton.

planteplankton – se planktonalger.

population – samling af organismer af samme art, som lever sammen.

primærproduktion – opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

punktkilder – en betegnelse, der her dækker over udledninger i et punkt. Kildetyperne omfatter renseanlæg, industrier, regnvandsoverløb, ferskvandsdambrug, udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt (havbrug og saltvandsdambrug).

R

redoksforhold – hvor iltet sedimentet er.

reduktionsmålsætning – målsætningerne i Vandmiljøplan I og II med hensyn til reduktion af udledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor betegnes 'reduktionsmålsætninger'.

repræsentative områder – NOVA 2003-terminologi, som dækker over 34 kystområder jævnt fordelt ud over de forskellige danske farvandsområder. Overvågningsaktiviteterne fokuserer først og fremmest på eutrofiering.

respiration – ånding.

resuspension – havbundens opblanding i vandet som følge af, at havbunden bliver rodet rundt af bølgepåvirkning eller en stærk vandstrøm hen over bunden.

S

salinitet – se saltholdighed.

saltholdighed – mængden af salte i vandet. Ofte angivet som gram salt pr. kilo vand = saltpromille (‰). I havvand er natriumklorid det salt, der findes i størst mængde og derfor også det salt, som stort set bestemmer saltholdigheden. Natriumklorid er også det vigtigste salt i køkkensalt.

sediment – havbundsmateriale dannet ved sedimentation, dvs. mere eller mindre permanent aflejring af materiale, som er faldet ned på havbunden.

signifikans – er et udtryk for graden af væsentlighed i en sammenhæng. Signifikans for en sammenhæng udtrykkes ved, at sandsynligheden for ingen sammenhæng er meget lille (oftest < 5 %).

sigtdybde – mål for vandets klarhed.

skilleflade – eller springlag – er en vandret grænse mellem to vandmasser med forskellig vægtfylde. Skillefladen dannes typisk på grund af forskelle i temperatur eller saltholdighed.

SMHI – Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut.

springlag – se skilleflade.

standard error (eller spredning på dansk) – et mål for variationen på en stokastisk variabel, som estimeres ved standardafvigelsen. Spredning og standardafvigelse forveksles ofte i den videnskabelige litteratur. Betegnelsen spredning forudsætter implicit en modelantagelse for data.

stofskifte – de kemiske og fysiske processer i et levende væsen, som skaffer energi til omsætning og vedligeholdelse af celler og væv.

T

TBT – tributyltin er et biocid, der er blevet tilsat skibsmalinger for at forhindre begroning på skibe.

termoklin – adskillelse af to vandlag grundet forskel i densitet som følge af forskellig temperatur.

tilsyn – den overvågning, som kommuner og staten udfører i medfør af Miljøbeskyttelsesloven eller Planloven.

TN – total kvælstof, som indbefatter DIN og organisk bundet kvælstof.

total oplukning – en oplukningsmetode, der inkluderer flussyre for at destruere silikater inden metalanalyse.

TP – total fosfor, der indbefatter DIP og organisk bundet fosfor.

TS – tørstofbasis; angiver også indholdet af tørstof; fx 15 % TS for muslingekød viser, at der er 85 % vand og 15 % tilbage, når vandet er fjernet.

tungmetaller – er alle de metaller, som er tungere end jern, dvs. at de har en større vægtfylde. Tungmetaller er fx kobber (Cu), bly (Pb), cadmium (Cd) eller kviksølv (Hg). Bruges ofte som 'slang' for giftige metaller, dvs. letmetallet zink (Zn) og metalloider (halvmetaller) som arsen (As).

tærskelfjord – fjord som er forholdsvis lavvandet ved udmundingen til havet. Udmundingen danner derfor en slags tærskel til et dybere bassin længere inde i fjorden. En tærskelfjord kan lettere blive udsat for iltsvind, da tærsklen medfører en reduceret udskiftning af bundvandet i fjorden.

tørdeposition – nedfald af stof fra atmosfæren i tørvejr (se også våddeposition).

U

uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

US-EPA – United States Environmental Protection Agency – den amerikanske miljøstyrelse. Står bag udviklingen af ERL-vurderingskriterier.

V

vandlopper – er små krebsdyr, typisk 0,5-4 mm lange, der lever i de frie vandmasser, på bunden eller som parasitter. Deres navn skyldes, at de ofte svømmer i små hop ved at bevæge deres lange antenner. Vandlopper kaldes også copepoder.

Vandmiljøplan I – plan vedtaget af Folketinget i 1987 med formålet at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor med hhv. 50 og 80 %.

Vandmiljøplan II – opfølgning på Vandmiljøplan I med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer.

Vandmiljøplan III – opfølgning på Vandmiljøplan I og II med fokus på fosfor fra dyrkede arealer. Landbrugets fosforoverskud skal halveres og kvælstofudvaskningen reduceres med yderligere 13 % frem til 2015.

Vandmiljøplanens overvågningsprogram – ved Vandmiljøplan I's vedtagelse i 1987 blev der etableret et landsdækkende overvågningsprogram. Programmet blev i 1998 afløst af det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 (se under NOVA-2003).

VDSI – Vas deferens sekvens indeks er et mål for, hvor fremskredent udviklingen af imposex er i konksnegle. Vas deferens betyder sædleder.

VV – vådvægtsbasis.

våddeposition – nedfald af stof fra atmosfæren i regnvejr (se også tørdeposition).

Z

zooplankton – se dyreplankton.

Å

ålegræs (*Zostera marina*) – en blomsterplante, som lever under vandet langs hovedparten af de danske kyster.

18 Referencer

- Andersen J.H., Knudsen S.W., Murray C., Carl H., Møller P.R. & Hesselsoe M. (2020): Ikke-hjemmehørende arter i marine områder. NIVA Danmark rapport. 42 s.
- Barnes M.K., Tilstone G.H., Smyth, T.J., Widdicombe, C.E. Gloël, J. Robinson, C. Kaiser, J. Suggett. D. J (2015) Drivers and effects of *Karenia mikimotoi* blooms in the western English Channel. *Progress in oceanography* 137: 456-469.
- Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfeil, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F. & Wiese, J. 2008: The genus *Laminaria sensu lato*: recent insights and developments. - *European Journal of Phycology* 43(1): 1-86.
- Beca-Carretero, P., Olesen, B., Marbà, N., & Krause-Jensen, D. (2018). Response to experimental warming in northern eelgrass populations: comparison across a range of temperature adaptations. *Marine Ecology Progress Series*, 589, 59-72
- Bendtsen, J., Gustafson, K., Söderkvist, J. and Hansen, J.L.S. (2009) Ventilation of bottom water in the North Sea – Baltic Sea transition zone *Journal of Marine systems* 75 (1-2)138-149
- Bendtsen, J. & Hansen, J.L.S. (2013) A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea-Baltic Sea transition zone. *Ecological modelling* 267: 54-65
- Bendtsen, J. & Hansen, J.L.S. (2013) Effects of global warming on hypoxia in the Baltic Sea – North Sea transition zone. *Ecological modelling* 264: 17-26
- Bjørnsen, P.K. og Nielsen T.G. (1991) Decimeter scale heterogeneity in the plankton during a pycnocline bloom of *Gyrodinium aureolum*. *Marine ecology progress series* 73: 263-267.
- Bodewes, R., Bestebroer, T.M., van der Vries, E., Verhagen, J.H., Herfst, S., Koopmans, M.P., Fouchier, R.A.M., Pfankuche, V. M., Wohlsein, P., Siebert, U., Baumgärtner, W. & Osterhaus, A.D.M.E. 2015: Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. - *Emerging Infectious Diseases* 21: 4. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675>.
- Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. - *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.
- Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodriguez, J.G. & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. - *Marine Pollution Bulletin* 55: 42-52.

Borja A., Marin S.L., Muxika I., Pino L. & Rodriguez J.G. 2015: Is there a possibility of ranking benthic quality indices to select the most responsive to different human pressures. – *Marine Pollution Bulletin* 97: 85-94.

Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2017: Ålegræs og anden vegetation på kystnær blødbund. Teknisk anvisning nr. M18 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 28 s.

Cappelen, J. (red.) 2019: Danmarks klima 2018. DMI rapport 19-01. Danmarks Meteorologiske Institut.

https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2019/DMI-Rap19-01.pdf.

Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. – *Journal of Geophysical Research* 115: G03011. doi 10.1029/2009JG001103.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 2008: Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. – NERI Technical Report No. 683.

Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J. 2014a: Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 5628-5633.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Josefson, A. 2014b: Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. – Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93.

Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 526.

Dahl, K. & Carstensen, J. 2008: Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 25 pp. – NERI Technical Report No. 663.

Dahl, K., Göke, C., Lundsteen, S., Carstensen, J., Al-Hamdani, Z., Leth, J.O., Havesteen, C.W. & von Qualen, S. 2011: Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. 54 pp. – BaltSeaPlan Report, no. 27.
<http://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed>.

Dahl, K., Andersen, H.B., Norden, O. G., Göke, C., Tonetta, D. 2020: Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. 180 udg. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 2020. 60 s.

de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà N., Duarte, C. M., van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Janowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G., Ruiz, J.M., Cabaço, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Moy, F.E., Muñoz-Ramos Trayer, G., Seglar Arañó, X., de Jong, D.J., Fernández-Torquemada, Y., Auby, I., Vergara, J.J. & Santos, R. 2019: Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. – *Nature Communications* 10: 3356.

<https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>.

DHI (2017). MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM. Hydrodynamic and Transport Module. Scientific documentation. http://manuals.mikepowered-bydhi.help/2017/Coast_and_Sea/MIKE_321_FM_Scientific_Doc.pdf

Dietz, R., Teilmann, J., Damsgaard Henriksen, O. & Laidre, K. 2003: Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute. – NERI Technical Report 429. 44 pp.

Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F.F., Schack, H., Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. 2015: Marine mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 pp.

Doney, S.C. 2010: The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. – *Science* 328: 1512-1516.

Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T.S., Olsen, Y.S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J.A. & McCulloch, M. 2013: Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding the drivers and impacts of pH variability in the coastal ocean. – *Estuaries and Coasts* 36: 221-236.

Duarte, C. M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G. L., Castilla, J. C., Gattuso, J. P., ... & Lotze, H. K. (2020). Rebuilding marine life. *Nature*, 580(7801), 39-51.

Eigaard O.R., Bastardie F., Hinzen N.T., Buhl-Mortensen L., Mortensen P.B., Catarino R. et al. 2017: The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. – *ICES Journal of Marine Science* 74: 847-865. doi: 10.1093/icesjms/fsw194.

Erftemeijer, P.L.A. & Lewis, R.R.R. 2006: Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52(12): 1553-1572. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.09.006.

Erichsen, A.C., Closter, R.M., Hansen, J.W., Carstensen, J., Timmermann K., Christensen J.H., Tornbjerg, H. 2019. Modelanalyser og hydrografisk rapportering. Afsluttende rapport. DHI. 59 p.

EU 2006: KOMMISSIONENS FORORDNING (EF) Nr. 1881/2006 af 19. december 2006 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenende stoffer i fødevarer, L 364 Den Europæiske Unions Tidende, 20.12.2006.

EU 2008: DIRECTIVE 2008/105/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC,

86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.

EU 2011: KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) Nr. 1259/2011 af 2. december 2011 om ændring af forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdier for dioxiner, dioxinlignende PCB'er og ikke-dioxinlignende PCB'er i fødevarer. L 320/18 Den Europæiske Unions Tidende 3.12.2011.

EU 2013: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. Den Europæiske Unions Tidende L 226/1, 23.8.2013.

EU 2014: COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring (the Implementation of EQS_{biota}) under the Water Framework Directive. - Technical Report - 2014 - 083.

Faxneld, S., Danielsson, S. & Nyberg, E. 2014: Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. - Report no. 9. Swedish Museum of Natural History, Department of Environmental Research and Monitoring. 33 pp. <http://nrm.diva-portal.org/smash/get/diva2:767385/FULLTEXT01.pdf>.

Feld L, Metcalfe RA & Strand J. 2019. Mængder, sammensætning og trends i udviklingen af marint affald på danske referencestrande. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport nr. 359 <http://dce2.au.dk/pub/SR359.pdf>

Feld L. og Strand, J. 2020. Plastikfragmenters betydning for opgørelser af kildefordelingen af marint affald. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. - Notat nr. 2020|14 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_14.pdf

Fietz, K., Galatius, A., Frie, A.K., Teilmann, J., Dietz, R., Jensen, L.F., Graves, J.A., Hall, A., McConnell, B., Gilbert, M.T.P. & Olsen, M.T. 2016: Fall and rise of grey seal (*Halichoerus grypus*) populations in northern Europe - genetic and demographic consequences of local extinctions and re-colonizations. - Molecular Ecology 25 (17): 4097-4112.

Fossing, H. & Hansen, J.W. 2018: Vandkemi. Teknisk anvisning nr. M02 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 15 s.

Foverskov, S., Strand, J., Jacobsen, J.A., Riemann, B., Pritzl, G., Nielsen, P.Ø. & Aagaard, A. 1999: Bundmaling til skibe - et miljøproblem. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 30/1999. 48 s.

Galatius, A., Kyhn, L.A. & van Beest, F. 2018: Spæktykkelse som indikator for tilstand hos danske havpattedyr. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 269. <https://dce2.au.dk/pub/SR269.pdf>.

Griffiths, E.T. and Tougaard, J. (2020). Continuous underwater noise in Danish Waters 2019. Marine strategy framework directive criterion D11C2 and

HELCOM pre-core indicator low-frequency continuous noise. DCE teknisk rapport under udarbejdelse.

Hammer, K.J., Borum, J., Hasler-Sheetal, H., Shields, E.C., Sand-Jensen, K. & Moore, K.A. 2018: High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. - Marine Ecology Progress Series 604: 121-132.

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C.G.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O. & Vázquez, J.A. 2013: Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. - Biological Conservation 164: 107-122.

Hansen, J.L.S. 2018: Notat om usikkerheder og fejlkilder ved anvendelsen af DKI på bundfaunadata fra forskellige prøvetagningsdesign. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 10 s.

Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. (2013) Parameterisation of oxygen dynamics in the bottom water of the Baltic Sea- North Sea transition zone. Marine Ecology Progress Series 481: 25-39

Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. (2014) Seasonal bottom water respiration in the North Sea – Baltic Sea transition zone: rates, temperature sensitivity and sources of organic material. Marine Ecology Progress series 499: 19-34

Hansen, J.L.S & Josefson, A. 2005: Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande. - I: Ærtebjerg m.fl. 2005: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 551, s. 57-62.

Hansen, J.L.S & Josefson, A.B. 2019: Blødbundsfauna. Teknisk anvisning nr. M19, ver., 2 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 13 s.

Hansen, J.L.S., Dinesen, G., Bastardie, F. & Eigaard, O.R. 2016: Notat om effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hansen, J.L.S. & Blomqvist, M. 2018: Effekt af bundtrawling på bundfaunasamfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 256. <http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>.

Hansen, J.W. (red.) 2012: Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.

Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 253. <http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>.

Hansen, J.W. (red.) 2019: Marine områder 2017: NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 308. <http://dce2.au.dk/pub/SR308.pdf>.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2019A: Iltsvind i danske farvande i juli-august 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 21 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2019B: Iltsvind i danske farvande i august-september 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 19 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2019C: Iltsvind i danske farvande i september-oktober 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2019D: Iltsvind i danske farvande i oktober-november 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 16 s.

Härkönen, T., Hårding, K.C. & Lunneryd S.G. 1999: Age- and sex-specific behaviour in harbour seals *Phoca vitulina* leads to biased estimates of vital population parameters. - Journal of Applied Ecology 36 (5): 825-841.

Härkönen, T., Harding, K.C. & Heide-Jørgensen, M.-P. 2002: Rates of increase in age-structured populations: A lesson from the European harbour seals. - Canadian Journal of Zoology 80(9): 1498-1510.

Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S.J., Jepson, P.D., Rasmussen, T.D. & Thompson, P. 2006: A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. - Diseases of Aquatic Organisms 68: 115-130.

Härkönen, T., Harding, K., Rasmussen, T.D., Teilmann, J. & Dietz, R. 2007a: Age- and Sex-specific Mortality Patterns in an Emerging Wildlife Epidemic: the Phocine Distemper in European Harbour Seals. - PLoS ONE 9: 1-4.

Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007b: Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. -NAMMCO Scientific Publications 6: 57-68.

