



MARINE OMRÅDER 2017

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 308

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2017

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 308

2019

Jens Würgler Hansen (red.)

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. 308
Titel:	Marine områder 2017
Undertitel:	NOVANA
Forfatter:	Jens Würgler Hansen (red.)
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2019
Redaktion afsluttet:	Februar 2019
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Miljøstyrelsen; DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi; Bo Riemann, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Hansen, J.W. (red.) 2019: Marine områder 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 128 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 308 http://dce2.au.dk/pub/SR308.pdf Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I 2017 var der status quo for nogle parametre i forhold til de senere års positive udvikling i havmiljøet, mens der var en tilbagegang for andre parametre. Året var karakteriseret ved en relativt lav afstrømning i årets første halvdel, en meget stor afstrømning i efteråret og en tilsvarende sæsonfordeling af tilførslen af næringsstoffer fra land til havet. Året var desuden kendetegnet ved relativt høje temperaturer trods en kølig sommer med relativt meget vind i juni og starten af august. Koncentrationerne af de opløste uorganiske næringsstoffer var forholdsvis lave i den første halvdel af året, og i enkelte tilfælde de hidtil laveste siden 1989. Den forøgede afstrømning i efteråret bevirkede dog en relativ stor stigning i koncentrationen af kvælstof i fjorde og kystvande. Iltsvindet startede meget tidligt i nogle områder og udviklede sig i udbredelse og styrke i løbet af sommeren, men sluttede i efteråret som normalt. Væksten af planteplankton og især koncentrationen af klorofyl var forøget i forhold til niveauet i 2012-2013, mens vandets klarhed var gennemsnitligt for perioden siden midten af 1990'erne. Forholdene i vandsøjlen var således samlet set dårligere i 2014-2017 end i 2012-2013. Ålegræssets generelt positive udvikling gennem de seneste ti år er stagneret. Dækningsgraden af makroalger (tang) i kystvande og yderfjorde i 2017 er steget i løbet af de seneste ti år, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, Limfjorden og på stenrev. Bundfaunaens artsdiversitet indikerer, at miljøforholdene for bundfaunaen generelt var dårligere i de mere åbne farvande (Nordsøen/Skagerrak) end i de indre farvande, hvor bundfaunaen har udviklet sig positivt de senere år i de fleste områder. Bestanden af spættet sæl er mangedoblet siden slutningen af 1970'erne, men væksten er aftaget de seneste år. Antallet af gråsæl er forøget markant siden 2005, og gråsælen yngler igen i de danske farvande. Tætheden af marsvin varierer både mellem områder, sæsoner og år, men overordnet ser bestandene i Nordsøen og de indre danske farvande ud til at være stabile. Til trods for de senere års observerede forbedringer af miljøtilstanden har de sidste års udvikling vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu langt fra målet om en stabil, god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden negativt af andre forhold såsom fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at indsatsen for at sikre et bedre havmiljø virker. Men havmiljøet er fortsat under stort pres og responderer kun langsomt på de forbedrende tiltag.
Emneord:	Overvågning, marine områder, miljøtilstand, klima, næringsstoffer, iltsvind, ålegræs, makroalger, bundfauna, miljøfarlige stoffer, plankton, monitoring, marine areas, environmental quality, climate, nutrients, hypoxia, eelgrass, macroalgae, bottom fauna, hazardous substances
Layout og sproglig kvalitetssikring:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne/Anne van Acker
Foto forside:	Brunalgen blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>) og den invasive rødalge gracilariatang (<i>Gracilaria verrucosa</i>) på lavt vand ud for Kyndby i Isefjord. Foto Karsten Dahl.
ISBN:	978-87-7156-386-3
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	128
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR308.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	10
1 Indledning	11
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	16
2 Klimatiske forhold	18
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	26
3 Næringsstofkoncentrationer	27
4 Planteplankton og vandets klarhed	38
5 Iltforhold	49
6 Bundplanter - ålegræs og makroalger	57
7 Bundfauna	69
8 Havpattedyr - sæler og marsvin	83
Del 3 – Sammenfattende diskussion	95
9 Tilstand og udvikling	96
10 Ordliste	101
11 Referencer	107
Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer	115
Bilag 2 Dataanalyse – bundplanter	120
Bilag 3 Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper	122

[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 2017.

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

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

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og 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 (M-FDC), og den har været i høring hos MST. Rapporten er baseret på data indsamlet af MST, M-FDC, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) og International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

Data for miljøfarlige stoffer rapporteres i den næste rapport omfattende data til og med 2018.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2017', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Jens Würgler Hansen

Den landsdækkende status for havmiljøet i 2017 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Klimatiske forhold

- I 2017 var lufttemperaturen 1,2 °C højere end normalperioden (1961-1990), men på niveau med den seneste 10-årige referenceperiode (2007-2016). Sommermånederne var dog generelt køligere, hvorimod efteråret var mildere.
- Vindhastigheden var på niveau med referenceperioden, men under normalen igennem hele året. Vinden kom hovedsageligt fra sydvest med undtagelse af februar, maj og september, hvor vinden kom fra en mere sydlig retning. Den mere sydlige vind i februar kan have medført en større udstrømning af Østersøvand.
- Nedbørsmængden var 9 % højere end referencen og 20 % højere end normalen. Specielt juni til oktober var en meget våd periode med 484 mm regn.
- Afstrømningen fra land var lav i starten af 2017, men den store nedbørsmængde hen over sommeren og efteråret opvejede den tørre start på året og betød, at jorden tidligt blev mættet af vand, og at afstrømningen derfor blev høj. Afstrømningen var samlet 1 % over referencen og 13 % over normalen.
- Antallet af solskinstimer var lavere end de foregående år.
- Vandtemperaturerne var gennemsnitlige for perioden efter 2000, men varmere end normalperioden. I fjorde og kystvande og i overfladevandet i de åbne indre farvande var vandet henholdsvis 0,9 °C og 1,0 °C varmere end normalen. Bundvandet var 1,8 °C varmere end normalen.
- Havtemperaturen er generelt steget 1-1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år, men efter rekordvarme 2014 var temperaturen i 2017 i overfladevandet gennemsnitlig for perioden siden 2000. Temperaturen i bundvandet var over middel for perioden siden 2000.
- 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 grundet mere udbredt iltvind i Østersøen.

Koncentrationer af næringsstoffer

- Månedsmidlerne i 2017 for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i fjorde og kystvande var lave i starten af året, men steg i løbet af efteråret som følge af den store afstrømning. Koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i de åbne indre farvande var normal igennem hele året i forhold til niveauet de seneste 10-20 år.
- Månedsmidlerne for koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande var meget lave i årets første halvår og steg derefter jævnt hen imod december. I de åbne indre farvande var koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor normale med undtagelse af februar, hvor udstrømmende Østersøvand resulterede i højere koncentrationer.

- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var forholdsvis høj, hvilket skyldes de generelt lave koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof frem til efteråret. I de åbne indre farvande var den potentielle kvælstofbegrænsning derimod lige så stor som i de seneste ca. 15 år.
- Den potentielle fosforbegrænsning i fjorde og kystvande var på niveau med de senere år, men højere end før 2014. En beskeden fosforfrigivelse fra sedimentet hen over sommeren og i det tidlige efterår kan have bidraget til øget fosforbegrænsning. I de åbne indre farvande var den potentielle fosforbegrænsning på niveau med de senere år.
- 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 ikke er sket nogen signifikant udvikling i koncentrationen siden 2003.
- Årsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande faldt kraftigt i 1990'erne, men der er ikke sket yderligere fald siden omkring 1998. Koncentrationen i de åbne indre farvande har ligget lidt højere de seneste 10-15 år, hvilket formentlig skyldes stigende koncentrationer i Østersøen.
- 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.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var der i 2017 relativt lave koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof og opløst uorganisk fosfor.

Planteplankton og vandets klarhed

- Miljøtilstanden i vandsøjlen er forværret siden 2012-2013 vurderet ud fra algevækst (primærproduktion), mængden af planteplankton (klorofyl) og vandets klarhed. Data for 2017 bekræfter denne udvikling, især for de åbne indre farvande, hvor koncentrationen af klorofyl var meget høj.
- Algevæksten i 2017 var lavere end i 2016 i både fjorde og kystvande og de indre åbne farvande. Niveauet var også lavere end i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne, men der er tegn på en stigende algevækst siden omkring 2012, mest markant i de åbne indre farvande.
- Mængden af planteplankton (klorofylkoncentrationen) fulgte den generelle stigning i væksten af planteplankton over de sidste ca. fem år, og koncentrationen for både fjorde og kystvande og de åbne indre farvande svarede til niveauet i 1990'erne og i 00'erne. Den forbedring i miljøtilstanden i de åbne vandmasser, som sås fra ca. midten af 00'erne til 2012, er således brudt de seneste år.
- Vandets klarhed var både i fjorde og kystvande og de åbne indre farvande på niveau med resultaterne for de seneste år, men en del lavere end i 2012 og 2013.
- Stigningen i algevæksten, de forøgede koncentrationer af klorofyl og mere uklart vand siden 2012-13 bekræfter, at der er en tæt kobling mellem næringsstofftilførsler fra dansk land og havmiljøet. Årsmidlen for kvælstoftilførslen til havet var relativt høj i 2017, men miljøeffekten var ikke tilsvarende stor, da ca. halvdelen af næringsstofferne først blev tilført efter planteplanktonets væsentligste vækstperiode.

Iltsvind

- Iltsvindet udviklede sig markant i 2017 i en række områder, ligesom det var tilfældet i 2014, 2015 og 2016. Iltsvindet var desuden kendetegnet ved at

starte meget tidligt i nogle områder. Iltsvindet sluttede i november, hvilket er normalt.

- Det totale iltsvindsareal i september 2017 var markant mindre end i september 2016 og på niveau med udbredelsen i 2015, hvor sommeren også var kølig og våd, og hvor der også var kraftig blæst midt i september.
- De tidligste iltsvind uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder opstod i Det Sydfynske Øhav (starten af april), Flensborg Fjord (slutningen af maj) og Haderslev Fjord (midten i juni) samt det sydlige Lillebælt (slutningen af juni).
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var de dybere områder af det nordlige Bælthav, Lillebælt, Det Sydfynske Øhav samt de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt. Desuden var iltsvindet periodisk intenst i dele af Limfjorden, i den indre del af Mariager Fjord og i Haderslev Fjord. I juli, august, september og enkelte steder i oktober var der iltfrit i bundvandet i en del områder, og der blev frigivet giftig svovlbrinte fra havbunden i nogle af disse områder.
- Iltindholdet i bundvandet i fjorde og kystvande har varieret inden for et forholdsvis snævert interval. Iltindholdet i 2017 var forøget i forhold til niveauet de seneste tre år og på niveau med gennemsnittet for de forudgående ti år og for perioden siden starten af 1980'erne.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har varieret en del, men overordnet været faldende siden midten af 1960'erne. Iltkonzentrationen i 2017 var på niveau med koncentrationen i 2015 og 2016 og blandt de laveste siden midten af 1960'erne.
- I flere regionale farvandsområder har der i perioden 2008-2017 været en tendens til en forbedring af iltforholdene i bundvandet, dog hovedsageligt i de mere åbne vandområder. De områder, som har haft en negativ udvikling de seneste 10 år, er de kendte 'problemområder' i form af fjorde og kystvande, bælterne og den vestlige Østersø.

Bundplanter

- I perioden 1989-2017 har der været en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling i kystvande.
- Det seneste årti har vist en signifikant positiv udvikling i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i kystvande, selvom udviklingen er stagneret siden 2013. Stagnationen falder sammen med en reduktion i sigtdybden, høje temperaturer i 2014 og udbredte iltsvind i 2014 og 2016.
- For perioden 1989-2017 er der generelt tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Siden 2008 er dækningsgraden dog øget signifikant i flere områder, selvom denne udvikling er stagneret siden 2013. Stagnationen falder sammen med en reduktion i sigtdybden, høje temperaturer i 2014 og udbredte iltsvind i 2014 og 2016.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2017) har der været en signifikant positiv udviklingstendens i både makroalgernes totale og kumulerede dækningsgrad på stenrev i inderfjorde, yderfjorde og kystområder, mens udviklingen i Limfjorden har været signifikant negativ.
- I de seneste 10 år er der sket en signifikant øgning af både den totale og den kumulerede dækningsgrad af makroalger i yderfjorde og kystvande, mens udviklingen er stagneret på stenrev, i inderfjorde og i Limfjorden.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var generelt bedre i 2017 end i perioden 1994-2006 og stort set på niveau med dækningsgraderne i 2015 og 2016.

Bunddyr

- Overvågningen af bundfaunaen i de kystnære farvande i 2017 viste forholdsvis ringe forhold i en række områder omkring Lillebælt og i Limfjorden som helhed. Den lave artsdiversitet og sammensætningen af bundfaunaen tyder på, at der har været kraftigt iltsvind i disse områder i sommeren/efteråret 2016 forud for prøvetagningen i 2017, hvilket underbygges af iltvindrapporteringen i 2016.
- I de åbne indre danske farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom, der var den næsthøjeste siden 1989. Dog var tilstanden relativt dårlig på nogle af stationerne på den dybe, bløde bund i Kattegat, hvilket muligvis kan relateres til trawling.
- Nye data fra Kattegat de seneste år viser, at den dybe, bløde bund kan have en meget høj artsdiversitet. Bundfaunaens tilstand i Kattegat kan derfor være overvurderet i tidligere rapporteringer, hvor god tilstand måske har været repræsenteret ved en for lav artsdiversitet.
- Der er i forbindelse med de senere års prøvetagning fundet et habitat-dannende *Haploops*-samfund i Kattegat, som kan betragtes som et næsten uforstyrret habitat.
- I Nordsøen og Skagerrak var bundfaunaens tilstand generelt uforandret i forhold til 2015 og 2016. Artsrigdommen i Nordsøen var kun ca. det halve af niveauet i Kattegat, og specielt i Skagerrak indikerer den lave artsrigdom, at bundfaunaen er i en dårlig tilstand.
- Den lille biodiversitet i Skagerrak, dele af Nordsøen og den relativt lille biodiversitet i nogle områder af Kattegat er sammenfaldende med de områder, der trawles mest, og hvor der ikke er andre kendte presfaktorer.

Sæler og marsvin

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 17.000 dyr i 2017, hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i de fire forvaltningsområder/populationer: Vadehavet, centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø. 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 2017 blev der registreret 46 individer i Kattegat, 332 i Vadehavet og 730 i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år. Der blev født 15 unger i Danmark i 2017, og gråsælen yngler nu fast på flere lokaliteter efter ca. hundrede års pause.
- Tætheden af marsvin (antal individer pr. km) i Natura 2000-området 'Skagens Gren og Skagerrak' var den højeste siden optællingen begyndte i 2011. Tætheden uden for Natura 2000-områderne var meget lav. I Nordsøen var tætheden faldet, og de seneste optællinger i 2015 og 2017 var lave både inden for og uden for Natura 2000-områderne.
- Overvågning af marsvin med lyttestationer i Natura 2000-områder i Kalundborg Fjord og Storebælt i 2017 viste, at antallet af marsvin og fordelingen over året svarede nogenlunde til tidligere resultater fra overvågningen i 2012 og 2014. Der var overordnet flere marsvin i Storebælt end i Kalundborg Fjord.

Summary

In 2017, some of the parameters were status quo compared to the positive development in the marine environment in recent years whereas degradation was registered for other parameters. The year was characterised by a relatively low run-off during the first six months, a very high run-off in the autumn and a similar seasonal distribution of input of nutrients from land to the sea. The year was also characterised by relatively high temperatures in spite of a chilly summer with relatively windy weather in June and at the beginning of August. The concentrations of the dissolved inorganic nutrients were relatively low during the first six months of the year, and in a few cases the lowest since 1989. However, the increased run-off in the autumn lead to a relatively high increase in the concentration of nitrogen in fjords and coastal areas. Oxygen depletion began very early in some areas and became extensive and severe during the summer, but it ended in the autumn as usual.