Härkönen, T., Bäcklin, B.M., Barrett, T., Bergman, A., Corteyn, M., Dietz, R., Harding, K.C., Malmsten, J., Roos, A. & Teilmann, J. 2008: Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. - Veterinary Record 162: 155-156.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & van de Bund, W. 2010: The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future - Science of the Total Environment 408(19): 4007-4019.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>.

Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2014: Makroalger på kystnær hårbund. Teknisk anvisning nr. M12 fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 27 s.

Høgslund, S. 2020. Overvågning af marine sedimenter 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 7 s. Notat nr. 2020 | 18 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_18.pdf

ICES 2012: Davies, I. M., & Vethaak, D. 2012. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES cooperative research report Nr. 315.

ICES 2016: Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC), 1-5 February 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM: 27. s. 82.

Jakobsen, H.H. & Fossing, H. 2015: Fytoplankton. Teknisk anvisning nr. M09 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 29 s.

Jensen, L.F., Galatius, A. & Teilmann, J. 2015: First record of a new born grey seal pup (*Halichoerus grypus*) in the Danish Wadden Sea since the 16th century. - Marine Biodiversity Records 8: e131.

Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2004: Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. - Global Ecology and Biogeography 13: 273-288.

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. - Marine Pollution Bulletin 58: 1263-1277.

Kaas, H. & Markager S. (red.) 1998: Teknisk anvisning for marin overvågning. Danmarks miljøundersøgelser.

Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 27/1999. 64 s.

Krause-Jensen, D., Duarte, C.M., Sand-Jensen, K., Carstensen, C. Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. 2020. Global Change Biology doi.org/10.1111/gcb.15440

Krause-Jensen, D., Greve, T.M. & Nielsen, K. 2005: Eelgrass as a bioindicator under the European Water Framework Directive. - Water Resources Management 19: 63-75.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Dahl, K. 2007: Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. - Marine Pollution Bulletin 55: 114-125.

Krog, J.S., Hansen, M.S., Holm, E., Hjulsager, C.K., Chriél, M., Pedersen, K., Andresen, L.O., Abildstrøm, M., Jensen, T.H. & Larsen, L. E. 2015: Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. - Emerging Infectious Diseases 21: 4. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141484>.

- Kyhn, L.A. & Galatius, A. 2018: Spæklagets tykkelse hos danske marsvin og sæler. Teknisk anvisning nr. M31 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 40 s.
https://pure.au.dk/portal/files/131307790/TA_M31_Sp_klagets_tykkelse_hos_danske_marsvin_og_s_ler_ver1.pdf.
- Larsen, M.M. 2017a: Miljøfarlige stoffer i muslinger. Teknisk anvisning M22, version 2, fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 13 s.
- Larsen, M.M. 2017b: Miljøfarlige stoffer i sediment. Teknisk anvisning M24, version 2, fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 13.
- 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 nr. 144.
<http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf>.
- Larsen, M.M. & Strand, J. 2017: Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk anvisning M25, version 2, fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 16 s.
- Larsen, M.M. & Strand, J. 2018: Værktøj til håndtering og behandling af data for miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Teknisk rapport nr. 127.
<http://dce2.au.dk/pub/TR127.pdf>.
- Lefcheck, J.S., Orth, R.J., Dennison, W.C., Wilcox, D.J., Murphy, R.R., Keisman, J. et al. 2018: Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 3658-3662.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115>.
- Little, C. & Kitching, J.A. 1996: *The biology of rocky shores*. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.
- Lundsteen, S. & Dahl, K. 2016: Fauna på kystnær hårbund. Teknisk anvisning nr. M17 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 23 s.
- Markager, S., Vincent W. & Tang E.Y. 1999: Carbon fixation by phytoplankton in high Arctic lakes: Implications of low temperature for photosynthesis. – *Limnology and Oceanography* 44: 597-607.
- Markager, S. & Fossing, H. 2014: Klorofyl *a* koncentration. Teknisk anvisning nr. M07, ver. 2, fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.
- Markager, S. & Fossing, H. 2015: Primærproduktion. Teknisk anvisning nr. M08, ver. 2, fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.
- McCrackin, M.L., Jones, H.P., Jones, P.C. & Moreno-Mateos, D. 2017: Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. – *Limnology and Oceanography* 62: 507-518.

Miljø- og Fødevarerministeriet 2017: BEK nr 1625 af 19/12/2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (erstatte BEK 439 fra 2016).

Miljøstyrelsen 1984: NPO-redegørelsen.

Miljøstyrelsen 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, 64 s.

Miljøstyrelsen 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2/1993, 168 s.

Miljøstyrelsen 2000: NOVA. Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. - Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/2000, 397 s.

Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W. 2005: The suitability of marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. - *Ecological indicators* 5: 19-31.

Müller, J.D., Schneider, B., Reher, G. (2016) Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO₂-induced acidification. *Limnology & Oceanography* 61: 1984-2002. <https://doi.org/10.1002/lno.10349>

Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 28/1999. 64 s.

Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegmund, H. R. 2014: Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbor seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. - *Molecular Ecology* 23: 815-831.

OSPAR 2005: 2005 Assessment of data collected under the Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP). OSPAR Commission. - Assessment and Monitoring Series, Publication Number 2005/235, 115 pp. <http://www.ospar.org/documents?v=7017>.

OSPAR 2009: CEMP assessment report: 2008/2009. Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota. Monitoring and Assessment Series, Publication Number 390/2009, 78 pp. http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_2009_CEMP_assessment_report.pdf.

OSPAR 2013: Background document and technical annexes for biological effects monitoring, Update 2013. OSPAR Commission. Monitoring and Assessment Series. Publication Number 589/2013.

Pastor, A. Mariani, P., Erichsen, A.C., Hansen, F.T. and Hansen J.L.S. (2018) Modeling dispersal and spatial connectivity of macro-invertebrates in Danish waters: an ABM approach. *Regional studies in Marine Science* 20: 0-14

Pedersen, M.F. & Borum, J. 1997: Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. - *Marine Ecology Progress Series* 161: 155-163.

Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K., Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield, P.J., Bruhn, A., Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özaydinli, M., Chušev, R., Muxika, I., Nygård, H., Papadopoulou, N., Pantazi, M. & Krause-Jensen, D. 2016: An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental Status. – *Frontiers in Marine Science* 3: 73. doi: 10.3389/fmars.2016.00073.

Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen, H.H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmermann, K., Windolf, J. & Andersen, J.H. 2016: Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. – *Estuaries and Coast* 39: 82-97. doi 10.1007/s12237-015-9980-0.

Ries, E.H., Hiby, L.R. & Reijnders, P.J.H. 1998: Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. – *Journal of Applied Ecology* 35: 332-339.

Rubek, F., Scharling, M., Cappelen, J. (2020) Danmarks klima 2019. DMI rapport 20-01. Danmarks Meteorologi-ske Institut.

Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltsvindsmode. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.

Sand-Jensen, K. & Borum, J. 1991: Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. – *Aquatic Botany* 41: 137-175.

Sherwood, E.T., Greening, H.S., Johansson, J.R., Kaufman, K. & Raulerson, G.E. 2017: Tampa Bay (Florida, USA): Documenting seagrass recovery since the 1980's and reviewing the benefits. – *Southeastern Geographer* 57: 294-319.

Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C. & Bartolino, V. 2018: Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. – *Marine Ecology Progress Series* 586: 41-55. doi: 10.3354/meps12434.

Strand, J. 2013. Biologisk effektmonitoring i fisk. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. (Teknisk anvisning fra Det Marine Fagdatacenter, DCE; Nr. M26 ver.1).

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L. A., Koblit, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M. H. S., Andersen, L. W., & Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3, 839-850. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002>

Sveegaard, S. 2020. Notat om resultater fra udlægning af akustiske lyttestationer for marsvin omkring Bornholm som supplerende overvågning af marsvin under Havstrategidirektivet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 8 s. – Notat nr. 2020 | 5

Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NO-VANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 508.

- Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. - ICES Journal of Marine Science 57 (3): 579-589.
- Teilmann, J., Riget, F. & Härkönen, T. 2010: Optimising survey design for Scandinavian harbour seals: Population trend as an ecological quality element. - ICES Journal of Marine Science 67: 952-958.
- Thodsen m. fl. 2019: Vandløb 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 353. <http://dce2.au.dk/pub/SR353>.
- Thodsen, H., Tornbjerg, H & Larsen, S.E. 2020. Udvikling i afstrømningsnormaliseret total-kvælstof transport fra målt opland mellem 2018 og 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Rådgivningsnotat nr. 64, 6 s.
- Timmermann, K., Markager, S. & Gustafsson, K. 2010: Streams or Open Sea? Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a coupled 3D hydrodynamic-ecological model. Journal of Marine Systems 82: 111-121.
- Timmermann, K., Christensen, J., Murray, C. & Markager, S. 2015: Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – del 3. Statistiske modeller og metoder til bestemmelse af indsatsbehov. - Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.
- Tougaard, J. (2020). Impulsive noise sources. Activities in the Danish EEZ reported for 2017 to the ICES impulsive noise register. DCE teknisk rapport under udarbejdelse.
- van Loon, W.M.G.M., Walvoort, D.J.J., van Hoey, G., Vina-Herbon, C., Blandon, A., Pesch, R., Schmitt, P., Scholle, P., Heyer, K., Lavaleye, M., Phillips, G., Duineveld, G.C.A. & Blomqvist, M. 2018: A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. - Ecological Indicators 89: 667-679.
- Vang, T. & Hansen, J.W. 2015: Ilt i vandsøjlen. Teknisk anvisning nr. M04 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.
- Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., Teilmann, J. 2014: Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. Marine Biology. 161:745-754. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2374-6>.
- van Bavel B., Lusher A.L., Jaccard P.F., Pakhomova S., Singdahl-Larsen S., 2020. Monitoring of microplastics in Danish marine waters using the Oslo-Kiel ferry as a ship-of-opportunity. Report from NIVA Denmark REPORT S.NO.7524-2020. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2678966/7524-2020_trykk.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- Van Franeker, J.A., Kühn, S., Pedersen, J. & Hansen, P.L. 2018: Fulmar Litter EcoQO monitoring in Denmark 2002-2017. Report for the Danish Environmental Protection Agency. Wageningen Marine Research Den Helder, the Netherlands. 25 pp.
- WHO 2005: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. – Toxicological Sciences 2006, 93(2): 223-241.

Bilag 1 – Beregning af årsmidler og måneds- midler

Jacob Carstensen

Næringsstoffkoncentrationer, klorofyl og sigtdybde

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringsstoffer blev analyseret ved hjælp af en tresidet variansanalyse. Alle koncentrationer er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

- Stations-, måneds- og årsvariation (tre faktorer) forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringsstoffer, klorofyl og sigtdybde, hvilket betyder, at sæsonvariationen skalerer med år til år variationen og stationer. Dette har erfaringsmæssigt vist sig at være en bedre beskrivelse end additive effekter. Ved logaritmisk transformation kan multiplikative effekter analyseres med en additiv model.
- Store koncentrationer har større variationer end små koncentrationer. Ved logaritmisk transformering opnås varianshomogenitet.
- Residualerne fra en variansanalyse uden transformation vil have en højreskæv fordeling. Ved logaritmisk transformation bliver residualerne fra variansanalysen tilnærmelsesvis normalfordelte.

De logaritmisk transformerede koncentrationer deles op i variationer, som kan tilskrives stationsafhængighed (STATION), sæsonvariation (MÅNED) og år til år variation (ÅR). Der er kun medtaget hovedeffekter i modellen, dvs. ingen krydseffekter.

$$\log(C) = \text{STATION}_i + \text{ÅR}_j + \text{MÅNED}_k + e_{ijk},$$

hvor $e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$

Hovedeffekterne, som estimeres ved hjælp af modellen, har følgende fortolkning:

- STATION_i er middelniveauet for de enkelte stationer, når der er taget højde for år til år variationen og sæsonvariationen.
- ÅR_j er middelniveauet for de enkelte år, som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNED_k er middelniveauet for årets 12 måneder, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og år til år variationen.

Hovedvariationerne er signifikante for alle næringsstoffer og klorofyl. Residualerne fra variansanalysen er dernæst afbildet i histogrammet, hvilket har vist, at residualerne tilnærmelsesvist er normalfordelte.

Efterfølgende er de estimerede hovedeffekter transformeret tilbage vha. exponential funktionen. Hvis α er middelværdien og β er spredningen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver den geometriske middelværdi μ for de utransformerede data:

$$\mu = \exp(\alpha)$$

Et approksimativt 95 % konfidensinterval for den geometriske middelværdi fås som:

$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta); \exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for log(DIN) i bundvandet i 2015 var normalfordelt $N(4,14;0,0442)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er $62,79 \mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95 % konfidensinterval på $[57,45;68,63]$.

Bilag 2 - Dataanalyser – bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Inddeling af ålegræs- og makroalgetransekter i områder og farvandstyper

Ålegræs- og makroalgetransekterne inddeles i fire farvandstyper. For ålegræs i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', og for makroalger i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er lavet ud fra det hydrologiske referencesystem. Mange af områderne indgår i flere farvandstyper, hvilket skyldes, at inddelingen er baseret på de enkelte transekter.

Ålegræstransekter

Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for Mors
Endelave	Bøgestrømmen	Dybsø Fjord	Limfjorden syd for Mors
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav	Flensborg Fjord	Lovns Bredning
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Genner Fjord	Løgstør Bredning
Grenå Kyst	Guldborgsund	Guldborgsund	Nibe-Gjøl Bredning
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Haderslev Fjord	Nissum Bredning
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Helnæs Bugt	Risgård Bredning
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde Bugt	Holbæk Fjord	Skive Fjord
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Holckenhavn Fjord	
Kattegat centralt	Lunkebugten	Horsens Fjord	
Kattegat nord	Mariager Fjord	Isefjord Inderbredning	
Kattegat syd	Nakskov Fjord	Karrebæk Fjord	
Køge Bugt	Nyborg Fjord	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	
Lillebælt nord	Odense Fjord	Knebel Vig	
Lillebælt centralt	Roskilde Fjord	Kolding Fjord	
Lillebælt syd	Stavns Fjord	Korsør Nor	
Læsø	Storstrømmen	Lammefjord	
Musholm Bugt	Thurø	Lillestrand	
Nivå Bugt	Vejle Fjord	Lindelse Nor	
Nord for Sjælland	Isefjord yderbredning	Mariager Fjord	
Samsø vest		Nakkebølle Fjord	
Sejerø Bugt		Odense Fjord	
Skagerrak		Præstø Fjord	
Smålandsfarvandet		Randers Fjord	
Storebælt nord		Ringkøbing Fjord	
Storebælt syd		Roskilde Fjord	
Øresund		Tempelkrog	
Øresund nord (tragten)		Vadehavet	
Ålbæk Bugt		Vejle Fjord	

Makroalgetransekter

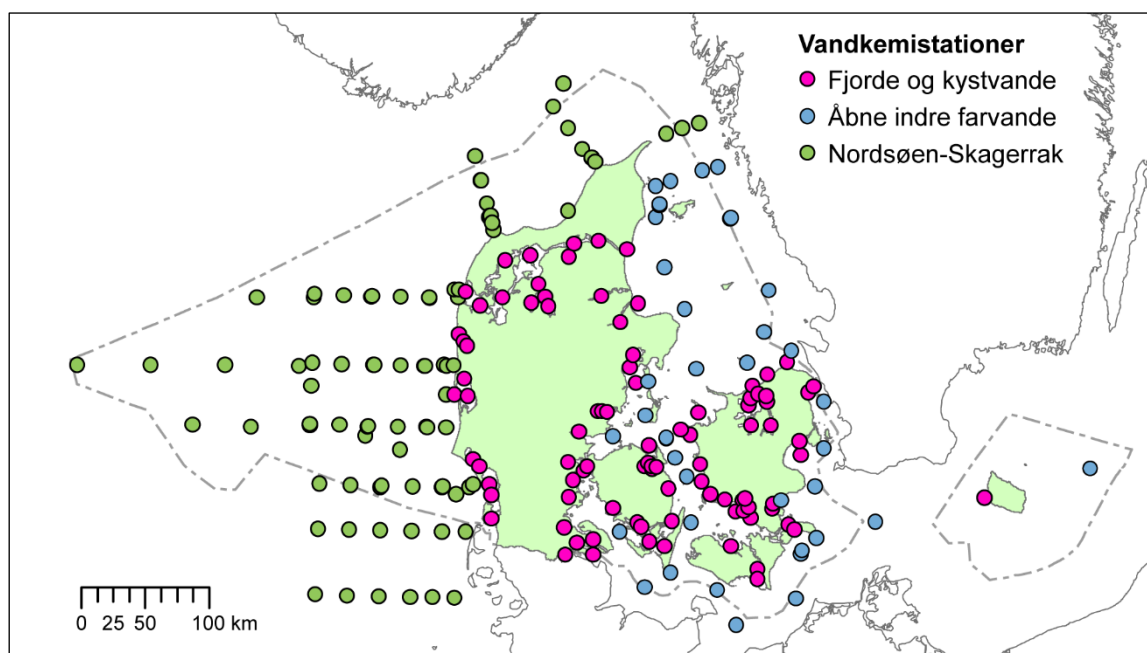
Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden	Åbne farvande (stenrev)
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord	Arkona
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak	Kattegat centralt
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for Mors	Kattegat nord
Endelave	Bøgestrømmen	Flensborg Fjord	Limfjorden syd for Mors	Kattegat syd
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav	Genner Fjord	Lovns Bredning	Lillebælt centralt
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Haderslev Fjord	Løgstør Bredning	Lillebælt syd
Grenå Kyst	Guldborgsund	Helnæs Bugt	Nissum Bredning	Skagerrak
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Holbæk Fjord	Risgårde Bredning	Smålandsfarvandet
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Holckenhavn Fjord	Skive Fjord	Storebælt nord
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde Bugt	Horsens Fjord		Storebælt syd
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Isefjord Inderbredning		
Kattegat centralt	Lunkebugten	Karrebæk Fjord		
Kattegat nord	Nakskov Fjord	Kertinge Nor/Kerteminde		
Kattegat syd	Odense Fjord	Fjord		
Køge Bugt	Roskilde Fjord	Knebel Vig		
Lillebælt nord	Stavns Fjord	Kolding Fjord		
Lillebælt centralt	Vejle Fjord	Lillestrand		
Lillebælt syd	Isefjord yderbredning	Lindelse Nor		
Læsø		Mariager Fjord		
Musholm Bugt		Nakkebølle Fjord		
Nivå Bugt		Odense Fjord		
Nord for Sjælland		Præstø Fjord		
Samsø vest		Randers Fjord		
Sejerø Bugt		Ringkøbing Fjord		
Skagerrak		Roskilde Fjord		
Smålandsfarvandet		Vadehavet		
Storebælt nord		Vejle Fjord		
Storebælt syd				
Øresund				
Øresund nord (tragten)				
Ålbæk Bugt				

Bilag 3 - Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

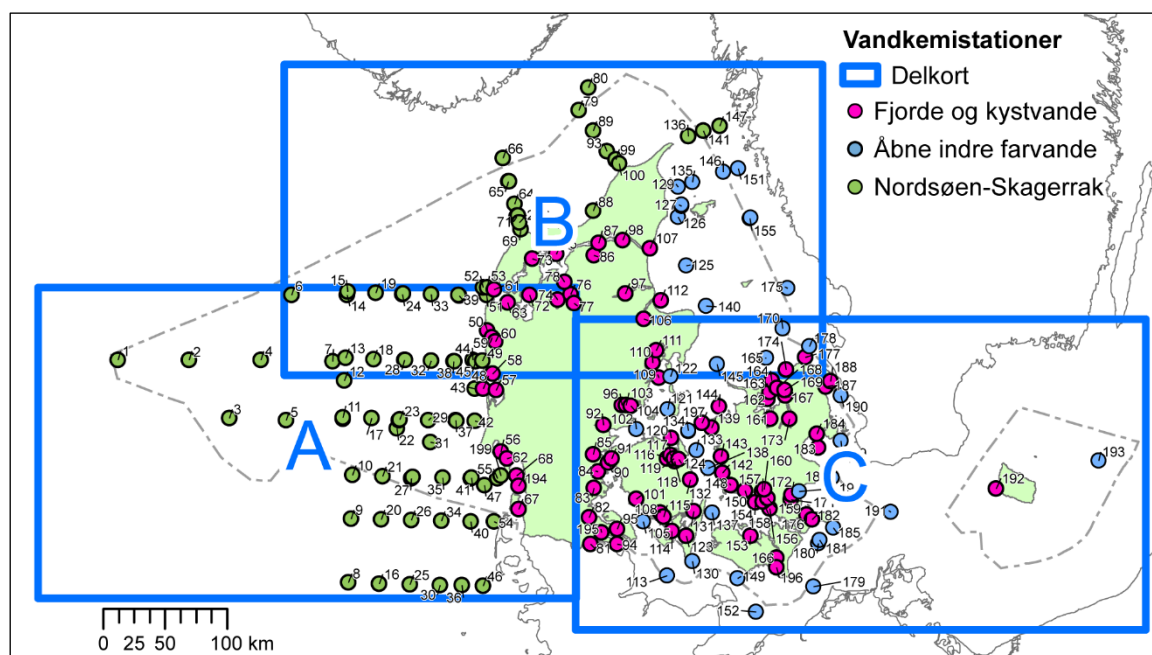
Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würigler Hansen

Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

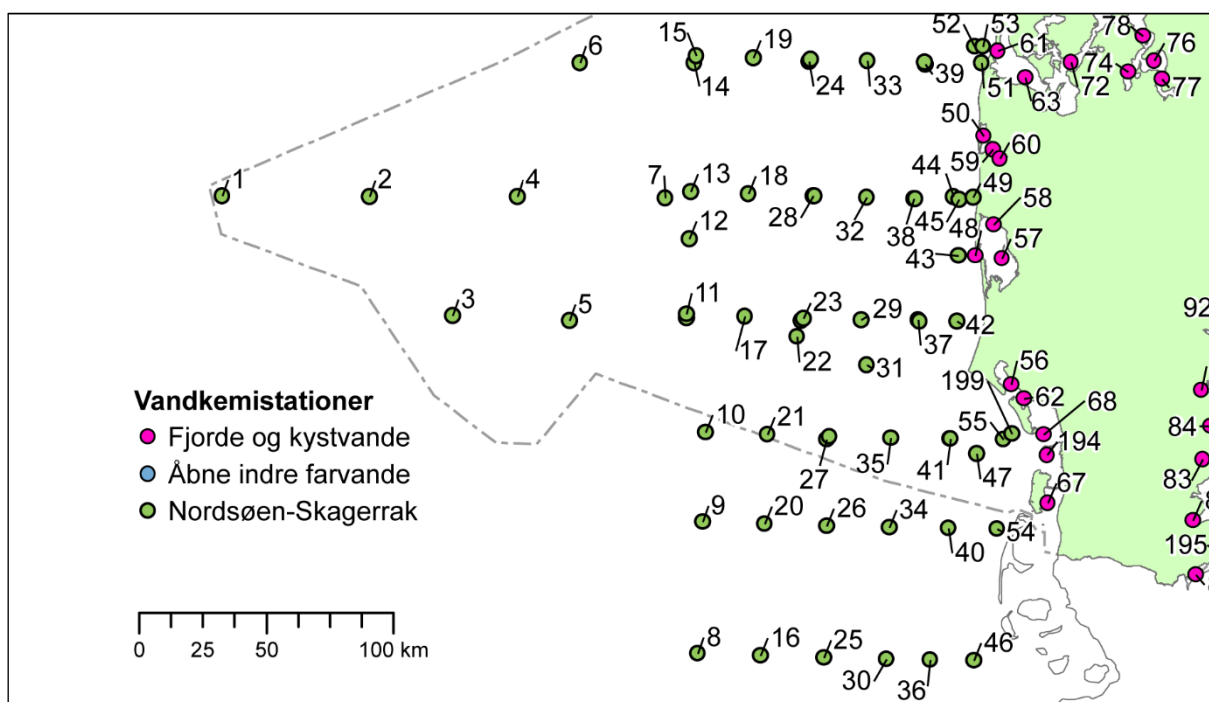
Vandkemistationerne i kapitlerne om klima og næringsstoffer er inddelt i de tre farvandstyper 'Fjorde og kystvande', 'Åbne indre farvande' og 'Nordsøen-Skagerrak'. Denne opdeling er foretaget, fordi de tre farvandstyper adskiller sig en del fra hinanden og derfor i en vis udstrækning kan have en forskellig tidslig udvikling, som tydeligøres ved opdelingen og giver grundlag for en diskussion af forskellen mellem områderne. Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet er i gang med at gennemgå stationsgrundlaget for dette bilag.