The growth of phytoplankton and especially the concentration of chlorophyll were increased compared to the levels in 2012-2013, whereas the water clarity was on average level for the period since the mid-90s. The status of the water bodies was thus overall worse in 2014-2017 than in 2012-2013.

The general positive development of eelgrass during the last ten years has stagnated. The coverage of macroalgae in coastal waters and outer fjords in 2017 has increased during the last ten years while the development has stagnated in the inner fjords, Limfjorden and on stone reefs.

The biodiversity of the bottom fauna indicates that the environmental conditions for the bottom fauna in general were worse in the more open waters (the North Sea/Skagerrak) than in the inner waters where the bottom fauna has developed positively in recent years in most areas. The population of harbour seals has multiplied several times since the end of the 70s, but the growth has decreased in recent years. The number of grey seals has increased significantly since 2005 and the grey seal breeds again in the Danish waters. The abundance of harbour porpoises varies both between areas, seasons and years but overall the populations in the North Sea and the inner Danish waters seem to be stable.

In spite of the improved status of the environment in recent years, the development during the latest years has showed that the Danish waters are still very vulnerable to stress and still far from the goal of a stable, good environmental status. In addition to the load of nutrients (eutrophication), the environmental status is also affected negatively by other conditions such as fishery, climate change and hazardous substances.

In summary, the data from the national monitoring programme showed that the effort to secure an improved, marine environment has a positive effect. But the marine environment is still under pressure and responds slowly to the improving initiatives.

1 Indledning

Jens Würgler Hansen & 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 samlet at reducere tabet af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industri med hhv. 50 % og 80 %. 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 om reguleringen af landbrugsproduktionen, en aftale der omtales som 'Landbrugspakken'. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandplaner (2009-2015), vandområdeplaner (2015-2021) og i havstrategien (2012-2020).

Folketinget vedtog i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer) for at kunne følge effekterne af Vandmiljøplan I. 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 designet med henblik på at kunne dække overvågningsbehovene både i forhold til vandramme-, havstrategi- og habitatdirektivet. Ændringerne i de sidste to programperioder har bl.a. betydet, at den geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og tidsserier. Dette for at sikre, at data fra overvågningen kan anvendes til at beskrive udviklingen i tilstanden i både vandområder og naturtyper.

Formålet med overvågningen

NOVANA-programmets overordnede formål på det marine område 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, tiltag på landbrugsområdet samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.
- opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner om natur og miljø.

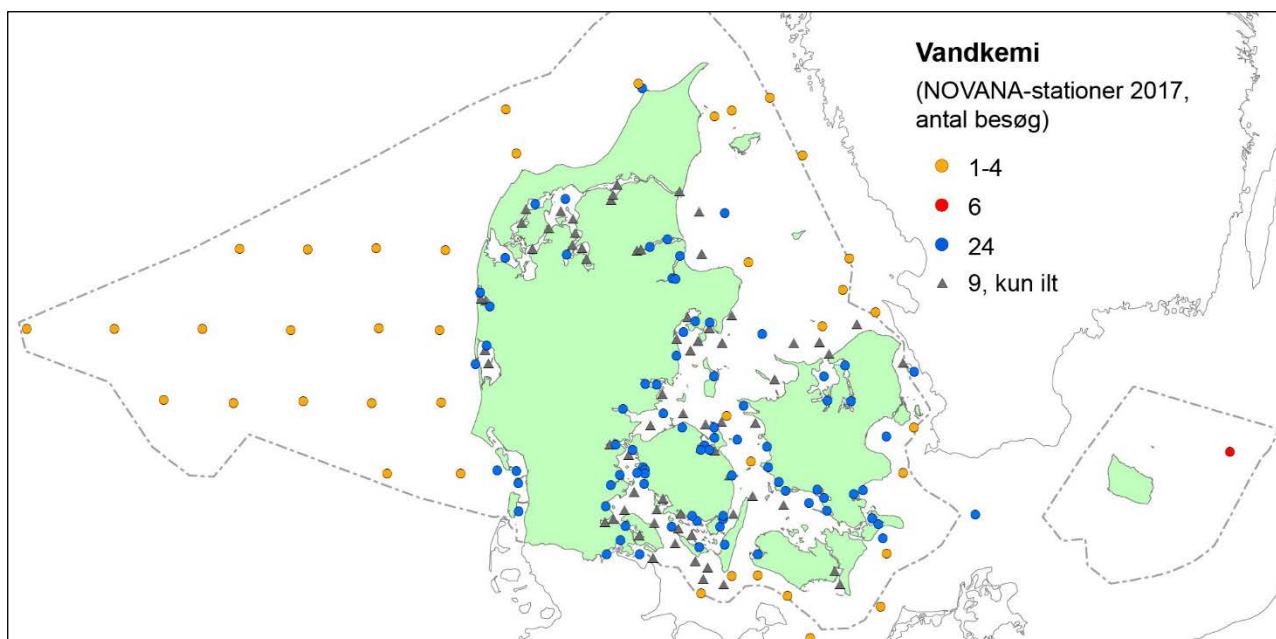
I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen levere datagrundlaget til at:

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

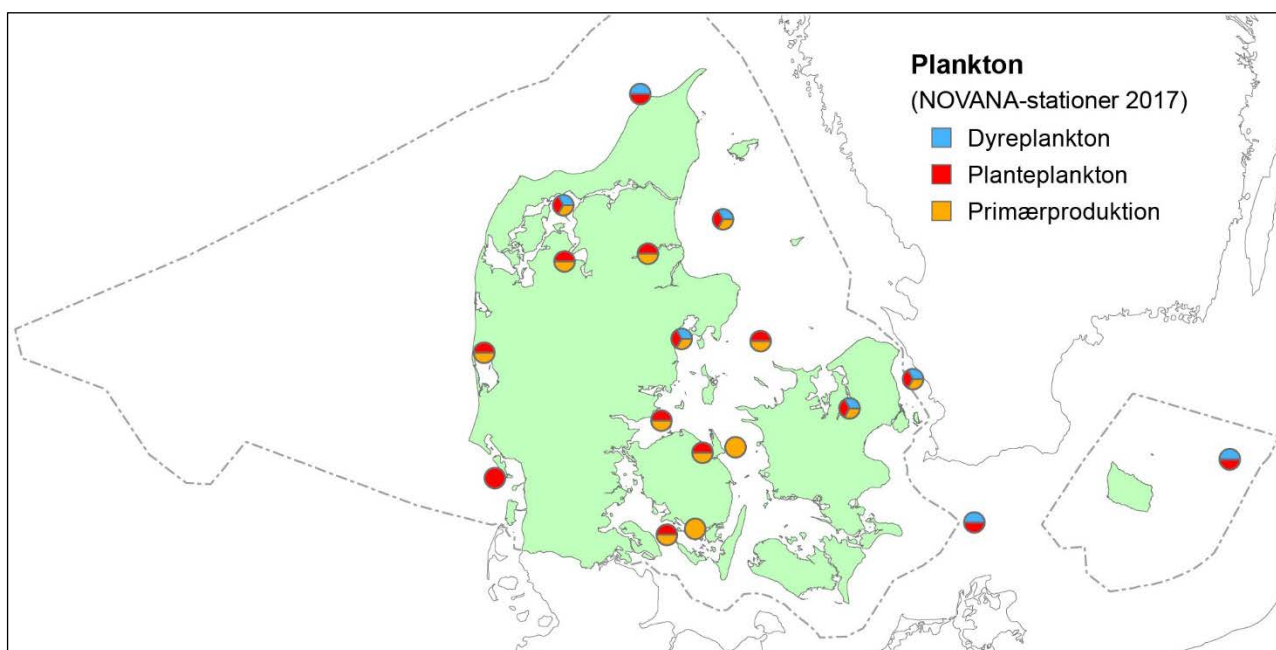
Områder og prøvetagningsprogram

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

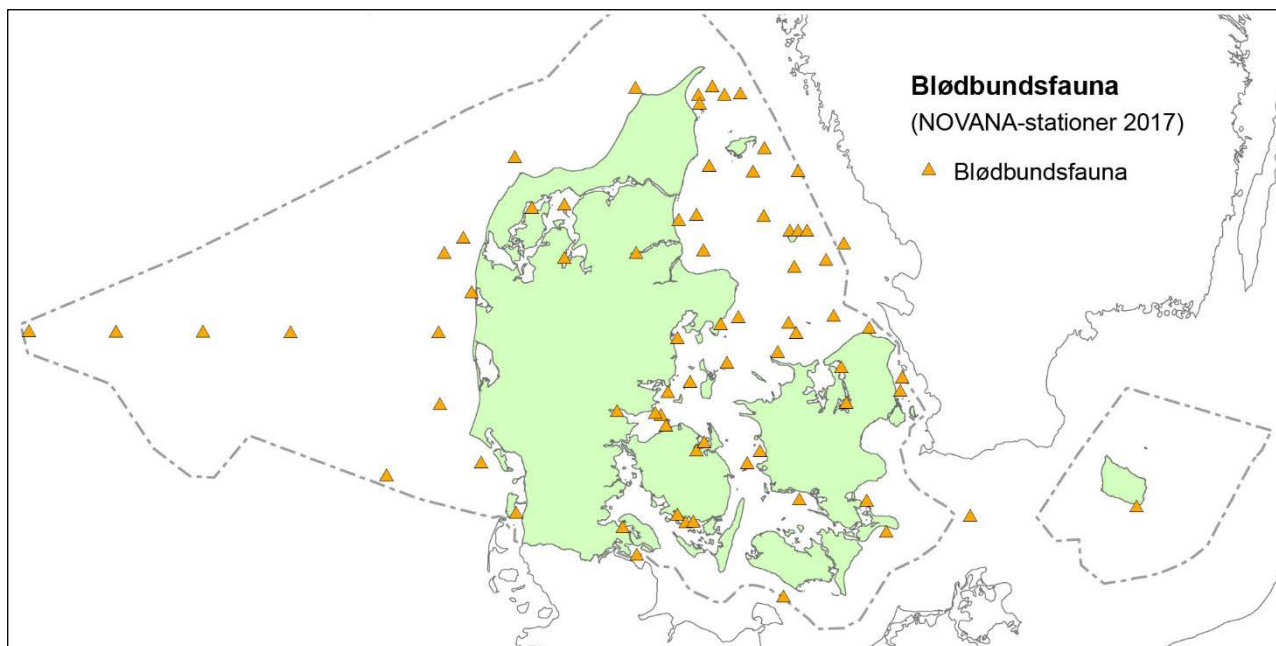
I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er der fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.5* viser placeringen af NOVANA-stationerne i 2017, dvs. hvor og hvor ofte overvågningen af de forskellige parametre er foretaget i 2017. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata fra 2017, 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.



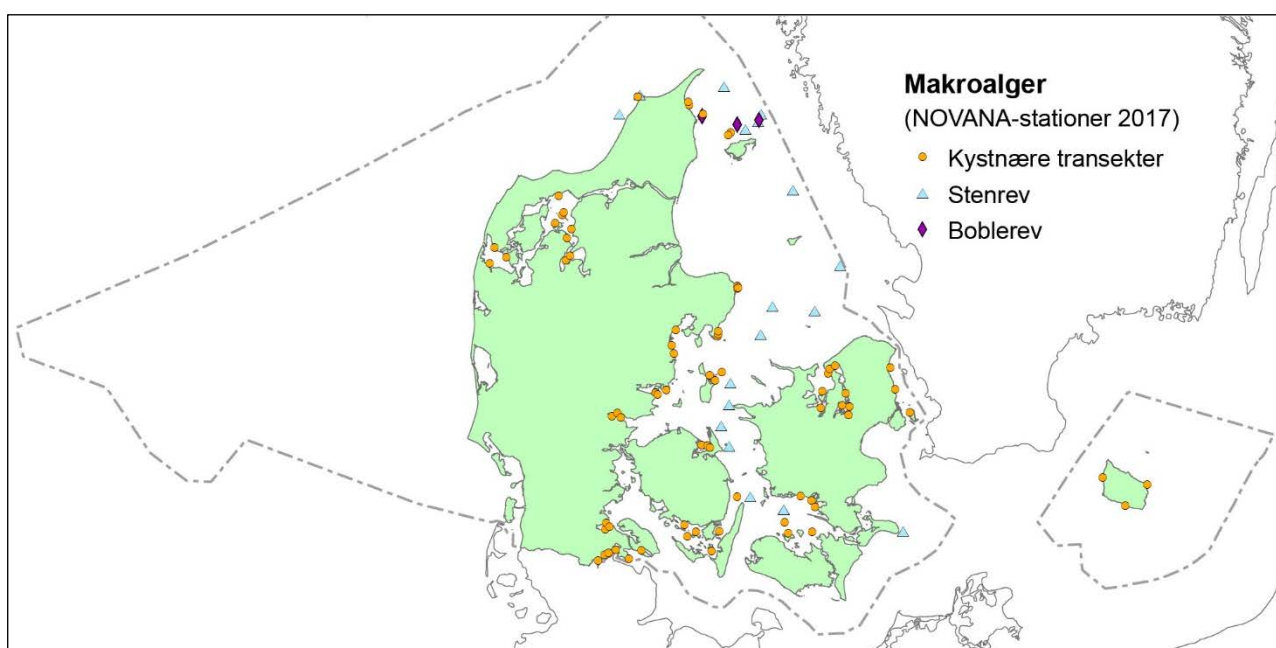
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, saltholdigheds-, temperatur-, sigtdybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger i 2017. Overvågningsfrekvensen er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen). Afgrænsning 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.



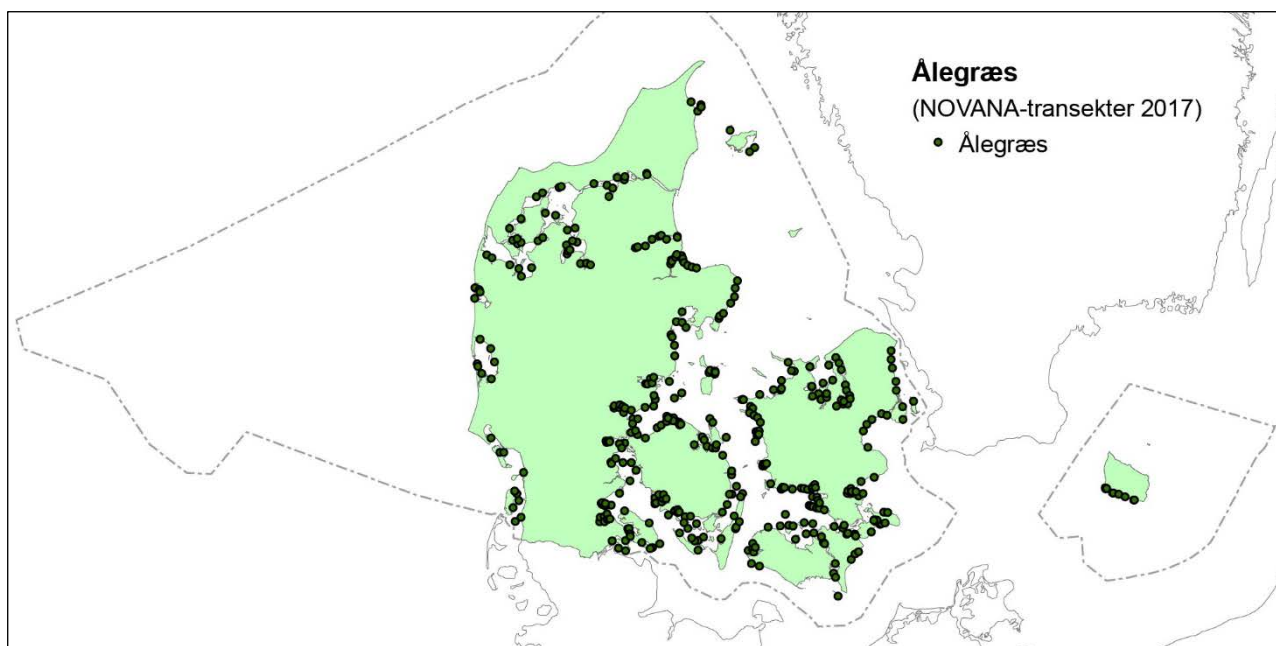
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion i 2017. Plankton overvåges 20 gange på et år undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges 6 gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna i 2017. 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 i 2017. 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 i 2017. 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).

Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande

Jens Würgler Hansen

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er reguleret af de fysiske betingelser 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 også være relativ stor variation i vanddybde og bundstruktur, især i tidevandspåvirkede og vindeksponerede områder.

Effekterne af de menneskeskabte påvirkninger varierer i omfang fra år til år og fra område til område dels pga. geografisk og tidslig variation i omfanget og karakteren af de menneskelige aktiviteter, og dels fordi effekten 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 også fiskeri, klapning af opgravet materiale, skibsfart, offshore industri, anlæg på søterritoriet, rekreative aktiviteter og indførsel af fremmede arter påvirker miljøforholdene.

Tilførslen af næringsstoffer har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i farvandene. Udledning af store mængder næringsstoffer (eutrofiering) til vandmiljøet medfører en stor produktion af planteplankton, som 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 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 opblomstring af giftigt 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 fedtemøg, som skygger for ålegræs og fremmer udvikling af iltsvind. I visse områder opskylles der engang imellem store mængder tang og ålegræs, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Reduceret udbredelse af ålegræsenge og skove af flerårig tang samt færre bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk og dermed havpattedyr. Eutrofiering påvirker således struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundplanter, bunddyr, fisk og havpattedyr) og resulterer ofte i 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). Først førte en forbedring af rensningen af spildevand fra byer og industri til et relativt hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor. I midten af 1990'erne begyndte tilførslen af kvælstof at falde hovedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget. Denne oligotrofiering har bevirket, at koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet er mindsket betydeligt. Det har ført til forbedringer for nogle parametre, mens andre parametre ikke har responderet særlig tydeligt endnu. Oligotrofiering

er langt dårligere beskrevet end eutrofiering. Men den tilgængelige viden viser, at oligotrofiering er en kompliceret proces, hvis forløb afhænger af en lang række andre forhold end næringsstofkoncentrationer, herunder fx ændringer af havbundens struktur (fysiske stabilitet) og graden af ophobning af næringsstof i havbunden under eutrofieringen. For en del af parametrene er der en tidsforsinkelse mellem den mindske tilførsel og responset, bl.a. fordi de strukturelle forhold har ændret sig og pga. intern tilførsel af de ophobede næringsstoffer i havbunden. Desuden er det ikke sikkert, at tilstanden vender helt tilbage til tidligere tider, da systemet kan stabilisere sig 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, og 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 iltvind og forurening med næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer.

Tilførsler af miljøfarlige stoffer har også 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. Klimaforandringer har direkte effekter fx i form af stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for andre presfaktorer såsom iltvind. Samspillet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer fører til forandringer, der bringer 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 vandtransport af bundvandet. Nedbør og afstrømning har betydning for den mængde næringsstoffer, som udvaskes fra landjorden. Der er store år til år variationer i de klimatiske forhold, som bidrager til at forklare udviklingen i den marine miljøtilstand.



Stille vejr ved Samsø. Foto: Anne van Acker.

Metoder og datagrundlag

De klimatiske forhold i Danmark i 2017 beskrives med arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2017 (*Cappelen 2018*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DCE (1990-2017), 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, 2007-2016). Derudover er der anvendt data for vind og total indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) og Risø (1995-2017) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Instituttet i København (1993-2017) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Temperaturen 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.

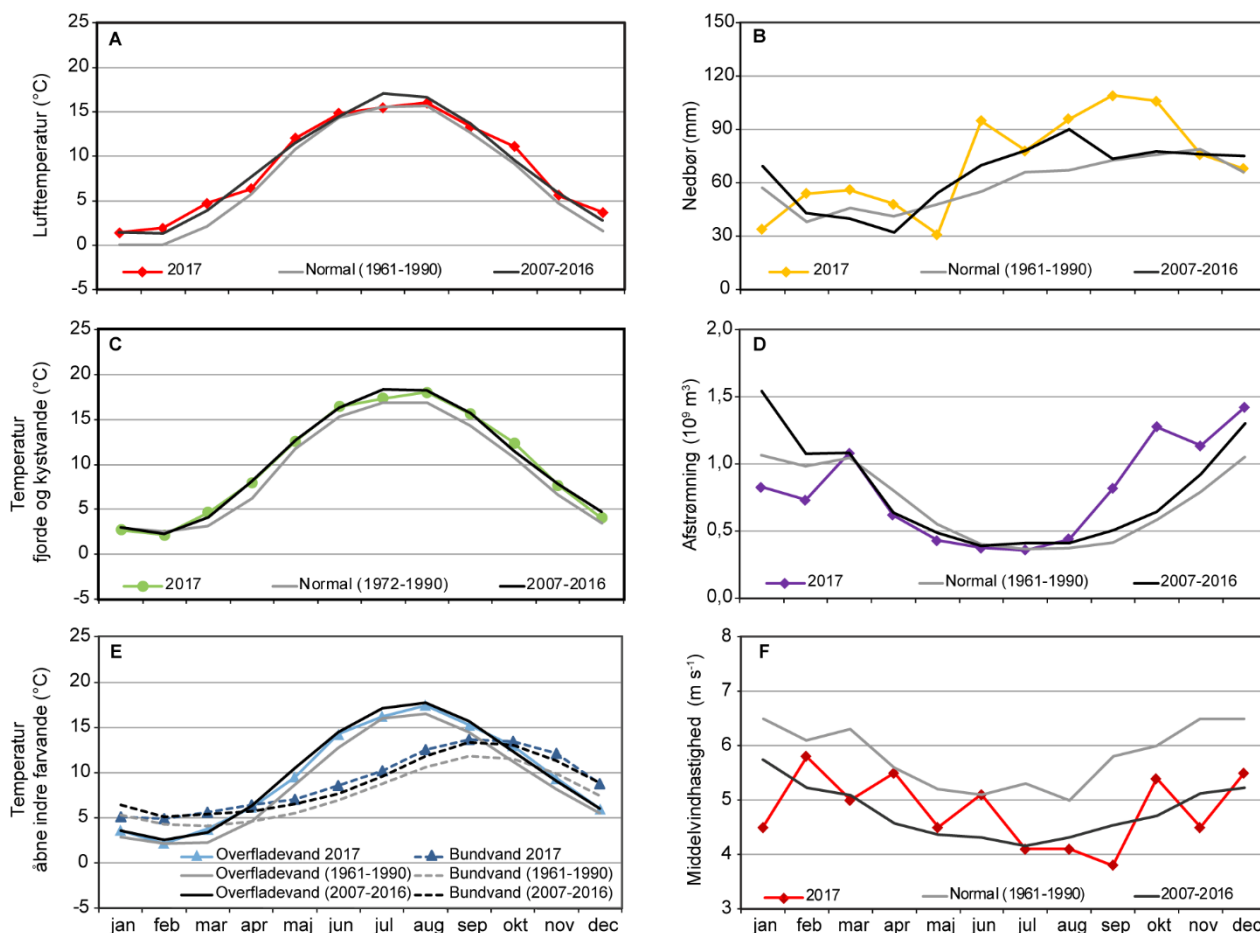
Sæsonvariation i 2017

Vinter (januar - februar)

Lufttemperaturen i januar og februar var ca. 1,7 °C højere end normalperioden (1961-1990), men sammenlignelig med den seneste referenceperiode (2007-2016) (*figur 2.1*). Antallet af solskinstimer var kun lidt over normalen (120 mod 112 timer) (data ikke vist). Nedbørsmængden var lidt mindre end normalen (88 mod 95 mm) og noget mindre end referenceperioden (112 mm). Den forholdsvis lille nedbørsmængde resulterede i en afstrømning, som var 24 % lavere end normalperioden og 41 % lavere end referenceperioden. Det blæste noget mindre i vinteren 2017 (5,2 m s⁻¹) end i normalperioden (6,3 m s⁻¹) og lidt mindre end i referenceperioden (5,5 m s⁻¹). Vinden kom hovedsageligt fra sydvest i januar og fra syd i februar. I starten af januar passerede en storm Danmark, som medførte forhøjede vandstande i den vestlige Østersø, Lillebælt og Storebælt.

Temperaturen i fjorde og kystvande var på niveau med både normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur omkring 2 °C (*figur 2.1*).

Samme forhold gjorde sig gældende for overfladevandet i de åbne indre farvande med en gennemsnitstemperatur på 3,9 °C. Bundvandet var varmere med en temperatur omkring 5 °C, hvilket var lidt over normalperioden, men koldere end seneste referenceperiode. Saltholdigheden i både overfladevand og bundvand var meget lavere end normalt i februar (data ikke vist), hvilket indikerer en dominerende udstømning fra Østersøen med vinde fra sydlige retninger.

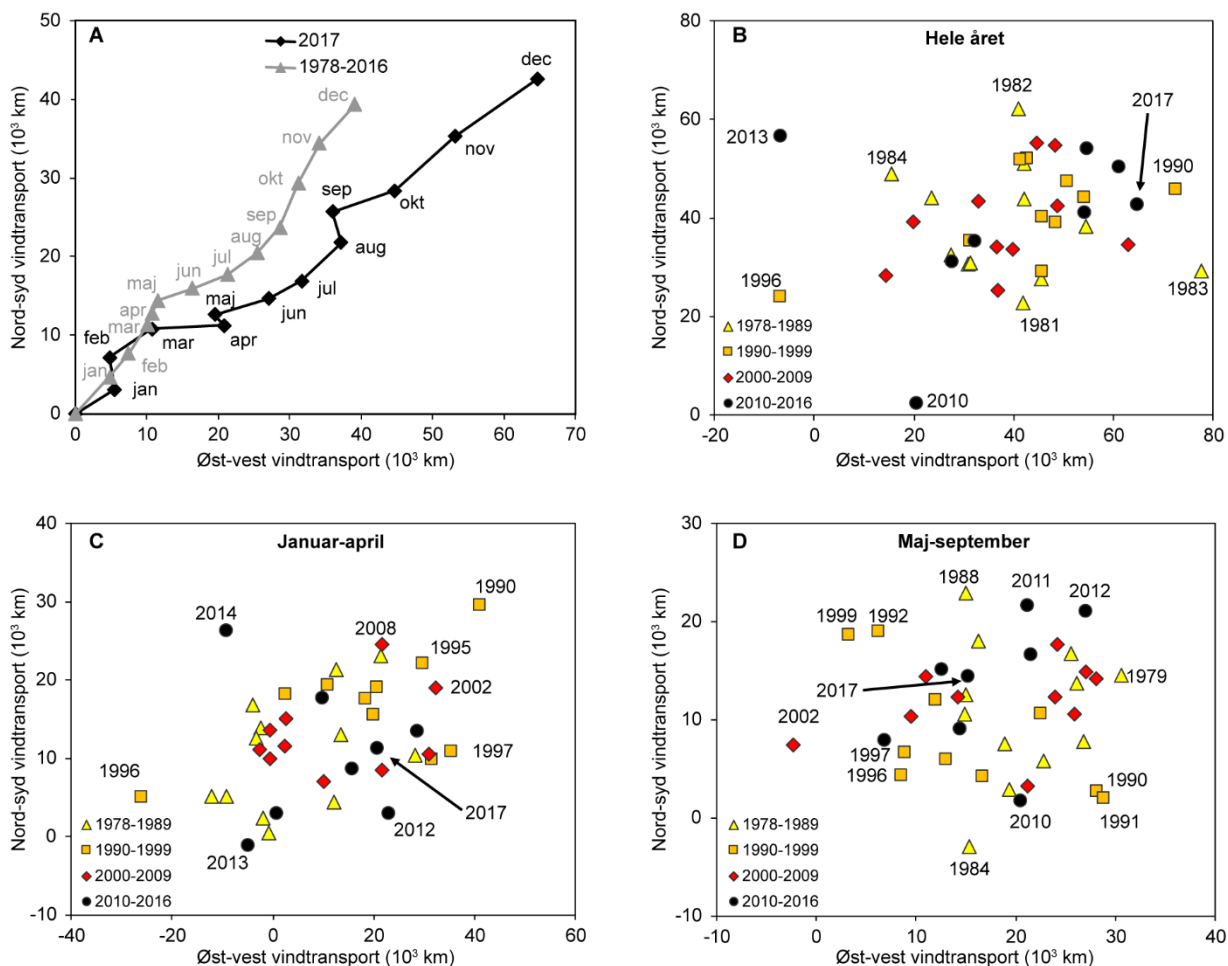


Figur 2.1. Årsvariation i 2017 sammenholdt med normalperioden (1961-1990) og seneste referenceperiode (2007-2016) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) vandtemperatur for stationer i fjorde og kystvande, D) afstrømning til de indre danske farvande, E) vandtemperatur for overflade- (0-10 m) og bundvand for stationer i de åbne indre farvande (< 20 m) og F) middelvindhastighed. Datakilder: DMI (A, B og F); DCE og Miljøstyrelsen (C-E).

Forår (marts - maj)

Den gennemsnitlige lufttemperatur var på niveau med den seneste referenceperiode (7,7 °C). Marts og maj var forholdsvis milde, hvorimod april var kold. Alle tre forårmåneder var dog varmere end de tilsvarende for normalperioden. Antallet af solskinstimer var normalt for marts og april, hvorimod maj var forholdsvis solrig (data ikke vist). I overensstemmelse hermed regnede det mere i marts og april end normalt, hvorimod der var relativt lidt nedbør i maj. Samlet faldt der 135 mm, hvilket er 7 % mere end normalen men lig gennemsnittet for referenceperioden. Dette resulterede i en næsten normal afstrømning for de tre forårmåneder. Sammenholdt med normalperioden blæste det mindre i alle tre forårmåneder, hvorimod det blæste forholdsvis meget i april sammenholdt med referenceperioden. Den dominerende vindretning var fra sydvest og vest i marts og april, hvorimod maj havde svagere vinde fra skiftende retninger (figur 2.2).

I fjorde og kystvande var temperaturen 1,4 °C varmere end normalen for alle tre måneder, men på niveau med referencen (figur 2.1). I de åbne indre farvande var overfladevandet 1,0-1,5 °C varmere, og bundvandet 1,5-2,0 °C varmere end normalen. Temperaturen i overfladevandet var lavere end referenceperioden, specielt i maj, hvorimod bundvandet var forholdsvis varmt, omkring 0,5 °C varmere end referenceperioden.



Figur 2.2. Retningsbestemt vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten. A) Årsvariation i 2017 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 vindtransport fra sydvest medfører generelt en større vandtransport gennem de indre danske farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institutet.

Sommer (juni - august)

Sommeren startede med højere lufttemperaturer i juni (gennemsnit på 14,8 °C) end i normalperioden (14,3 °C) og i referenceperioden (14,4 °C) (figur 2.1), men så ændrede sommeren karakter. Temperaturen i juli og august var på niveau med normalperioden, men ca. 1 °C koldere end referenceperioden. Specielt juli var kølig uden en eneste sommerdag. Antallet af solskinstimer var også lavere end normalen (data ikke vist). I de tre sommermåneder faldt der 269 mm mod 188 mm i normalperioden og 238 mm i referenceperioden. På trods af den store nedbørsmængde var afstrømningen i sommermånederne 2017 ikke større end i normalperioden og i referenceperioden. Selvom sommeren ikke var domineret af højtryksvejr, så var vindforholdene relativt rolige, specielt i juli og august, hvor middelvinden var markant lavere end normalen og

lidt lavere end referencen. Vinden kom overvejende fra sydvest i alle tre måneder (*figur 2.2*), og der blev i perioden kun registreret et enkelt mindre blæsevejr i starten af august.