Figur B3.1. Opdeling af vandkemistationer i farvandstyper.



Figur B3.2. Afgrænsning af kortudsnit med opdeling af vandkemistationer i farvandstyper og med angivelse af stationsnumre.



Figur B3.3. Vandkemistationer i det vestlige Danmark (kortudsnit A) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

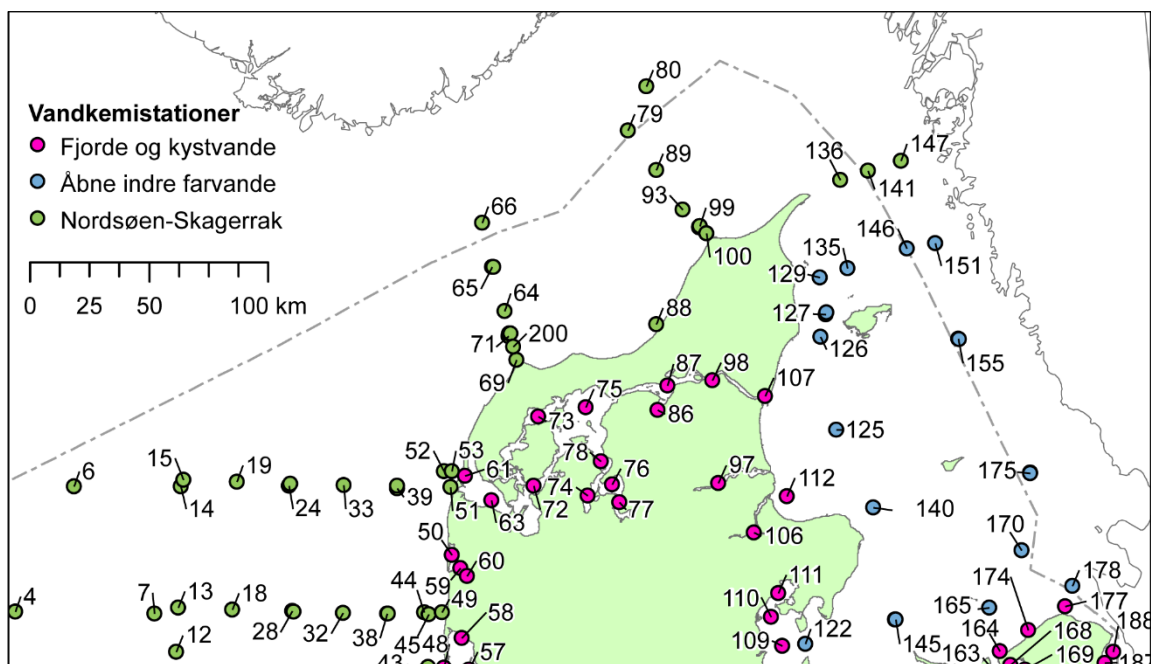
Tabel B3.1. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (figur B3.3).

Nr. på kort	Stationsnavn
1	DMU1077
2	DMU1076
3	DMU1048
4	DMU1075
5	DMU1047
6	DMU1027
7	DMU1074
8	1085
9	1064
10	1056
11	DMU1046
11	1046
12	1075
13	1074
14	DMU1026
15	1027
16	1084
17	1045
18	1073
19	1026
20	1063

Nr. på kort	Stationsnavn
21	1055
22	1047
23	DMU1044
23	1044
24	DMU1025
24	1025
25	1083
26	1062
27	DMU1054
27	1054
28	DMU1072
28	1072
29	1043
29	DMU1043
30	1082
31	1048
32	1071
32	DMU1071
33	1024
33	DMU1024
34	1061

Nr. på kort	Stationsnavn
35	1053
35	DMU1053
36	1081
37	DMU1042
37	1042
38	1035
38	DMU1035
39	DMU1023
39	1023
40	1060
41	1052
41	DMU1052
42	1041
43	RKB44
44	RKB42
45	1034
46	1080
47	RIB1510009
48	RKB43
49	RKB41
50	RKB21

Nr. på kort	Stationsnavn
51	1022
54	1059
55	1086
56	RIB1610002
57	RKB10
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
61	RKB59
62	RIB1610008
63	VIB3702-00001
67	SJY3
68	RIB1620014
72	VIB3705-00001
74	VIB3727-00001
76	VIB3728-00001
77	VIB3729-00001
194	RIB1630016
199	RIB1510007



Figur B3.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

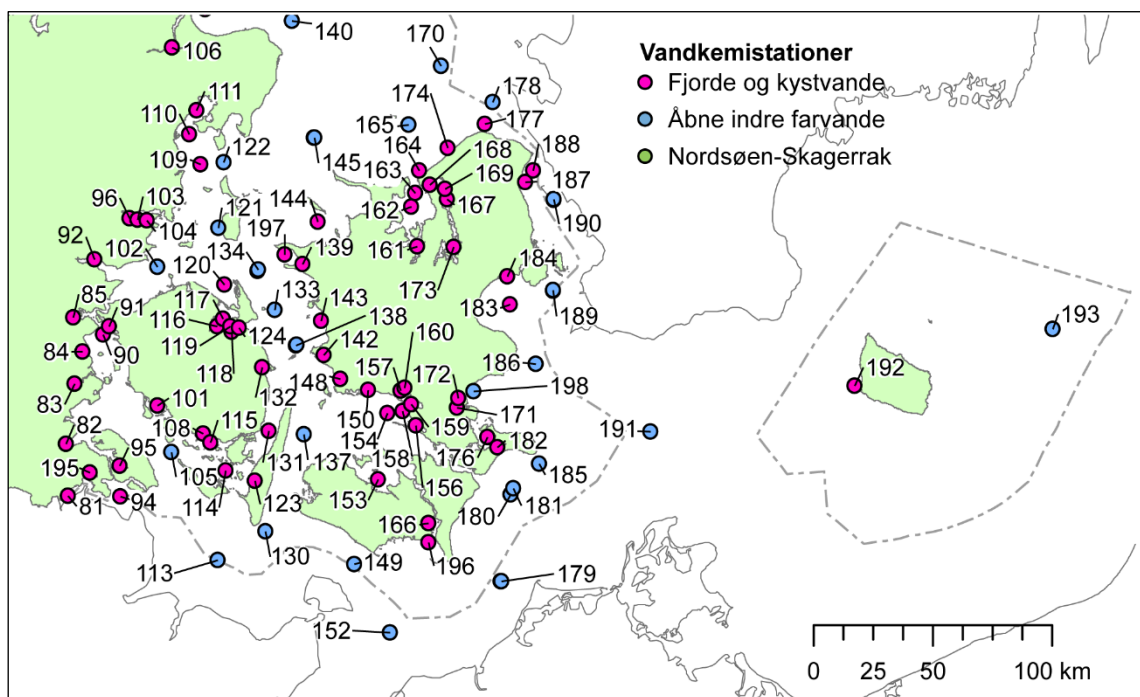
Tabel B3.2. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (figur B3.4).

Nr. på kort	Stationsnavn
6	DMU1027
7	DMU1074
13	1074
14	DMU1026
15	1027
18	1073
19	1026
24	DMU1025
24	1025
28	DMU1072
28	1072
32	1071
32	DMU1071
33	1024
33	DMU1024
38	1035
38	DMU1035
39	DMU1023
39	1023
44	RKB42
45	1034
49	RKB41
50	RKB21
51	1022
52	RKB63

Nr. på kort	Stationsnavn
53	RKB62
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
61	RKB59
63	VIB3702-00001
64	1131
65	DMU1133
65	1133
66	1135
69	1019
69	VIB2300-23100
71	DMU1130
71	VIB2300-23102
71	1130
72	VIB3705-00001
73	VIB3723-00001
74	VIB3727-00001
75	VIB3708-00001
76	VIB3728-00001
77	VIB3729-00001
78	VIB3726-00001
79	1106
80	1006
86	NOR6602

Nr. på kort	Stationsnavn
87	VIB3711-00001
88	NOR1106
89	1104
93	1102
97	NOR5503
98	VIB3713-00001
99	NOR7725
99	1101
99	DMU1101
100	NOR7715
100	1013
106	ARH230902
107	NOR4411
110	ARH170006
111	ARH170002
112	ARH190004
125	409
125	DMU409
125	NOR409
126	NOR403
127	403
127	DMU403
129	1009
129	DMU1009
135	1008

Nr. på kort	Stationsnavn
135	DMU1008
136	1005
140	415
140	DMU415
141	1002
145	DMU925
145	925
146	1007
146	DMU1007
147	1004
151	1001
151	DMU1001
155	DMU905
155	905
165	922
165	DMU922
170	418
170	DMU418
174	FRB1937
175	DMU413
175	413
177	FRB1939
178	921
178	DMU921
200	VIB2300-23101



Figur B3.5. Vandkemistationer i det østlige Danmark (kortudsnit C) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Tabel B3.3. Numre og navne for vandkemistationer i det østlige Danmark (figur B3.5).