Temperaturen i fjorde og kystvande var næsten 1 °C varmere end normalen, men 0,4 °C koldere end referenceperioden (*figur 2.1*). Specielt juli var kølig, hvorimod juni og august var på niveau med referenceperioden. Samme mønster gjorde sig gældende for overfladevandstemperaturen i de åbne indre farvande, hvor juli havde samme temperatur som normalperioden, dvs. ca. 1 °C koldere end referencen. Bundvandet var derimod forholdsvis varmt med temperaturer 1,7 °C over normalen og 0,7 °C over referencen. Dominerende vinde fra sydvest igennem størstedelen af perioden kan have medført en transport af varmere vand fra den sydlige del af Nordsøen ind i Skagerrak og Kattegat. Saltholdigheden i juni, og delvist også juli, var relativt høj sammenlignet med referencen, hvilket støtter denne antagelse.

Efterår (september - december)

Efteråret var forholdsvis mildt med meget nedbør og færre solskinstimer end normalt. Temperaturmæssigt var efterårsmånederne på niveau med referenceperioden, med undtagelse af oktober, som var 1,6 °C varmere end referencen og hele 2,0 °C varmere end normalen (*figur 2.1*). Oktober var den sjettevarmeste registreret siden 1874. Samlet set var middeltemperaturen 8,4 °C mod 7,9 °C i referenceperioden og 7,0 °C i normalperioden. September og oktober var meget våde med over 100 mm nedbør i begge måneder, og antallet af solskinstimer var lavere end både normalen og referencen (data ikke vist for solskinstimer). Derimod var november og december mere normale med nedbør og solskinstimer på niveau med normalen og referencen. Samlet set faldt der ca. 20 % mere regn i efteråret 2017 i sammenligning med både normalen og referencen. Den store nedbørsmængde i løbet af både sommeren og efteråret resulterede i en relativt stor afstrømning fra land i alle efterårsmånederne. Således kunne man allerede i september observere vandmættede jorde med stor overfladeafstrømning. Den samlede afstrømning i efteråret var 64 % højere end normalen og 38 % højere end referencen. Vinden var på niveau med referencen (i middel 4,8 mod 4,9 m s⁻¹) og kom fortrinsvis fra syd i september og fra sydvest resten af året. Vindhastigheden var dog væsentlig lavere end normalen, hvor det i middel blæste 6,2 m s⁻¹. En storm passerede den sydlige del af landet den 13. september fra vest, og der blev målt vinde tæt på orkanstyrke i den vestlige Østersø. Stormen Ingolf i slutningen af oktober havde vindstød af orkanstyrke, og højeste vindstød på 38,6 m s⁻¹ blev målt ved Kalundborg.

Vandet i fjorde og kystvande afkøledes fra 15,7 °C i september til 4,0 °C i december, hvilket svarer til ændringen i referenceperioden. Overfladevandet i de åbne indre farvande udviste tilsvarende tendenser med temperaturfald fra 15,3 °C i september til 6,0 °C i december, som også svarer til ændringen i referenceperioden. Temperaturerne i overfladevandet i de åbne indre farvande, fjorde og kyster i 2017 og referenceperioden var dog 1 °C højere end normalen. Bundvandet var forholdsvis varmt i september, oktober og november med temperaturer 0,6 °C højere end referencen, mens denne forskel var udlignet i december. Saltholdigheden i bundvandet i 2017 afveg ikke væsentlig fra saltholdigheden i referenceperioden.

Året som helhed

I 2017 var den gennemsnitlige lufttemperatur på 8,9 °C, og det var således et relativt varmt år sammenlignet med normalperioden (7,7 °C) men på niveau med referenceperioden (8,8 °C). Gennemsnitstemperaturen dækker dog over

store variationer hen over året, hvor april og juli var forholdsvis kolde, hvorimod oktober var forholdsvis varm.

Antallet af solskinstimer var på niveau med normalen (1961-1990), men 12 % under referenceperioden (2007-2016). Kun januar, maj og november havde flere solskinstimer i forhold til normalen, hvorimod resten af året var forholdsvis solfattigt.

I 2017 faldt der 851 mm regn, hvilket er 9 % højere end referencen og 20 % højere end normalen. Specielt juni, september og oktober var meget våde, mens mængden af nedbør var beskeden i januar og maj. Som følge af de relativt store nedbørsmængder var afstrømningen i 2017 også forholdsvis høj, 13 % over normalen og 1 % over referencen. Afstrømningen var relativ lav i starten af året på grund af en tør januar, men steg kraftigt i årets sidste fire måneder som følge af de store nedbørsmængder fra juni og fremefter.

Sammenholdt med normalen var vindhastigheden konsekvent lavere i alle årets måneder. Derimod var middelvinden i 2017 på niveau med referencen ($\sim 4,8 \text{ m s}^{-1}$). Umiddelbart var der ingen måneder, som skilte sig ud som værende meget blæsende eller meget vindstille, og der blev kun registreret en storm på den nationale skala ('Ingolf'). Med undtagelse af februar, maj og september, kom vinden generelt fra sydvest.

Vandet var ca. 1°C varmere end normalen i fjorde og kystvande og i overfladen i de åbne indre farvande, men lidt under middeltemperaturen i referenceperioden. Specielt juli havde relativ lav temperatur i fjorde og kystvande, hvorimod overfladevandet var relativt køligt fra maj til september. Dette var i modsætning til bundvandet, som var relativt varmt fra april til september. Samlet var bundvandstemperaturen i 2017 $0,3^\circ\text{C}$ varmere end referencen.

Langtidsudvikling

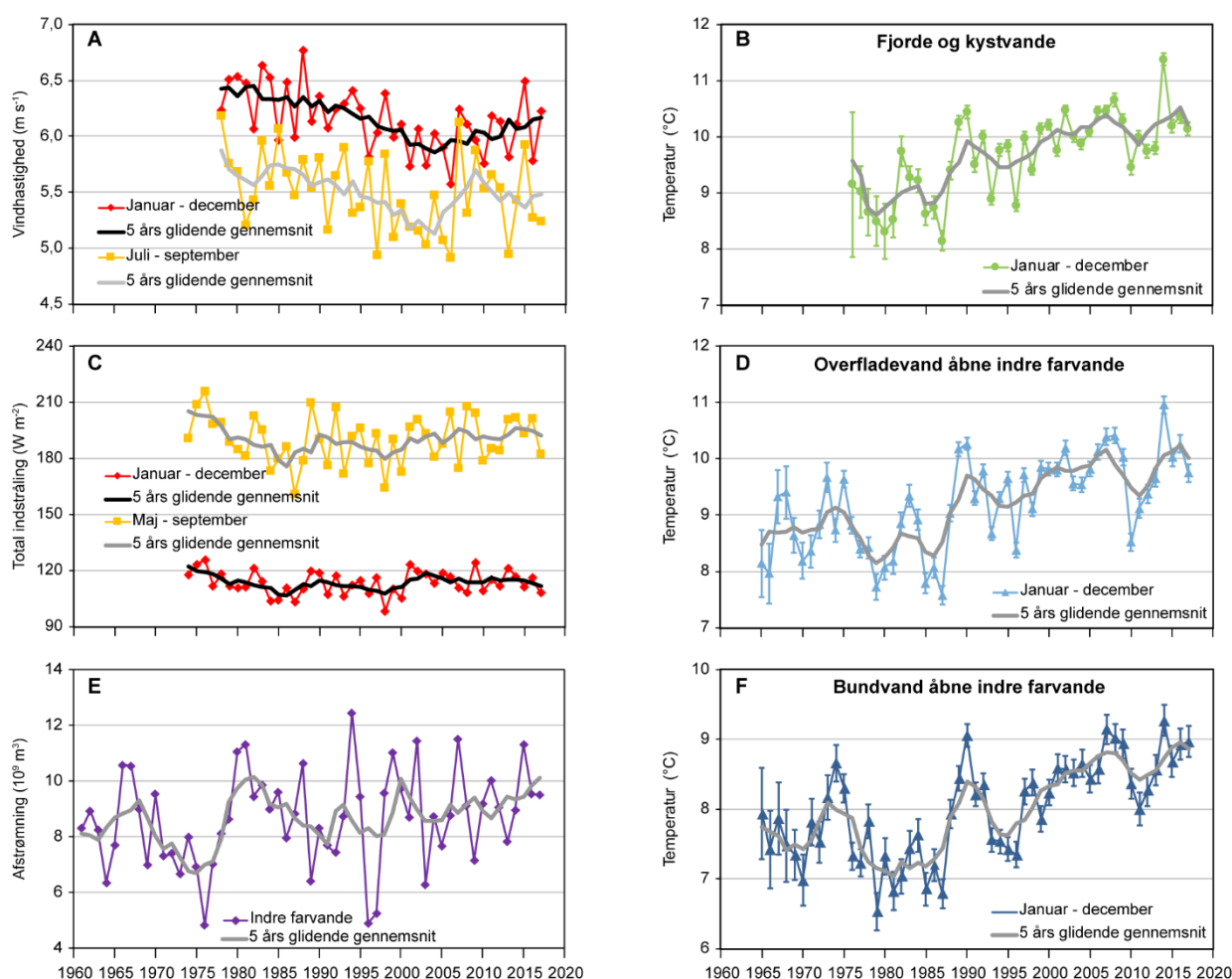
Den årlige middel vindhastighed er aftaget fra $6,4 \text{ m s}^{-1}$ i 1980'erne til $6,0 \text{ m s}^{-1}$ siden 2000, dog med en stigende tendens i de seneste ca. 10 år (figur 2.3A). Middelvinden for hele 2017 var relativt høj ($6,3 \text{ m s}^{-1}$) sammenlignet med perioden siden 2000. I modsætning hertil var vindhastighederne i juli-september forholdsvis lave, hvilket kan have bevirket en mindre opblanding af vandsøjlen og reduceret vandtransporten gennem de åbne indre farvande i den typiske iltvindperiode. I 2017 var vindhastigheden i juli-september på niveau med vindhastigheden i 2016 og $1,0 \text{ m s}^{-1}$ lavere end årsgennemsnittet.

Selvom vinden generelt har været faldende siden 1980'erne er der ingen indikationer på, at vindretningen generelt har ændret sig (figur 2.2B-D). Den dominerende vindretning er fortsat oftest fra sydvest, hvilket også gjorde sig gældende i 9 ud af 12 måneder i 2017 (figur 2.2A).

Vurderet ud fra vindtransporten var 2017 et meget normalt år. Det mest usædvanlige var de jævne vindstrømninger fra sydvest gennem det meste af året, hvilket resulterede i en forholdsvis stor vindtransport mod nordøst på trods af de moderate vindhastigheder (figur 2.2B). Vindtransporten i januar-april, som har betydning for transporterne af uorganiske næringsstoffer gennem de indre danske farvande i perioden for forårsopblomstringen af planteplankton, var gennemgående fra syd og sydvest i 2017 (figur 2.2C). Disse vindretninger stimulerer indstrømning af Nordsøvand til de åbne indre farvande, men i februar skiftede vinden over i sydlig retning, hvilket medførte en udstrømning af Østersøvand.

Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande i den typiske iltsvindsperiode, var som helhed ikke usædvanlig (figur 2.2D). Men juni-august var domineret af jævne vindstrømninger fra sydvest (figur 2.2A), hvor manglen på kraftigere vinde fra skiftende retninger kan have reduceret vandtransporten i bundvandet.

Solindstrålingen i 2017 var forholdsvis lav, både for året som helhed og for perioden maj-september (figur 2.3C). Specielt juli havde en meget lav indstråling, men solindstrålingen var også lavere end normalt i otte af årets måneder (data ikke vist). Indstrålingen på årsplan og i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfattige 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen, men har ikke helt nået niveauet fra 1970'erne.

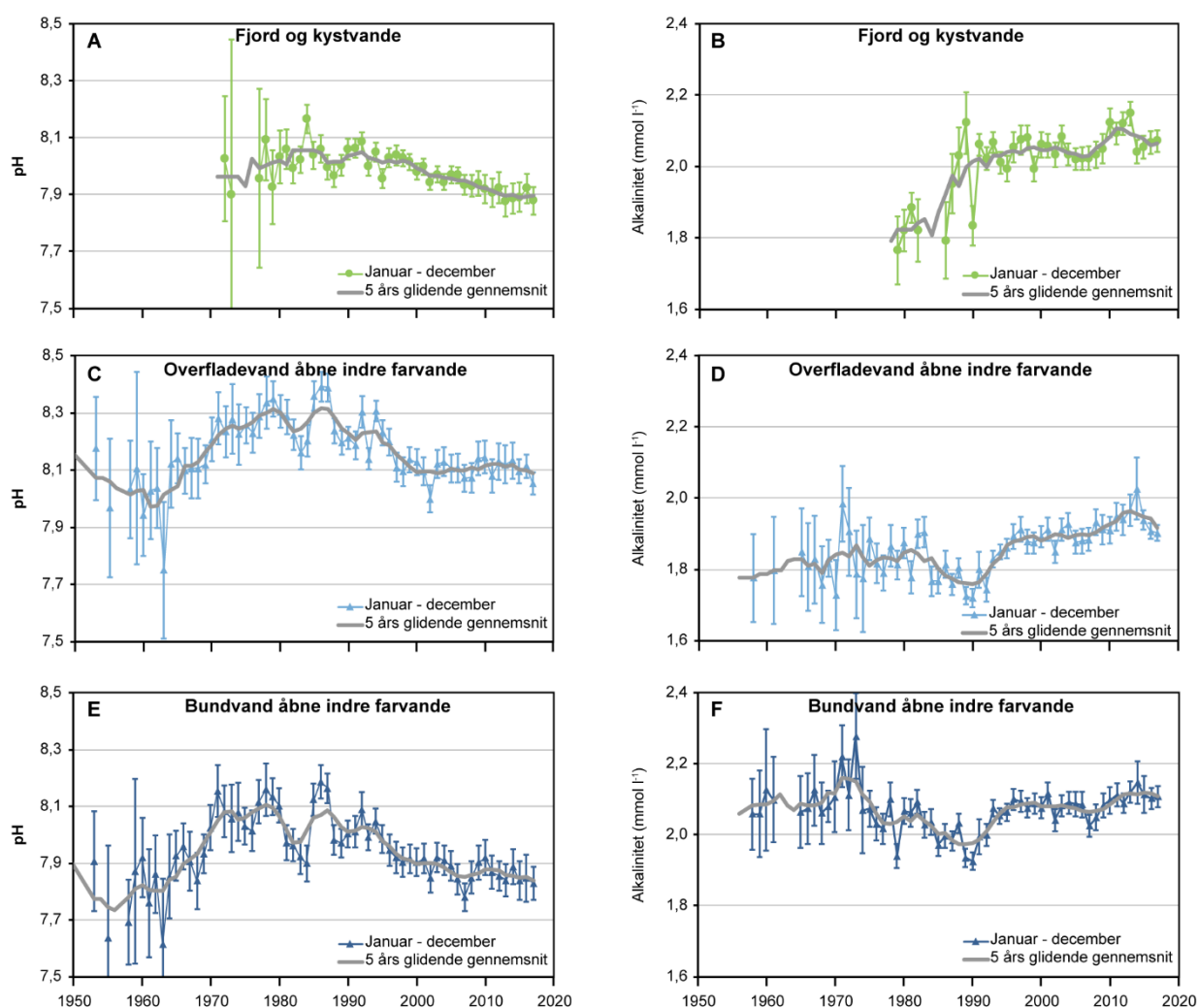


Figur 2.3. Tidlig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystvande, C) indstråling, D) overfladevands-temperatur i de åbne indre farvande, E) afstrømning til de åbne indre farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Middeltemperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser.

Ferskvandsafstrømningen fra det åbne land har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier (figur 2.3E). I 1960'erne var middelafrømningen 8.500 mio. m^3 om året, som faldt til 7.500 mio. m^3 i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m^3 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 2017 var på niveau med afstrømningen i 2016 og med gennemsnittet for de våde 1980'er.

Temperaturen i de danske farvande er steget med 1-1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år, og efter fire relativt kolde år (2010-2013) slog havtemperaturen alle tidligere rekorder i 2014 (figur 2.3B, D & F). Temperaturen i 2017 i fjorde og kystvande og i overfladevandet i de åbne indre farvande var gennemsnitlig for perioden efter 2000. Derimod var bundvandet i de åbne indre farvande i 2017 relativt varmt for de senere år, hvilket kan skyldes en større udskiftning af bundvandet med varmere Nordsøvand i forårs- og eftermånederne (saltholdigheden var lidt højere end normalt forår og efterår, data ikke vist). Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden, og temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer.



Figur 2.4. Årsmiddel (± 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 og Miljøstyrelsen.

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 CO₂ 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 CO₂ 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 CO₂ i atmosfæren (0,0019 om året; *Doney 2010*), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO₂ 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 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 i Østersøen som følge af mere udbredt iltsvind siden 1993 (*Carstensen m.fl. 2014a*).

Sammenfatning

- I 2017 var lufttemperaturen 1,2 °C højere end normalperioden (1961-1990), men på niveau med den 10-årige referenceperiode (2007-2016). Sommermånederne var dog generelt køligere, hvorimod efteråret var mildere.
- Vindhastigheden var på niveau med referenceperioden, men under normalen igennem hele året. Vinden kom hovedsageligt fra sydvest med undtagelse af februar, maj og september, hvor vinden kom fra en mere sydlig retning. De sydvestlige vinde kan have stimuleret en transport af Nordsøvand ind i de åbne indre farvande. Den mere sydlige vind i februar kan dog have medført en større udstrømning af Østersøvand.
- Nedbørsmængden i 2017 var 9 % højere end referencen og 20 % højere end normalen. Specielt juni til oktober var en meget våd periode med 484 mm regn.
- Afstrømningen fra land var lav i starten af 2017, men den store nedbørsmængde hen over sommeren og efteråret opvejede den tørre start på året og betød, at jorden tidligt blev mættet af vand, og at afstrømningen derfor blev høj. Afstrømningen var samlet 1 % over referencen og 13 % over normalen.
- Antallet af solskinstimer i 2017 var lavere end de foregående år.
- Vandtemperaturerne i 2017 var gennemsnitlige for perioden efter 2000, men varmere end normalperioden. I fjorde og kystvande og i overfladevandet i de åbne indre farvande var vandet henholdsvis 0,9 °C og 1,0 °C varmere end normalen. Bundvandet var 1,8 °C varmere end normalen.
- Havtemperaturen er generelt steget 1-1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år, men efter rekordvarme 2014 var temperaturen i 2017 i overfladevandet gennemsnitlig for perioden siden 2000. Temperaturen i bundvandet var over middel for perioden siden 2000.
- 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 grundet mere udbredt iltsvind i Østersøen.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Det overordnede formål med den marine del af overvågningsprogrammet (NOVANA) er at understøtte internationale forpligtigelser og nationale behov for overvågningsdata om påvirkning, tilstand og udvikling i de danske farvande. Programmet skal således tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag for forvaltningen af havmiljøet.

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske 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 og fiskeri. Påvirkningerne er dynamiske, og miljøindikatorerne reagerer 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 variationer i klimaet udviskes, mens ændringer forårsaget af menneskelige aktiviteter tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række indikatorer ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i miljøpåvirkningen, men de fortæller ikke nødvendigvis noget om den aktuelle miljøtilstand, som er styret af de faktiske og ikke de klimakorrigerede forhold.

Analyserne af variation i data anvender et generelt indeks eller en middelværdi dannet ud fra alle målinger det enkelte år for hver af indikatorerne for at give et nationalt billede af tilstand og udvikling. Derved udjævnes forskelle mellem lokaliteter, og analyserne fokuserer på ændringer fra år til år. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (inkl. fjorde) og havområder (åbne indre farvande), da disse to farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden. For enkelte parametre er der lavet yderligere opdeling inden for farvandstyperne. Anvendelsen af et generelt indeks eller middelværdi betyder, at udviklingen lokalt i nogle tilfælde kan være forskellig fra den generelle nationale tendens.

Klimaforandringer påvirker tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten og komplicerer årsagssammenhænge. Ændringer i miljøtilstanden kan således både skyldes naturlig variation, menneskelig aktivitet og klimaforandringer, hvor sidstnævnte overvejende skyldes menneskeskabte forhold. De klimakorrigerede data er kun normaliseret i forhold til år til år variationen i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande. En videreudvikling af klimakorrekturene 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 indeksering og klimakorrektion i denne rapport.

3 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



Miljøstyrelsens overvågningsskib Daphne i Aarhus Bugt. Foto: Jens Würglér Hansen.

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. 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 organiske og uorganiske forbindelser. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringsstof for kiselalger. 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.

Metoder og datagrundlag

Kapitlet bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2017. Prøver er indsamlet og analyseret og data behandlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af de vandkemiske parametre (Fossing *m.fl.* 2015; Fossing & Hansen 2018). For de åbne indre farvande er datagrundlaget suppleret med svenske data fra SMHI.

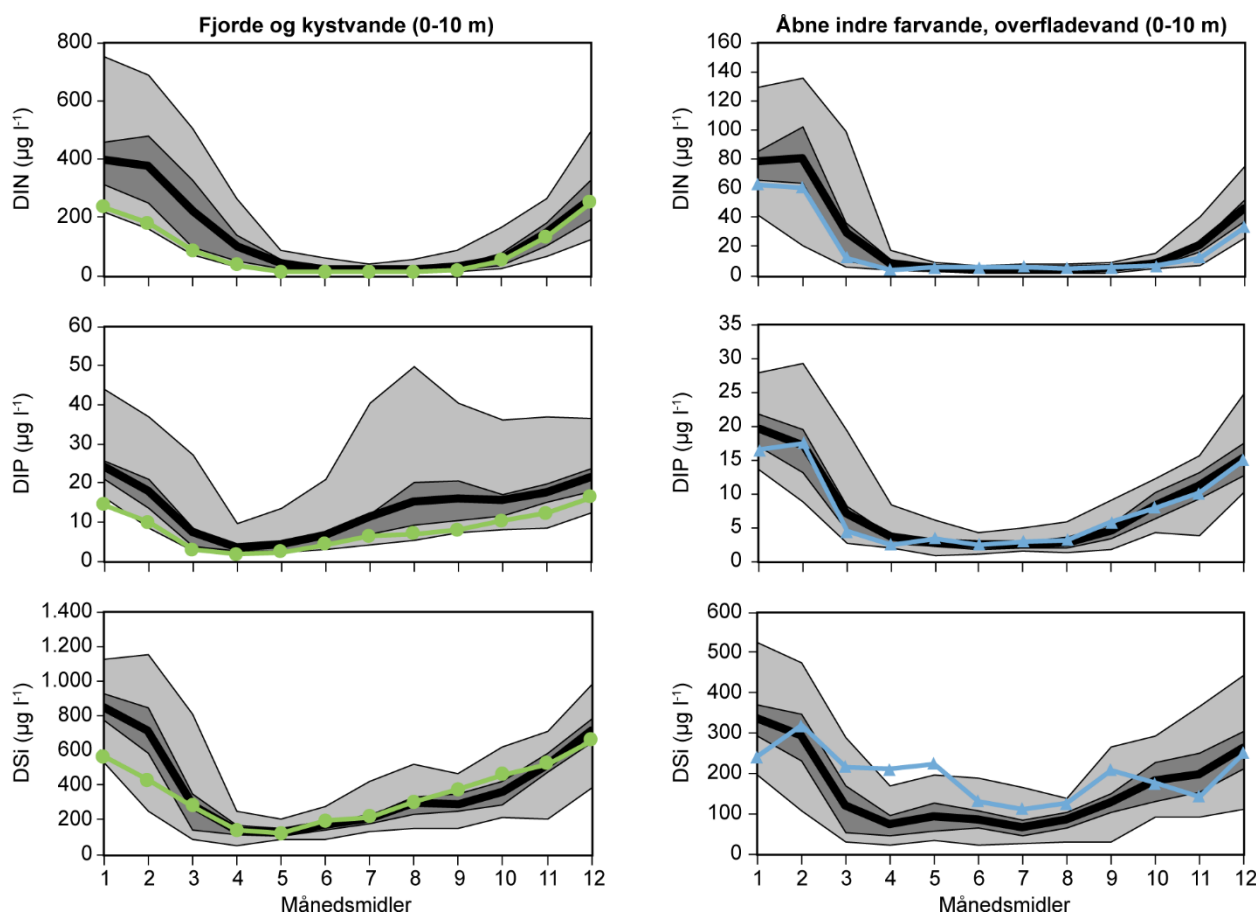
Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande og Nordsøen-Skagerrak. Årsmidler af næringsstofkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (Bilag 1). Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen er anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstofkoncentrationerne (Bilag 1). Den tidlige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2017 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 der er anvendt en utilstrækkelig oxidationsmetode fra 2008 til 2017. Miljøstyrelsen har i år igangsat

et projekt til at genoprette målinger. Totalkoncentrationer af kvælstof og fosfor vil blive afleveret, når resultaterne af dette arbejde foreligger.

Sæsonvariation i 2017

Koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) har været faldende siden henholdsvis slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og niveauerne for 2017 var, som forventet, overvejende lavere end langtidsmidlerne (1989-2016). For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2017 i fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af månedsmidlerne for langtidsmidlen (figur 3.1).



Figur 3.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, DIP og DSI i 2017 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2016). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var generelt lav i forhold til langtidsmidlerne til og med september. I maj og august var månedsmidlen den laveste siden 1989. I årets sidste tre måneder var koncentrationen derimod på niveau med langtidsmidlen. Disse relative høje niveauer var forårsaget af den store afstrømning fra land i løbet af efteråret (kapitel 2).

DIN-koncentrationen i overfladen i de åbne indre farvande var på niveau med den nedre kvartil af månedsmidlerne for de tidligere år (1989-2016) for stort set alle måneder. Koncentrationen var lav, omkring $5 \mu\text{g l}^{-1}$, fra april til oktober. Den store afstrømning fra land i efterårsmånederne medførte ikke højere koncentrationer end langtidsmidlen.

DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande var generelt lav, og månedsmidlen for januar var den hidtil laveste siden 1989, hvilket var en fortsættelse af de rekordlave koncentrationer i november og december 2016. For de andre måneder i 2017 lå koncentrationen mellem minimum og den nedre kvartil for tidligere års månedsmidler. Koncentrationen steg lidt kraftigere end normalt i årets sidste tre måneder, hvilket kan skyldes den store afstrømning. Der blev ikke observeret nogen væsentlig opbygning af fosfor i vandsøjlen henover sensommeren/det tidlige efterår, hvilket skyldes, at iltsvindet i sensommeren 2017 hovedsageligt påvirkede bundvandet i de mere åbne indre farvande, og at fosforpuljerne i sedimentet formodentlig er mindsket i forhold til tidligere (kapitel 5; Riemann m.fl. 2016).

DIP-koncentrationerne i de åbne indre farvande i 2017 var på niveau med langtidsmidlerne igennem hele året. Koncentrationen steg fra januar til februar, hvilket kan skyldes relativt høje koncentrationer i det udstrømmende Østersøvand (kapitel 2). Faldet i DIP-koncentrationen i marts var forholdsvis stort sammenlignet med faldet i DIN-koncentration ($\sim 1:8$ i molforhold, Redfield 1:16), hvilket indikerer, at DIN- og DIP-koncentrationerne i denne måned både var styret af ændrede vandmasser og af optag fra planteplankton.

Koncentrationen af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystvande var lav i årets to første måneder, hvilket skyldes usædvanligt lave koncentrationer i november og december 2016 og en lav afstrømning fra land i januar 2017. DSi-koncentrationen faldt næsten lige så meget som DIN-koncentrationen fra januar til april, vurderet ud fra molforholdet, hvilket indikerer, at kiselalger dominerede optaget af uorganiske næringsstoffer i forårs månederne. DSi-koncentrationen var lavest i maj, hvorefter niveauet steg kontinuert mod slutningen af året pga. en stor afstrømning fra land, hvor koncentrationen var på niveau med langtidsmidlen.

DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande afveg en del fra det normale sæsonmønster. Koncentrationen steg kraftigt i februar med det udstrømmende Østersøvand (kapitel 2). Fra marts til maj var DSi-koncentrationen konstant høj og på niveau med januar, og månedsmidlerne for april og maj var de hidtil højeste siden 1989. Dette kunne indikere et mindre optag af silicium som følge af, at forårsopblomstringen i de åbne indre farvande var mindre domineret af kiselalger end normalt i overensstemmelse med observationen af en forårsopblomstring af flagellaten *Pseudochattonella farcimen* (kapitel 4). Udstrømmende Østersøvand i september medførte ligeledes relativt høje DSi-koncentrationer, hvorimod efterårsopblomstringen af kiselalger i oktober og november fik niveauet til at falde, inden det nåede normalt niveau igen i slutningen af året.

DIN-koncentrationerne i bundvandet i det nordlige Kattegat var generelt under $100 \mu\text{g l}^{-1}$ i januar og februar 2017, og der var således ingen antydninger af indstrømmende vand fra Den Jyske Kyststrøm. Dette stemmer overens med formodningen om udstrømmende Østersøvand i februar som følge af moderat vind fra sydlige retninger (kapitel 2). I de efterfølgende forårs måneder forblev DIN-koncentrationerne lave, og de karakteristiske signaturer af vand fra Den Jyske Kyststrøm (saltholdighed på 32-33 med relativt høje DIN-koncentrationer) kunne ikke spores i bundvandet i hverken Storebælt eller Øresund. Påvirkningen af Den Jyske Kyststrøm for bundvandet i de åbne indre farvande var derfor meget lav i 2017.

DIN-koncentrationerne i bundvandet i de åbne indre farvande var under langtidsmidlerne i årets første fem måneder (data ikke vist). Fra juni til oktober var koncentrationerne sammenlignelige med langtidsmidlerne, hvorefter niveauet faldt igen, således at november havde den hidtil laveste DIN-koncentration. De lavere koncentrationer i november og december skyldes formentlig en større opblanding med overfladevandet, som havde lavere DIN-koncentrationer. Denne opblanding skyldes tiltagende vind og kunne også ses som en udjævning af forskellen i saltholdighed mellem overfladevand og bundvand (*data ikke vist*). DIP-koncentrationerne i bundvandet var på niveau med langtidsmidlerne igennem det meste af året med undtagelse af august og september, hvor der var relativt høje DIP-koncentrationer som følge af udbredt iltsvind i de åbne indre farvande (*kapitel 5*). DSi-koncentrationerne i bundvandet var generelt høje fra april til september og med en stigende tendens, hvilket kunne indikere en kraftigere lagdeling i disse måneder og dermed mindre opblanding mellem overflade- og bundvand.

DIN- og DIP-koncentrationerne i 2017 var som helhed lave i fjorde og kystvande. Den forholdsvis lille afstrømning i vinteren 2016/2017 medførte lave koncentrationer af DIN, DIP og DSi i starten af året, hvorimod koncentrationerne af de uorganiske næringsstoffer var mere normale i resten af året. Dette mønster var knapt så udpræget i de åbne indre farvande, hvor koncentrationerne af DIN og DIP fulgte langtidsmidlerne igennem det meste af året for både overflade- og bundvand. I februar blev der observeret højere koncentrationer af de uorganiske næringsstoffer i overfladevandet i de åbne indre farvande i tilknytning til udstrømningen af Østersøvand, men derudover var der ikke store afvigelser fra de forventede niveauer. Relativt høje DIP-koncentrationer i bundvandet i august og september indikerer en stor frigivelse fra sedimentet i forbindelse med iltsvind, hvilket yderligere understøttes af en stor DSi-akkumulering, som indikerer en stærkere lagdeling.