Nr. på kort	Stationsnavn
81	SJYKFF2
82	SJY15
83	SJYHADF0008
84	SJYhadf008
85	VEJ0003350
90	FYN6100021
91	FYN0018112
92	VEJ0004273
94	SJYKFF5
95	SJY12
96	VEJ0005790
101	FYN0018232
102	VEJ0006870
103	VEJ0006089
104	VEJ0006489
105	FYN6300043
108	FYN0018361
109	ARH170117
110	ARH170006
111	ARH170002
113	DMUN3
113	N3
114	FYN6500062
115	FYN6500051
116	FYN6910008
117	FYN6900017
118	FYN0018841
119	FYN0018843

Nr. på kort	Stationsnavn
120	FYN6940622
121	432
122	427
123	FYN0018571
124	FYN0018825
130	450
130	DMU450
131	FYN6500053
132	FYN0018752
133	FYN6700053
134	DMU935
134	935
137	443
137	DMU443
138	DMU939
138	939
139	VSJ41008
142	VSJ44011
143	VSJ43020
144	VSJ30006
145	DMU925
145	925
148	VSJ51013
149	952
149	DMU952
150	VSJ53016
152	DMUM2
152	M2

Nr. på kort	Stationsnavn
153	STO0201061
154	STO0101015
156	STO0104002
157	STO0102006
158	STO0101047
159	STO0103052
160	STO0102013
161	VSJ10006
162	VSJ10003
163	FRB8000
164	FRB1993
165	922
165	DMU922
166	STO0601056
167	FRB8550
168	FRB75
169	FRB65
170	418
170	DMU418
171	STO0802023
172	STO0802008
173	ROS60
174	FRB1937
176	STO0704010
177	FRB1939
178	921
178	DMU921
179	DMU954

Nr. på kort	Stationsnavn
179	954
180	449
180	DMU449
181	STO0901032
182	STO0703006
183	ROS1727
184	KBH1723
185	STO0901008
186	441
186	DMU441
187	FRB1877
188	FRB2013
189	1728
189	DMU1728
189	KBK1728
190	DMU431
190	431
191	444
191	DMU444
192	BRK1040050
193	BRKBMPK2
195	SJYFF31
196	STO0501059
197	VSJ41007
198	STO0801008

Tabel B3.4. Navne og numre for vandkemistationer i Danmark.

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
403	127	604962	6351382	B
409	125	609251	6302861	B
413	175	690983	6284623	B
415	140	624970	6270074	B
418	170	687313	6251948	B, C
427	122	596333	6212723	C
431	190	734622	6197599	C
432	121	594002	6186137	C
441	186	727088	6130849	C
443	137	629898	6102245	C
444	191	774976	6103250	C
449	180	716389	6077733	C
450	130	613847	6062841	C
905	155	661137	6341874	B
921	178	708865	6237158	B, C
922	165	673859	6227974	B, C
925	145	634244	6222835	B, C
935	134	610842	6169090	C
939	138	626727	6138528	C
952	149	650838	6049446	C
954	179	712449	6042623	C
1001	151	651098	6381422	B
1002	141	622715	6412029	B
1004	147	636440	6416185	B
1005	136	610943	6407973	B
1006	80	529417	6447375	B
1007	146	639196	6379140	B
1008	135	613969	6370743	B
1009	129	602562	6366913	B
1013	100	554773	6385476	B
1019	69	474779	6332305	B
1022	51	446859	6278762	A, B
1023	39	424378	6279107	A, B
1024	33	401898	6279571	A, B
1025	24	379419	6280156	A, B
1026	19	356943	6280860	A, B
1027	15	334468	6281686	A, B
1034	45	437902	6225080	A, B
1035	38	420309	6225371	A, B
1041	42	437205	6176854	A
1042	37	422553	6177090	A
1043	29	399530	6177560	A