Tidslig udvikling i fjorde og kystvande

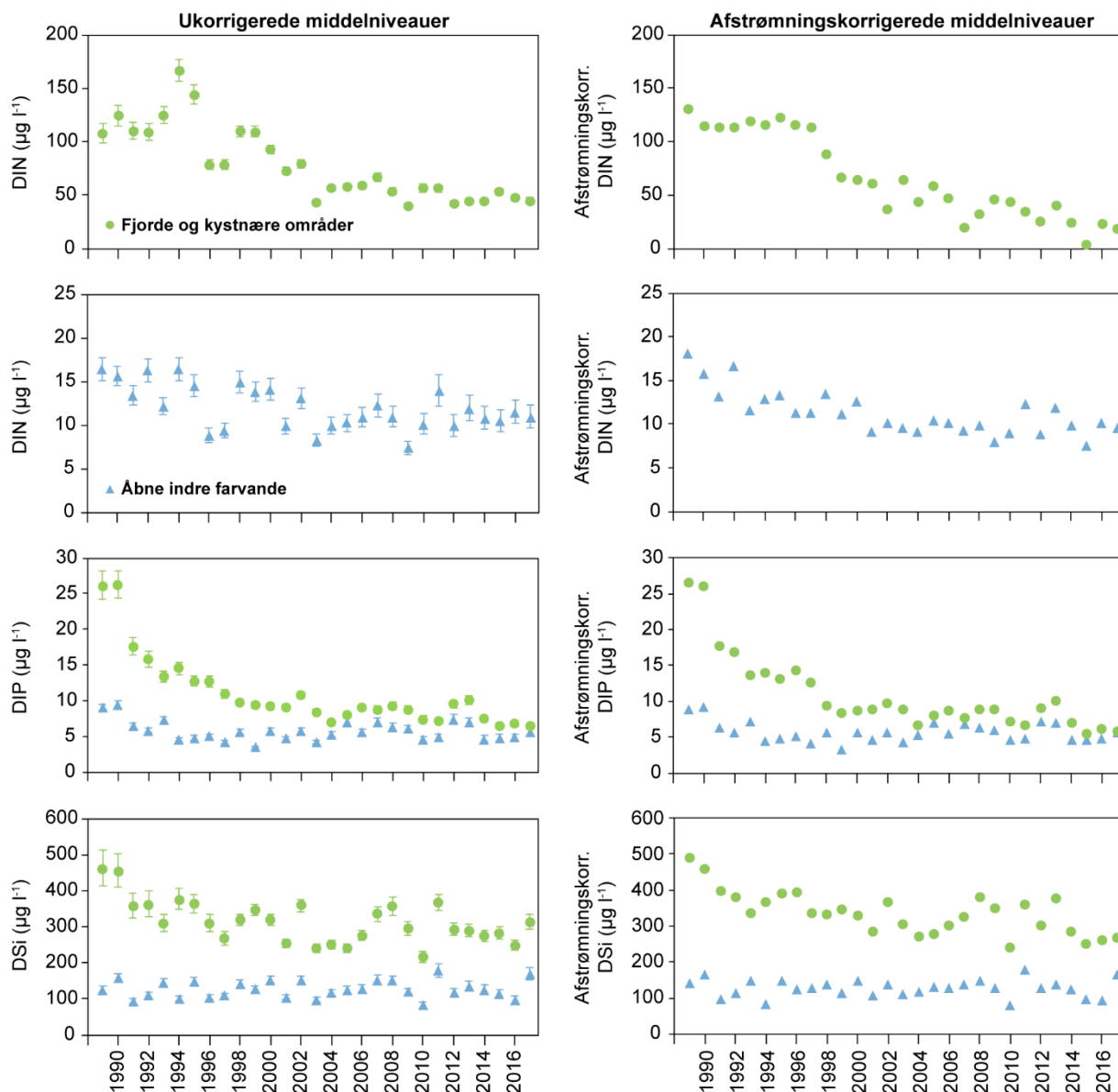
Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2017 var årsmidlen for DIN-koncentrationen $45 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er på niveau med de senere år (*figur 3.2*). Koncentrationen er faldet fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med en årsmiddel omkring $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Koncentrationen i 2017 var reduceret med 64 % i forhold til middelniveauet for 1989-1994.

Korrigeres der for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, var DIN-koncentrationen den næstlaveste årsmiddel siden 1989. Sammenlignes det afstrømningskorrigerede niveau af DIN i 2017 med middelniveauet for 1989-1994, er der sket et fald på 84 %.

Fosforkoncentrationerne faldt markant i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne som følge af udbygningen af spildevandsrensningen. Årsmidlen for DIP-koncentrationen i 2017 var den hidtil laveste. Den lave koncentration af DIP i 2017 skyldes sandsynligvis en kombination af tre forhold: 1) et større optag af fosfat som følge af en større afstrømning af uorganisk kvælstof fra land i de våde efterårsmåneder, 2) en formodning om en begrænset frigivelse af fosfat fra sedimenterne hen over sommeren og det tidlige efterår (*figur 3.1*) som følge af et beskedent omfang af iltsvind i de lavvandede områder (*kapitel 5*), og 3) at tilførsler og formodentlig også de reaktive fosforpulver i sedimentet var reduceret i forhold til tidligere (*Riemann m.fl. 2016*). I forhold til 1989 var

DIP reduceret med 76 % i 2017. Afstrømningskorrektionen havde, som forventet, kun en mindre effekt på niveauet af fosfor.

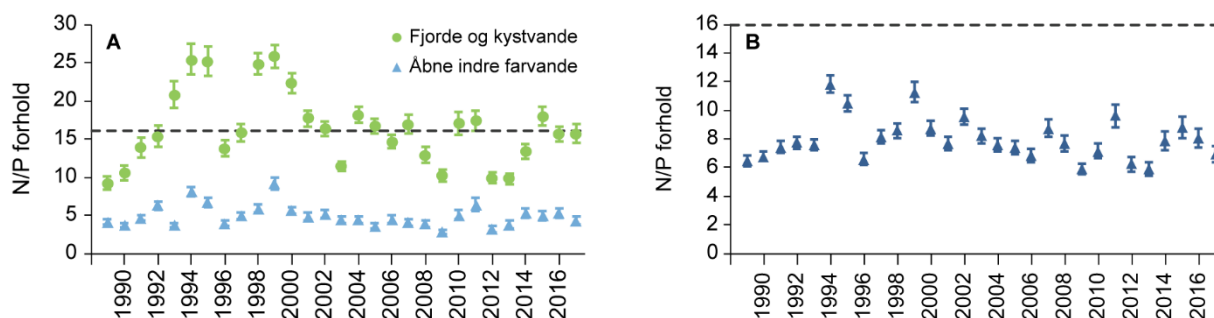
DSi-koncentrationen har varieret mellem 250 og 400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2017 (313 $\mu\text{g l}^{-1}$) var højere end de forrige fem år. DSi-niveauet er normalt resultatet af tre faktorer: mængden af kiselalger, som sænker niveauet, graden af kvælstofbegrænsning, som giver højere niveauer, og mængden af vand fra den centrale Nordsø, som sænker niveauet. Det relativt høje niveau i 2017 skyldes formodentlig, at forårsopblomstringen ikke var domineret af kiselalger i samme udstrækning som normalt (*kapitel 4*) og en stor udvaskning fra land i efteråret (*kapitel 2*).



Figur 3.2. Årsmiddelkoncentrationer (± 95 % konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i overfladevandet (0-10 m) uden (venstre kolonne) og med (højre kolonne) korrektion for variationer i afstrømning for fjorde og kystvande (●) og åbne indre danske farvande (▲). DIN i fjorde og kystvande er afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser.

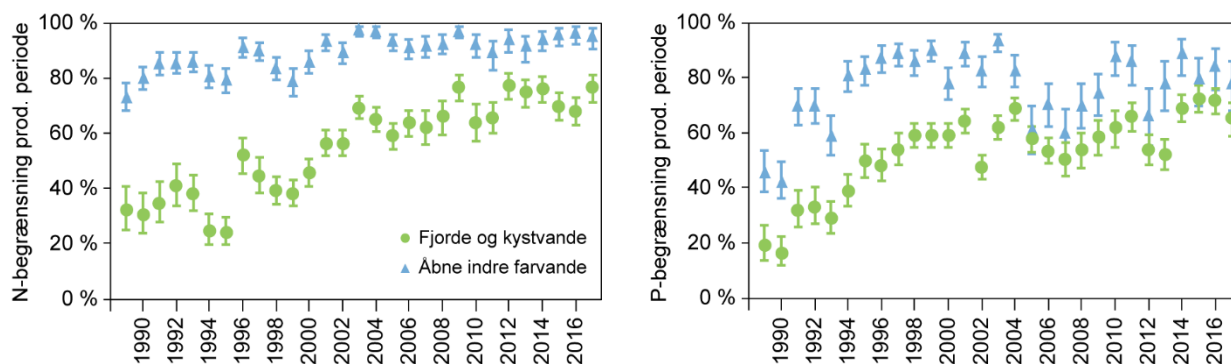
Molforholdet mellem årsmidler af DIN og DIP toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige omkring Redfield-forholdet 16:1 (*figur 3.3A*). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidlige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og 2) DIN faldt fra midten af

1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2017 var molforholdet lig Redfield-forholdet.



Figur 3.3. Molforhold mellem årsmidlen ($\pm 95\%$ 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. Den lave tilførsel af kvælstof i vintermånederne øgede den potentielle kvælstofbegrænsning i 2017, som var den næsthøjeste siden 1989 (figur 3.4). I 2017 var kvælstof potentielt begrænsende i 77 % af den produktive periode, hvilket er næsten lige så højt som i 2012, hvor den hidtil største potentielle kvælstofbegrænsning blev observeret. Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i ca. 50-70 % af den produktive periode. Fosforbegrænsningen i 2017 var relativ høj, men dog på niveau (65 %) med de senere år, hvilket tilskrives et større optag af DIP i efterårsmånederne og en reduceret frigivelse af fosfor fra sedimentet som følge af beskedent iltsvind i de lavvandede områder hen over sommeren og det tidlige efterår (kapitel 5).



Figur 3.4. 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 3.1. Trendanalyser for udviklingen i næringsstoffer siden starten af det nationale overvågningsprogram i 1989 og for de seneste 10 år angivet ved hældningskoefficienten ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$) 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	Ukorrigerede		Afstrømningskorrigerede	
		1989-2017	2008-2017	1989-2017	2008-2017
Fjorde og kystvande	DIN	-3,385 (< 0,0001)	-0,505 (0,4816)	-4,336 (< 0,0001)	-3,030 (0,0223)
	DIP	-0,463 (< 0,0001)	-0,261 (0,0742)	-0,502 (< 0,0001)	-0,319 (0,0603)
	DSi	-4,000 (0,0012)	-4,002 (0,4543)	-4,904 (< 0,0001)	-10,64 (0,0727)
Overfladevand, åbne indre farvande	DIN	-0,164 (0,0018)	0,140 (0,4720)	-0,218 (< 0,0001)	0,008 (0,9666)
	DIP	-0,043 (0,1704)	-0,089 (0,4580)	-0,041 (0,1802)	-0,094 (0,4433)
	DSi	0,237 (0,6681)	0,105 (0,9769)	-0,049 (0,9287)	-1,140 (0,7617)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,437 (0,0287)	0,330 (0,7117)	-0,415 (0,0005)	-0,271 (0,6665)
	DIP	-0,072 (0,1702)	-0,061 (0,6704)	-0,057 (0,3006)	-0,069 (0,6374)
	DSi	0,790 (0,2053)	0,872 (0,6939)	0,192 (0,7117)	-1,088 (0,5081)

Både de ukorrigerede og de afstrømningskorrigerede koncentrationer af DIN, DIP og DSi udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2017, ligesom der var et svagt signifikant fald for afstrømningskorrigeret DIN i de seneste 10 år (2008-2017), mens der ikke har været noget signifikant fald de seneste 10 år for hverken DIP eller DSi (tabel 3.1). Den potentielle næringsstofbegrænsning i perioden 1989-2017 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor (data ikke vist).

Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidlen af DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2017 var på niveau med de senere år (figur 3.2). Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2001, og 2017 følger den tendens. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN i 2017 reduceret med 27 %.

De afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer i 2017 var gennemsnitlige for perioden siden 2001. De afstrømningskorrigerede DIN-niveauer har været faldende stort set siden 1989, dog med en tendens til stagnation siden 2000 omkring et niveau på $10 \mu\text{g l}^{-1}$.

Årsmidlen af DIP-koncentrationen i 2017 var højere end de foregående tre år, men koncentrationen var dog ikke usædvanlig for niveauet i de senere år, hvor DIP har stabiliseret sig omkring $6 \mu\text{g l}^{-1}$. Der var en svag tendens til højere niveauer i perioden fra 2000 og frem til ca. 2012, hvilket kan skyldes stigende fosforniveauer i Østersøen og stigende N-begrænsning i kystzonen, som har øget eksporten af fosfat fra kystzonen.

DSi-niveauet i 2017 ($168 \mu\text{g l}^{-1}$) var det næsthøjeste i hele perioden siden 1989, hvilket formentlig skyldes færre kiselalger under forårsopblomstringen og stor afstrømning fra land i efterårsmånederne. DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af vandmiljøplanernes overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmidlen 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 (*figur 3.3A*). N/P-forholdet i 2017 (~4,3) var normalt for perioden siden 2000.

De faldende koncentrationer af næringsstoffer har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning (*figur 3.4*). Væksten af planteplankton har siden 2001 så godt som hvert år været potentielt begrænset af kvælstof i mere end 90 % af den produktive periode. I 2017 var den potentielle kvælstofbegrænsning 95 % i den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning i 2017 var sammenlignelig med niveauet de seneste godt 20 år, svarende til en potentiel begrænsning af planteplanktonets vækst i 70-90 % af den produktive periode. 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 samtidig.

Der er over hele perioden siden 1989 observeret et signifikant faldende niveau for DIN for både den ukorrigerede og den afstrømningskorrigerede koncentration (*tabel 3.1*). Selv om fosforkoncentrationerne 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 1989-2017 (resultater ikke vist).

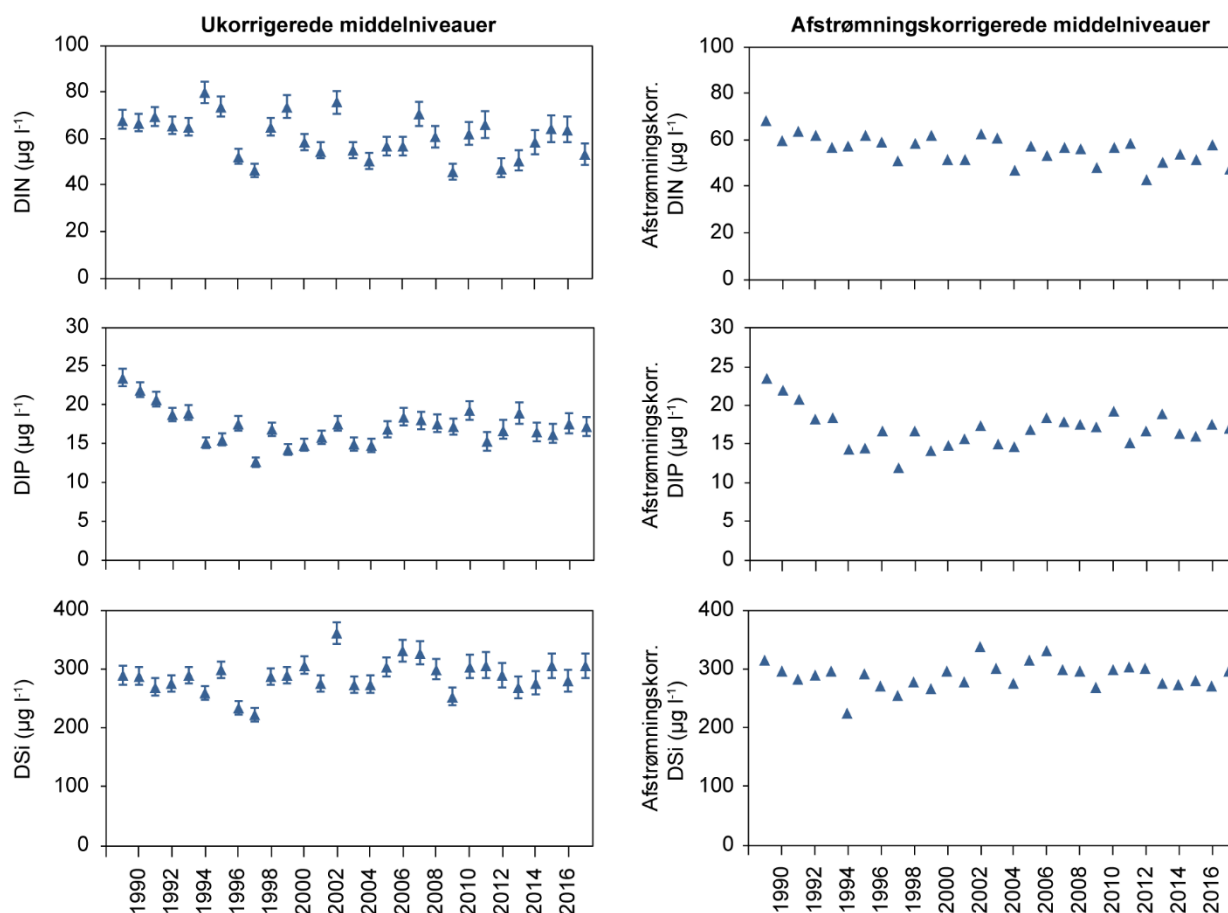
Tidslig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

I 2017 var DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande på niveau med koncentrationerne i de seneste 10 år (*figur 3.5*). Koncentrationen er faldet signifikant men kun svagt siden 1989, men er ikke ændret signifikant i de seneste 10 år (*tabel 3.1*). Efter det svage fald fra midten af 1990'erne har DIN-niveauet ligget mellem 45 og 70 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden 2000, og i 2017 var årsmidlen for DIN 53 $\mu\text{g l}^{-1}$.

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 konstant omkring 17 $\mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 3.5*). I 2017 var koncentrationen på niveau med de senere år. De relativt høje koncentrationer de seneste 10 år skyldes en stabil til stigende tilførsel fra land, fosforfrigivelse i tilknytning til iltsvind, øgede DIP-koncentrationer i Østersøen og for nogle års vedkommende en stor forårsopblomstring med efterfølgende sedimentation og remineralisering. Koncentrationen er 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 3.5, tabel 3.1*). Niveauet i 2017 (304 $\mu\text{g l}^{-1}$) var lidt højere end gennemsnittet for både hele perioden (287 $\mu\text{g l}^{-1}$) og de seneste 10 år (290 $\mu\text{g l}^{-1}$). De afstrømningskorrigerede koncentrationer viser et fald i starten af perioden frem til midten af 1990'erne, efterfulgt af en stigning og siden 2002 et nogenlunde konstant niveau.

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 3.3B*). I 2017 var forholdet 6,9 og dermed lidt lavere end gennemsnittet for de seneste 10 år.



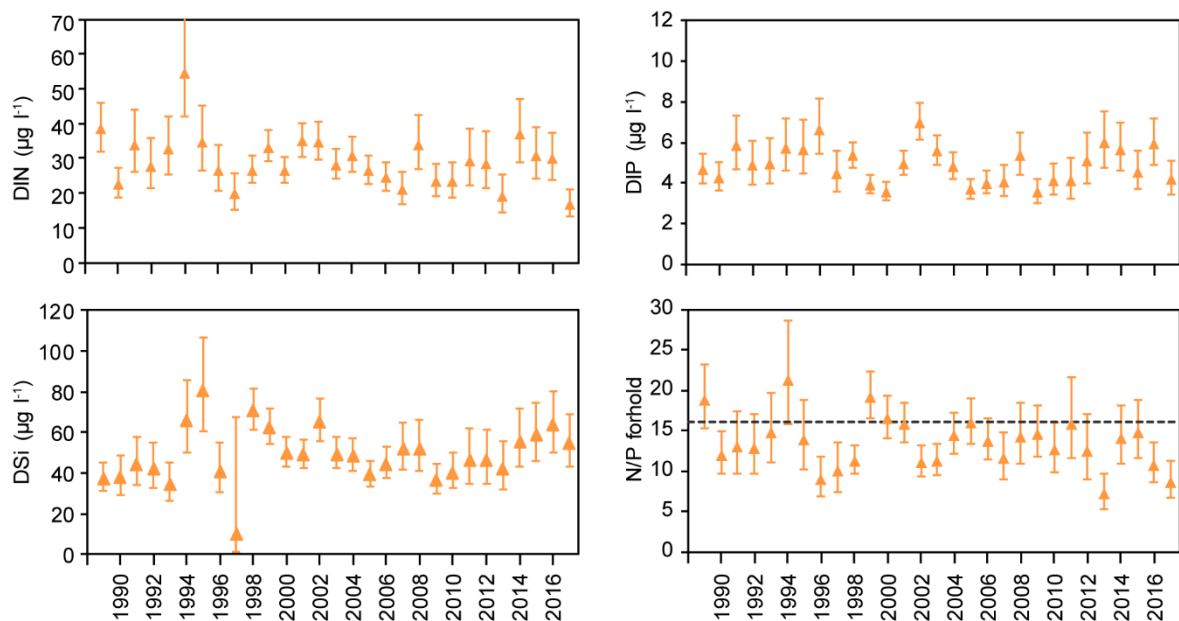
Figur 3.5. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN DIP og DSI i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande (venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne).

Tidlig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak

Næringsstofkoncentrationer i Nordsøen og Skagerrak er analyseret på basis af NOVANA-stationerne langs vestkysten (ud for Vadehavet, Årgab, Thyborøn, Hanstholm og Hirtshals) samt stationerne i den åbne del af Nordsøen. Fra 2007 til 2014 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. Dog er der ikke foretaget nogen klimakorrektion, da der ikke er tilvejebragt data for ferskvandsafstrømningen til Tyske Bugt.

Årsmidlerne for DIN-koncentrationen var nogenlunde konstante over størstedelen af perioden, dog med en tendens til lidt lavere koncentrationer for 2003-2013, hvorefter niveauet var højere i de følgende tre år svarende til niveauet fra før 2003 ($\sim 30 \mu\text{g l}^{-1}$). I 2017 lå koncentrationen i underkanten af det hidtidige koncentrationsinterval ($20\text{-}40 \mu\text{g l}^{-1}$) (figur 3.6).

Årsmidlerne for DIP-koncentrationen har siden 1989 langt de fleste år ligget i intervallet $4\text{-}6 \mu\text{g l}^{-1}$. I 2017 lå koncentrationen i underkanten af dette interval.



Figur 3.6. Årsmiddelmåling (± 95 % konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSI i overfladevandet (0-10 m) for Nordsøen og Skagerrak samt DIN/DIP molforholdet. Årsmidlerne for 2007-2014 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.

Årsmidlerne for DSI-koncentrationen steg i starten af perioden og har derefter holdt sig på et nogenlunde konstant niveau frem til 2013. I de seneste fire år har koncentrationen været lidt højere, selvom niveauet i 2017 ($54 \mu\text{g l}^{-1}$) var knapt så højt som i årene 2014-2016.

Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden hovedsageligt ligget under eller omkring Redfield-forholdet. DIN/DIP-forholdet i 2017 var det næstlaveste siden 1989.

Sammenfatning

- Månedsmidlerne i 2017 for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i fjorde og kystvande var lave i starten af året, men steg i løbet af efteråret som følge af den store afstrømning. Koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i de åbne indre farvande var normal igennem hele året i forhold til niveauet de seneste 10-20 år.
- Månedsmidlerne i 2017 for koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande var meget lave i årets første halvår og steg derefter jævnt hen imod december. I de åbne indre farvande var koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor normale med undtagelse af februar, hvor udstrømmende Østersøvand resulterede i højere koncentrationer.
- Der blev ikke observeret forhøjede koncentrationer af fosfat i sensommeren i fjorde og kystvande, hvilket formodentlig skyldes en kombination af, at iltsvindet ikke var så udbredt i de mere lavvandede områder hen over sommeren, og at de reaktive fosforpuljer i sedimentet sandsynligvis er mindsket i forhold til tidligere.
- Månedsmidlerne i 2017 for koncentrationerne af opløst uorganisk silicium i fjorde og kystvande fulgte det forventede mønster, hvorimod koncentrationerne i de åbne indre farvande ikke faldt som forventet i forårsmånederne, hvilket indikerer, at forårsoptionstringen har været domineret af andre arter end kiselalger.

- Den Jyske Kyststrøm havde ingen væsentlig indflydelse på koncentrationerne af næringsstoffer i bundvandet i 2017. Koncentrationerne af de uorganiske næringsstoffer i bundvandet var generelt høje i sommerhalvåret, hvilket indikerer en kraftigere lagdeling.
- I efterårsmånederne blev der observeret forhøjede fosfatkoncentrationer i bundvandet i de åbne indre farvande, hvilket formodentlig skyldes det mere udbredte iltsvind i de dybere dele af disse områder.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var i 2017 forholdsvis høj, hvilket skyldes de generelt lave koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof frem til efteråret. I de åbne indre farvande var den potentielle kvælstofbegrænsning derimod lige så stor som i de seneste ca. 15 år.
- Den potentielle fosforbegrænsning i fjorde og kystvande i 2017 var på niveau med de senere år, men højere end før 2014. En beskeden fosforfrigivelse fra sedimentet hen over sommeren og i det tidlige efterår kan have bidraget til øget fosforbegrænsning. I de åbne indre farvande var den potentielle fosforbegrænsning på niveau med de senere år.
- 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, ikke er sket nogen signifikant udvikling i koncentrationen siden 2003. Korrigeres for afstrømning er der et fortsat fald siden 2003 i fjorde og kystvande.
- Årsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande faldt kraftigt i 1990'erne, men der er ikke sket yderligere fald siden omkring 1998. Koncentrationen i de åbne indre farvande har ligget lidt højere de seneste 10-15 år, hvilket formentlig skyldes stigende koncentrationer i Østersøen.
- 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.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var der i 2017 relativt lave koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof og opløst uorganisk fosfor.

4 Planteplankton og vandets klarhed

Stiig Markager & Jacob Carstensen

Planteplankton er mikroskopiske, oftest encellede alger, som svæver frit i vandet. De lever som andre planter af 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 af-

hængig 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 planteplanktonets vækst vil derfor fortsætte, indtil den begrænses af mangel på tilgængelige næringsstoffer. Den naturlige situation om sommeren i tempererede farvande som de danske er derfor, at koncentrationerne af de begrænsende, uorganiske næringsstoffer er tæt på nul i den øverste, belyste del af vandsøjlen.



Udstyr til måling af planktons sedimentation.
Foto: Stiig Markager.

Planteplankton er som sagt oftest encellede, og dermed kan hele planten 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, som 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 usædvanligt så længe, der er rigeligt med næringsstoffer til stede i vandet og overskud af lys. Temperaturen spiller ikke nogen væsentlig rolle, 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 denne vækst er derfor en god indikator for påvirkningen af næringsstoffer på havmiljøet.

De negative miljøeffekter af næringsstoffertilførsler starter med stimuleringen af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstoffertilførsler, årsags-sammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekvenserne er velbeskrevet fx i form af store mængder planteplankton, uklart vand, iltsvind, tab af undervandsvegetation og negative effekter på fisk og biodiversitet. Da væksten af planteplankton er den proces, som forbinder 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 bund-

dyr 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 nemt at måle og kun findes i planter. Klorofylkoncentrationen bruges derfor ofte som indikator for 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 i vandet op som organiske partikler, der absorberer og spreder lys. Dette, sammen med den direkte lysabsorption af planteplankton, betyder, at tilførsler af 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 indikatorer 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 en ændringer i tilførsler 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. De ophobes ved eutrofiering og forsvinder kun langsomt. 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 1975-2017 (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*).

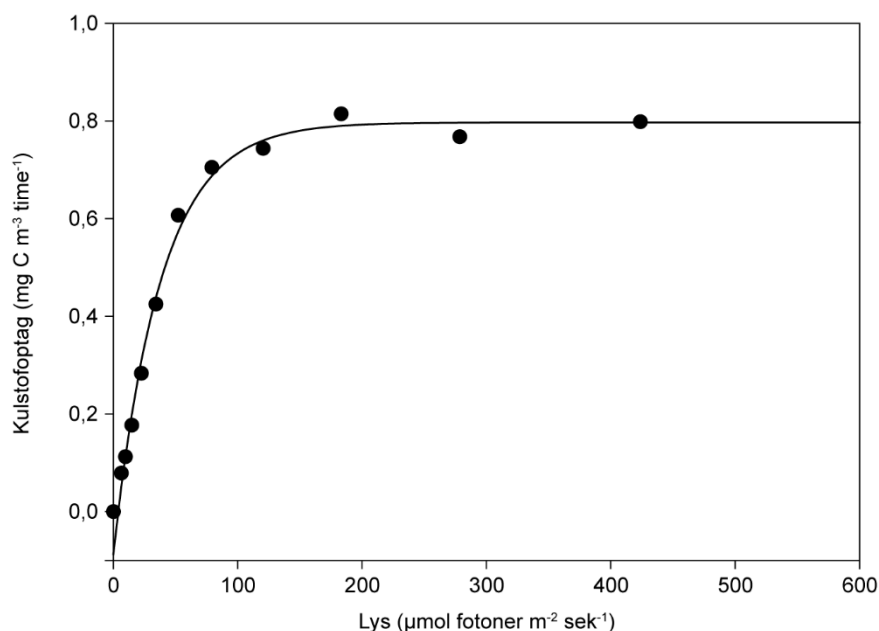
Data fra overfladevandsdatabasen, ODA, og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse (sigtdybde) fra 1989 og frem til og med 2017. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. åbne indre farvande samt fjorde og kystvande. Til beskrivelsen af klorofyl og lyssvækkelse er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstofkoncentrationer, hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde, kystvande og 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 4.1). 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 2017 blev der målt på 13 stationer fordelt på 7 stationer i de åbne indre farvande og 6 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 som er målt det enkelte år. Dette kan til en vis grad 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 4.2 og 4.3 ved at gange med den gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande. De øvrige beregninger for årsproduktionen (tabel 4.1 og 4.2) er udført som PP-%.

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

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 4.1. Eksempel på sammenhæng mellem lys og kulstofoptagelse hos planteplankton (Ringsgaardsbassinet 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. problemer med biomasseberegninger og uafsluttet opdatering af databasen for overvågningsdata for disse parametre.

Sæsonvariation 2017

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 der er rigeligt med næringsstoffer i vandet. Næringsstofferne er ophobet gennem vinteren pga. høj afstrømning af ferskvand fra land, som bringer næringsstoffer ud i havet, remineralisering fra vinterens nedbrydning af organisk stof, og et lavt optag i algerne, som er lysbegrænset om vinteren. Efter forårsopblomstringen er algevæksten i ikke-eutrofierede systemer ofte begrænset af tilgangen af næringsstoffer og falder til et stabil lavt niveau igennem sommeren.

I lavvandede områder, hvor vandsøjlen i perioder omrøres helt til bunden, som fx de fleste danske fjorde, kan der sommeren igennem opstå mindre opblomstringer, når næringsstoffer tilføres overfladevandet fra fjordbunden. I 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 meget lav om sommeren. Om efteråret kan der igen komme en opblomstring, når afstrømningen fra land stiger og vindenergien tiltager og forårsager en omrøring af vandsøjlen, som igen 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 starten 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*).

Fjorde og kystvande

I 2017 var forårsopblomstring fraværende i fjorde og kystvande vurderet ud fra månedsmidlerne for algevæksten (*figur 4.2*). I stedet steg algevæksten gradvist fra januar til juli. Der var dog en forårsopblomstring i Odense, Ringkøbing og Roskilde Fjord. Niveauet for algevæksten var lav i forhold til langtidsmiddelværdien, især i maj. I august steg algevæksten lidt, og i efteråret var den på niveau med eller lidt under langtidsmidlen. Sæsonforløbet i 2017 kan forklares med en lang tør periode fra september 2016 til maj 2017 med afstrømning under det normale. Sammenlignet med 2016 var algevæksten i 2017 lavere fra marts til juli og på niveau med algevæksten i 2015, men med en anden fordeling, idet algevæksten i 2015 var præget af markante toppe forår og efterår.