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
1044	23	376509	6178153	A
1045	17	353489	6178867	A
1046	11	330472	6179703	A
1047	22	374202	6170795	A
1048	31	401646	6159884	A
1052	41	434422	6130517	A
1053	35	411154	6130923	A
1054	27	386829	6131479	A
1055	21	362507	6132169	A
1056	10	338186	6132993	A
1059	54	453090	6095037	A
1060	40	433900	6095280	A
1061	34	410447	6095688	A
1062	26	385929	6096246	A
1063	20	361413	6096938	A
1064	9	336899	6097765	A
1071	32	401681	6225758	A, B
1072	28	380985	6226283	A, B
1073	18	355117	6227080	A, B
1074	13	332356	6227912	A, B
1075	12	331630	6209369	A
1080	46	443920	6043209	A
1081	36	426665	6043454	A
1082	30	409411	6043765	A
1083	25	384609	6044326	A
1084	16	359808	6045023	A
1085	8	335010	6045854	A
1086	55	455576	6130254	A
1101	99	551750	6388220	B
1102	93	544702	6395558	B
1104	89	533635	6412151	B
1106	79	521673	6428769	B
1130	71	472332	6343453	B
1131	64	469885	6352747	B
1133	65	465025	6371341	B
1135	66	460210	6389940	B
1728	189	734306	6160592	C
ARH170002	111	584826	6233938	B, C
ARH170006	110	581915	6224084	B, C
ARH170117	109	586671	6211870	C
ARH190004	112	588513	6274839	B
ARH230902	106	574581	6259482	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
BRK1040050	192	860663	6121823	C
BRKBMPK2	193	943545	6144867	C
DMU1001	151	651098	6381422	B
DMU1007	146	639196	6379140	B
DMU1008	135	613969	6370743	B
DMU1009	129	602562	6366913	B
DMU1023	39	424567	6278231	A, B
DMU1024	33	401898	6279571	A, B
DMU1025	24	378863	6279299	A, B
DMU1026	14	333537	6278844	A, B
DMU1027	6	288520	6278915	A, B
DMU1035	38	420734	6225400	A, B
DMU1042	37	421849	6177511	A
DMU1043	29	399530	6177560	A
DMU1044	23	375780	6177208	A
DMU1046	11	330476	6178459	A
DMU1047	5	284365	6177155	A
DMU1048	3	238312	6179122	A
DMU1052	41	434635	6130625	A
DMU1053	35	411154	6130923	A
DMU1054	27	385941	6130277	A
DMU1071	32	401681	6225758	A, B
DMU1072	28	380460	6226409	A, B
DMU1074	7	322294	6225420	A, B
DMU1075	4	263823	6226127	A
DMU1076	2	205607	6226067	A
DMU1077	1	147680	6226341	A
DMU1101	99	552053	6388650	B
DMU1130	71	471409	6342383	B
DMU1133	65	464526	6371419	B
DMU1728	189	734349	6160780	C
DMU403	127	605144	6352129	B
DMU409	125	609251	6302861	B
DMU413	175	690975	6284809	B
DMU415	140	624970	6270074	B
DMU418	170	687313	6251948	B, C
DMU431	190	734575	6197504	C
DMU441	186	727088	6130849	C
DMU443	137	629898	6102245	C
DMU444	191	774976	6103250	C
DMU449	180	716389	6077733	C
DMU450	130	613847	6062841	C
DMU905	155	660786	6341043	B
DMU921	178	708865	6237158	B, C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
DMU922	165	673859	6227974	B, C
DMU925	145	634112	6222757	B, C
DMU935	134	610497	6168618	C
DMU939	138	626573	6138375	C
DMU952	149	650838	6049446	C
DMU954	179	712350	6042432	C
DMUM2	152	665863	6021754	C
DMUN3	113	593672	6051248	C
FRB1877	187	722469	6204670	C
FRB1937	174	690161	6218413	B, C
FRB1939	177	705583	6228358	B, C
FRB1993	164	678178	6209523	C
FRB2013	188	725877	6209308	C
FRB65	169	688893	6201825	C
FRB75	168	682641	6203673	C
FRB8000	163	676603	6200190	C
FRB8550	167	689703	6197625	C
FYN0018112	91	548254	6146120	C
FYN0018232	101	568491	6113791	C
FYN0018361	108	587774	6102647	C
FYN0018571	123	609231	6083406	C
FYN0018752	132	612484	6129346	C
FYN0018825	124	602718	6145625	C
FYN0018841	118	599576	6144010	C
FYN0018843	119	599105	6146171	C
FYN6100021	90	545693	6142773	C
FYN6300043	105	574231	6095149	C
FYN6500051	115	590791	6098982	C
FYN6500053	131	615080	6103623	C
FYN6500062	114	597090	6087459	C
FYN6700053	133	617597	6152867	C
FYN6900017	117	596013	6149164	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C
FYN6940622	120	596524	6162929	C
KBH1723	184	715027	6166255	C
KBK1728	189	734349	6160780	C
M2	152	665863	6021754	C
N3	113	593672	6051248	C
NOR1106	88	533685	6347172	B
NOR403	126	602582	6342041	B
NOR409	125	609251	6302861	B
NOR4411	107	579509	6316973	B
NOR5503	97	559681	6280260	B
NOR6602	86	534133	6311033	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
NOR7715	100	554694	6385419	B
NOR7725	99	551661	6388144	B
RIB1510007	199	458813	6132541	A
RIB1510009	47	445036	6124807	A
RIB1610002	56	458605	6151982	A
RIB1610008	62	463423	6146560	A
RIB1620014	68	471393	6132386	A
RIB1630016	194	472749	6124328	A
RKB1	58	451721	6215013	A, B
RKB10	57	454870	6201660	A
RKB21	50	447671	6250088	A, B
RKB22	59	451209	6244572	A, B
RKB23	60	454015	6241109	A, B
RKB41	49	443503	6225930	A, B
RKB42	44	435846	6226038	A, B
RKB43	48	444342	6202729	A
RKB44	43	437580	6202821	A
RKB59	61	453157	6283530	A, B
RKB62	53	447452	6285249	B
RKB63	52	444187	6285291	B
ROS1727	183	716245	6155017	C
ROS60	173	692643	6178399	C
SJY12	95	552761	6089362	C
SJY15	82	530080	6098366	C
SJY3	67	472965	6105319	A
SJYFF31	195	540271	6086623	C
SJYHADf0008	83	533904	6122704	C
SJYhadf008	84	537195	6135735	C
SJYKFF2	81	531177	6077173	C
SJYKFF5	94	552955	6077005	C
STO0101015	154	664962	6110922	C
STO0101047	158	671291	6111551	C
STO0102006	157	670444	6119971	C
STO0102013	160	672113	6121090	C
STO0103052	159	674892	6114421	C
STO0104002	156	676898	6105925	C
STO0201061	153	661040	6083806	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
STO0501059	196	682092	6058273	C
STO0601056	166	682140	6066118	C
STO0703006	182	710894	6097093	C
STO0704010	176	706716	6101037	C
STO0801008	198	700793	6119658	C
STO0802008	172	694533	6116968	C
STO0802023	171	694048	6113006	C
STO0901008	185	728286	6090325	C
STO0901032	181	717473	6080387	C
VEJ0003350	85	533381	6149744	C
VEJ0004273	92	542025	6173380	C
VEJ0005790	96	556788	6189874	C
VEJ0006089	103	560238	6189457	C
VEJ0006489	104	564207	6189236	C
VEJ0006870	102	568576	6170379	C
VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
VIB2300-23101	200	473302	6337881	B
VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
VIB3702-00001	63	464073	6273107	A, B
VIB3705-00001	72	481996	6279207	A, B
VIB3708-00001	75	503801	6312267	B
VIB3711-00001	87	538184	6321458	B
VIB3713-00001	98	557245	6323533	B
VIB3723-00001	73	484020	6308511	B
VIB3726-00001	78	510356	6289515	B
VIB3727-00001	74	504653	6275183	A, B
VIB3728-00001	76	514988	6279659	A, B
VIB3729-00001	77	517961	6272436	A, B
VSJ10003	162	674905	6194717	C
VSJ10006	161	677230	6178654	C
VSJ30006	144	635642	6188482	C
VSJ41007	197	621802	6175266	C
VSJ41008	139	629396	6171494	C
VSJ43020	143	637214	6148253	C
VSJ44011	142	638170	6134547	C
VSJ51013	148	645070	6124801	C
VSJ53016	150	656817	6120411	C

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2019

NOVANA

I 2019 viste overvågningsparametrene ikke entydige ændringer i forhold til de senere års udvikling i havmiljøet. Mange parametre var således uændrede, mens nogle viste tilbagegang og enkelte fremgang. Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året med usædvanlig meget regn i det sene forår (marts) og i efteråret (september, oktober). Ferskvandsafstrømningen fra land var meget lav i starten af året pga. det usædvanlig tørre efterår 2018, men steg markant med den megen nedbør i marts og i efteråret. Koncentrationerne af de opløste uorganiske næringsstoffer var meget under langtidsmidlen i årets første måneder. Fra april og året ud var koncentrationen af kvælstof på niveau med langtidsmidlen, mens niveauet forblev lavt for fosfor og silicium. For alle næringsstofferne var nogle af månedsmidlerne de laveste siden 1989. Hydrografiske beregninger viser, at der under vandets strømning gennem de indre danske farvande i 2019 var en betydelig transport af kvælstof fra bundvandet til overfladevandet. Kombinationen af høj temperatur i bundvandet og en høj koncentration af planteplankton først på året bevirkede, at iltsvindet startede tidligt i en række områder. Iltsvindet var udbredt og intenst i 2019. Kraftig blæst midt i september fik iltsvindet til at forsvinde i de lavvandede områder, mens det i de dybe dele af de hårdest ramte lokaliteter fortsatte helt ind i december. Væksten af planteplankton var i 2019 præget af den ujævne fordeling af nedbør med lave algevækstrater og klorofylkoncentrationer i vækstsæsonen, mens årets sidste måneder var kendetegnet ved øget algevækst, klorofylindhold og mere uklart vand. Samlet set var tilstanden i vandsøjlen i 2019 på niveau med de seneste år, hvor der har været tilbagegang i forholdene, dog var algevæksten i de åbne indre farvande markant reduceret. Ålegræssets generelt positive udvikling i starten af dette årti er de senere år stagneret både for dybdeudbredelsen og dækningsgraden. De seneste 10 år er dækningsgraden for makroalger (tang) øget i kystvande, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, yderfjorde, Limfjorden og på stenrev. I 2019 var der forøget dækningsgrad for makroalger på stenrev i de åbne farvande. Bundfaunaens status i fjorde og kystvande var gennemsnitlig med hverken meget gode eller meget dårlige forhold på de fleste stationer, dog var der dårlige forhold for bundfaunaen pga. iltsvind på nogle stationer. I de åbne indre farvande var bundfaunaens status generelt relativt god. I Nordsøen og Skagerrak indikerede bundfaunaen relativt dårlige miljøforhold, og artssammensætningen antydede, at bundtrawling var den dominerende presfaktor. Antallet af spættet sæl er vokset støt siden fredningen i 1970'erne, men har de senere år stabiliseret sig i de fleste områder, hvilket indikerer, at bestanden har nået miljøets bæreevne. Antallet af besøgende gråsæler er vokset markant siden 2005, men de yngler kun i meget begrænset omfang (<10 unger/år). Forekomsten af marsvin i habitatområderne i Nordsøen/Skagerrak er stabil, mens den i de indre farvande er i mindre tilbagegang og i den indre Østersø er kritisk truet. Koncentrationen af tungmetaller i muslinger og fisk var i flere tilfælde over miljøkvalitetskravene men under grænseværdierne for fødevarer. Bromerede flammehæmmere blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene i en del prøver. Niveauet af TBT og tjærestoffer lå generelt over baggrundsværdierne og i nogle tilfælde over miljøkvalitetskravene. I nogle kystnære områder var der tegn på påvirkninger af miljøfarlige stoffer i ålekabber, mens det ikke var tilfældet for muslinger. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden også negativt af fx fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at havmiljøet responderer positivt på en reduceret belastning, men ændringer på økosystemniveau sker langsomt.