Fordelingen i algevæksten over året skal ses i sammenhæng med den generelle udvikling over årene og den aktuelle afstrømning i 2016 og 2017. Generelt har algevæksten været faldende, siden målingerne startede i 1970'erne og specielt i 2012 var produktionen lav (*figur 4.3*). Fra 2010 til 2015 var der således en del måneder hvert år, hvor algevæksten lå omkring den nedre kvartil. Det var også tilfældet i 2017 i ca. halvdelen af månederne. Data for koncentrationer af uorganiske næringsstoffer (se *kapitel 3, figur 3.1*) viser, at uorganisk fosfor allerede var begrænsende for algevæksten i marts og uorganisk kvælstof i april. Det sammen med data for algevæksten indikerer, at næringsstofftilførslerne er kommet ned på så lavt et niveau, at en periode med lav afstrømning har en markant effekt på algevæksten.

Ser man på de enkelte områder (data ikke vist), er det de mere lukkede fjorde og Det Sydfynske Øhav (som funktionelt er som en fjord), som trak algevæksten ned i 2017. Undtagelsen er de to stationer i Limfjorden, som i 2017 havde en algevækst omkring langtidsmidlen. Konklusionen er derfor, at de sidste ca. 30 års reduktioner i de danske, landbaserede tilførsler har givet en markant lavere algevækst i de lukkede fjorde, hvor danske landbaserede tilførsler er den helt dominerende kilde til næringsstoffer. Sæsonfordelingen, uden distinkte toppe forår og efterår, viser også, at fjordene stadig er præget af eutrofiering.

Mængden af planteplankton i vandet målt som klorofyl var høj, over den øvre kvartil, i fjorde og kystnære områder i vinter/tidlig forår 2017 (januar til marts). I april var koncentrationen lig langtidsmidlen. Fra maj og frem til og med september var koncentrationerne lavere end normalt, omkring den nedre kvartil, for derefter at ligge omkring langtidsmiddelværdien. Det er lidt overraskende, at klorofylkoncentrationen var så høj i foråret, når algevæksten var lav, men det kan skyldes en lavere græsning i 2017 end tidligere.

Sammenlignet med 2016 var koncentrationerne lidt lavere i sommermånederne, og den usædvanlige opblomstring af alger helt hen i det sene efterår i 2016, manglede i 2017. Sammenlignet med 2015 var koncentrationen højere hele året, undtagen i juli og august måned.

I marts og april var vandet mere uklart end normalt, hvilket formentlig hænger sammen med de høje koncentrationer af klorofyl. Derefter var sigtdybden omkring det normale, men i juli, august og september var vandet mere klart end normalt. I juli var sigtdybden på niveau med den hidtil højeste værdi for juli måned. Det er positivt, at vandet særligt i sommermånederne bliver mere klart, da det er i den periode, at det betyder mest for vækst og udbredelse af ålegræs.

Åbne indre farvande

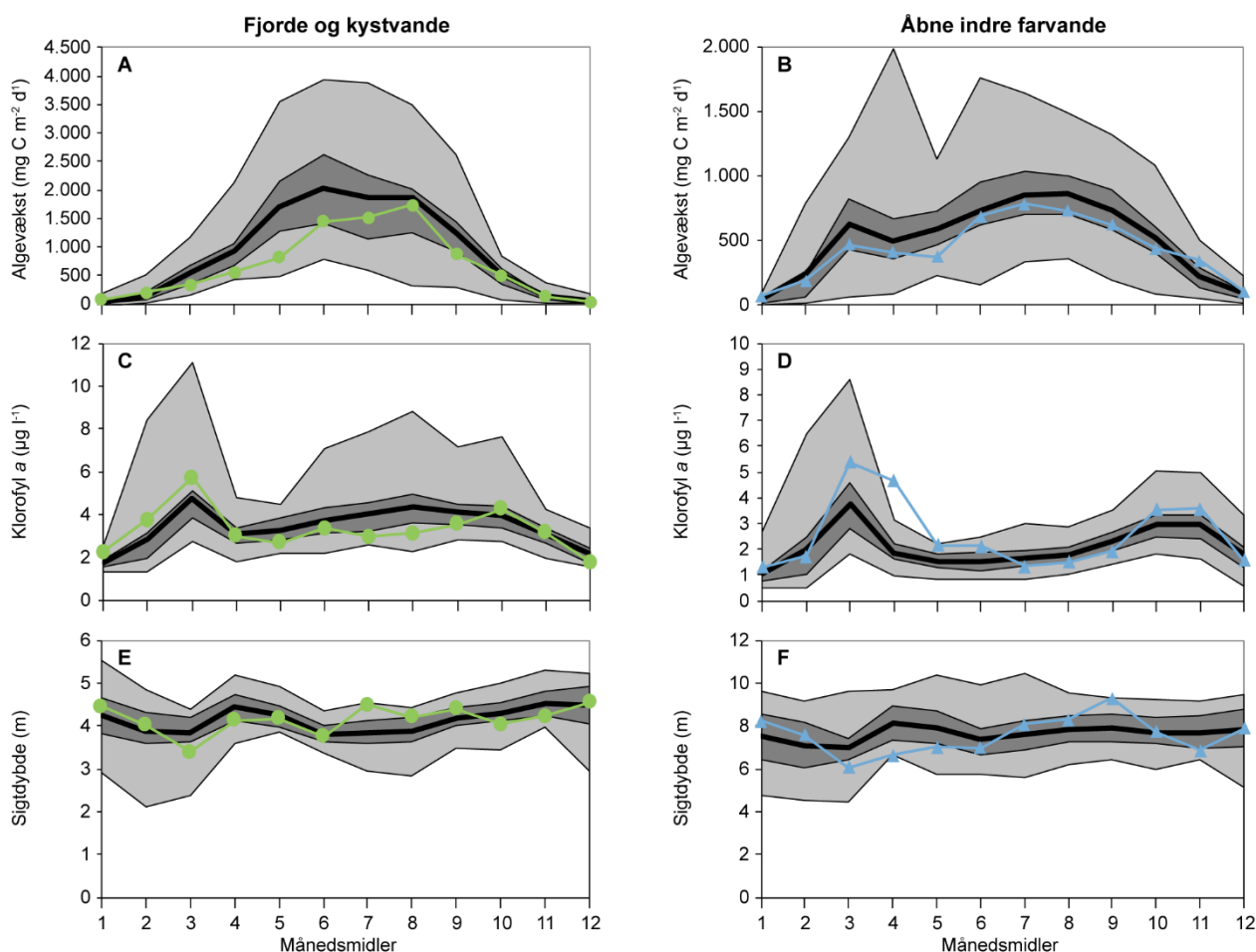
I de åbne havområder fulgte algevæksten i 2017 det normale sæsonforløb det meste af året med et niveau mellem langtidsmiddelværdien og den nedre kvartil. Undtagelserne var i maj, hvor algevæksten var lav, og i november og december, hvor algevæksten var over langtidsmidlen. Der var kun mindre udsving fra den normale sæsonvariation for de enkelte stationer. Undtagelsen var stationen ved Hven i Øresund, hvor algevæksten var høj fra august til oktober. Her styres algevæksten primært af vandsøjlels lagdeling og er således kun i mindre grad relateret til næringsstofftilførsler fra land.

Det forhold, at algevæksten i de åbne indre farvande ikke i samme grad påvirkes af en vinter med lav afstrømning, sådan som fjordene, skyldes, at næringsstofferne i de åbne indre farvande kommer fra flere kilder. I Bælterne og Kattegat tilføres kvælstof hovedsageligt med atmosfærisk deposition og fra tilstødende havområder. Den direkte kobling til afstrømningen fra dansk land bliver dermed mindre udtalt end i fjordene.

I de åbne indre farvande var klorofylkoncentrationen omkring langtidsmiddelværdien de fleste måneder, men i marts og april var den usædvanlig høj. I marts 2017 var middelværdien over den øvre kvartil for alle stationer ($5,4 \mu\text{g Chl l}^{-1}$), hvilket ikke er langt fra den hidtil højeste værdi, og i april var koncentrationen 4,7, hvilket er 50 % over den hidtil højeste værdi for den måned. Det skyldes bl.a. en forårsopblomstring af flagellaten *Pseudochattonella farcimen*, som startede i løbet af februar, toppede i marts og aftog i slutningen af april.

Da algevæksten var relativt begrænset, må der have været lave tabsrater, fx lav græsning. Det kan fx skyldes, at forekomsten af vandlopper var lav, eller at planteplanktonet bestod af arter, som ikke græsses.

I de åbne indre farvande var vandet mere uklart end normalt i foråret og forsommeren, hvilket ligesom for fjordene hænger sammen med de høje klorofylkoncentrationer i foråret 2017. Sigtdybden i april var lige akkurat lavere end den hidtil laveste værdi for den måned. I juli, august og september var sigtdybden relativt god, dvs. samme billede som for fjordene, og i september var sigtdybden tæt på den højeste værdi, som hidtil er målt for den måned. I forhold til 2016 var vandet mere uklart i først halvdel af året, men mere klart i den anden halvdel.

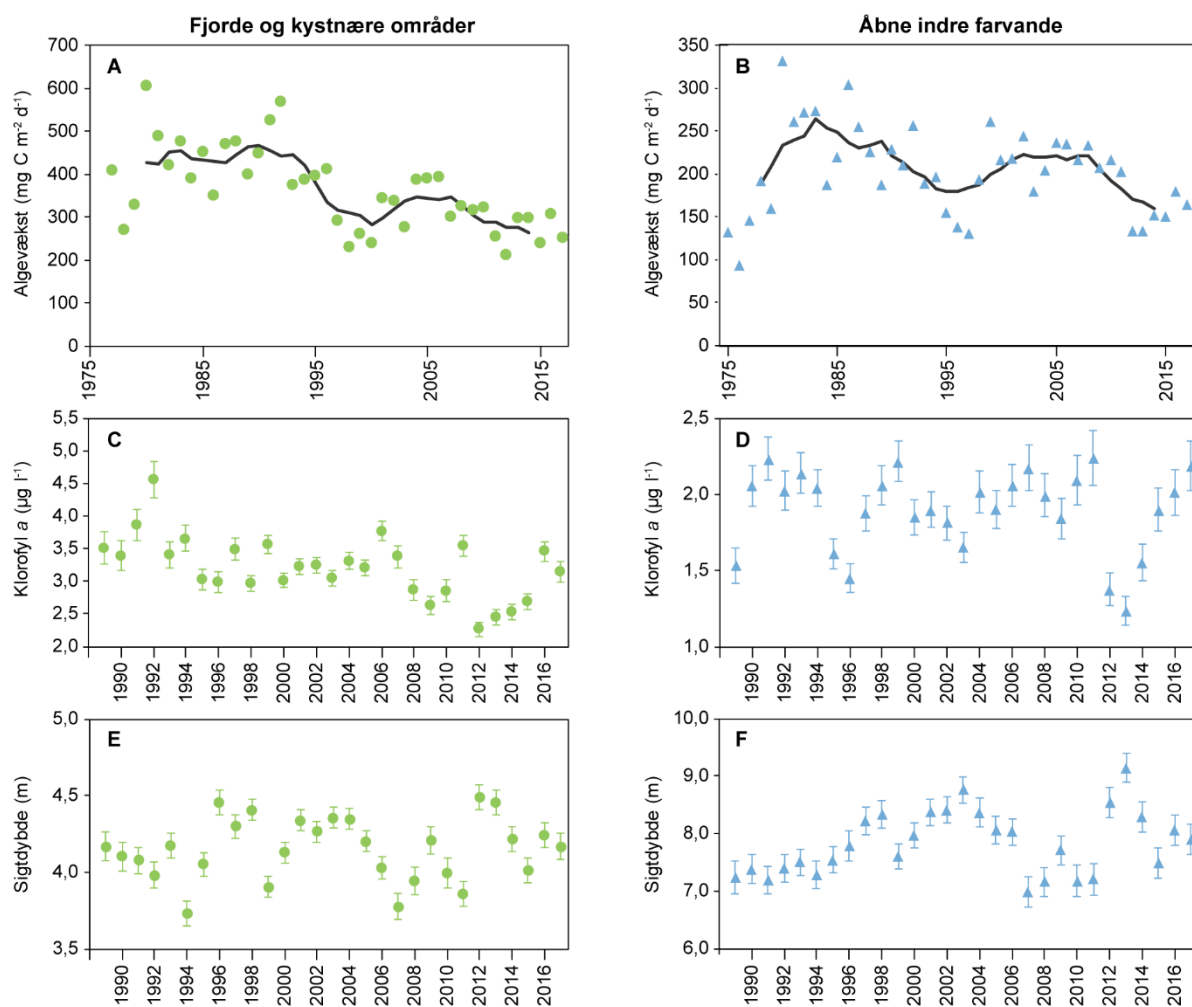


Figur 4.2. Månedsmidler for 2017 for algevækst/primærproduktion (A, B), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (C, D) og sigtdybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationer i forhold til langtidsmidlen (1989-2015 for klorofyl a og sigtdybde, 1975/1977-2016 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 2017 var på 253 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$, hvilket er 50 g eller 17 % lavere end i 2016, og den femte laveste værdi for fjorde og kystvande siden målingernes start i 1977 (figur 4.3). Den lave værdi for algevækst i 2017 stopper således den stigende tendens, der har været siden 2011-12. Den lave værdi forekommer på trods af, at afstrømningen fra land og dermed kvælstoftilførslen var relativ høj i 2017, ca. 64.000 tons N (Thodsen m.fl. 2019). Det er på niveau med de ca. 65.000 tons i 2016 (inkl. bidrag fra Fredericiaulykken), men meget lavere end de ca. 77.000 tons i 2015, og betydeligt over værdierne fra 2009 til 2013, hvor der gennemsnitligt blev udledt ca. 55.000 tons N pr. år. Den manglende effekt af den relativt høje kvælstoftilførsel i 2017 skyldes, at tilførslen var fordelt helt anderledes over året end i 2016. I 2017 var afstrømningen især høj i slutningen af året, dvs. efter den del af vækstsæsonen, hvor algevæksten er kvælstofbegrænset. Således var den potentielle kvælstofbegrænsning i 2017 den næsthøjeste, som er målt (se kapitel 3, figur 3.4). Perioden fra september 2016 til og med maj 2017 var kendetegnet ved en relativ lav afstrømning, undtagen i marts. Fx var afstrømningen i januar 2017 næsten det halve af det normale. Den lave algevækst i 2017 korresponderer derfor med en lav kvælstoftilførsel forud for og under algernes vækstperiode.



Figur 4.3. Tidslig udvikling for algevækst (A, B - årligt gennemsnit og syv års glidende gennemsnit), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (C, D) og vandets klarhed målt som sigtdybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. Bemærk også at, som forklaret i 'Metoder og datagrundlag', er den målte algevækst fra før 1998 øget med 13 % for at kompensere for ændringer i metode og beregninger.

Algevæksten i 2017 var betydeligt under niveauet fra slutningen af 1970'erne til slutningen af 1990'erne, fx var væksten i 2017 41 % lavere end gennemsnittet for perioden 1977 til 1997. Overordnet var resultatet for 2017 således positivt og viser, at algevæksten i danske fjorde og kystvande er tæt forbundet med danske udledninger af næringsstoffer og har responderet på den reduktion, der er sket i udledningerne af kvælstof og fosfor. Det fremgår også af *tabel 4.1*, hvor ændringen i algevæksten er analyseret for forskellige perioder. For perioder, som starter med årene 1975 og frem til 1990, er algevæksten frem til og med 2017 aftaget signifikant med mellem 1,4 og 2,7 % pr. år.

Årsmidlen for koncentrationen af klorofyl i 2017 i fjorde og kystvande var 3,1 $\mu\text{g l}^{-1}$. Det er lidt lavere end i 2016, hvor koncentrationen var 3,6 $\mu\text{g l}^{-1}$, men markant over niveauet for perioden 2012-2015 (*figur 4.3*). Det betyder, at 2017 følger sig ind i rækken af år siden 2012, hvor koncentrationen af klorofyl har været forøget. Klorofylkoncentrationerne reflekterer således tendensen til stigende tilførsler af kvælstof de senere år. Set i forhold til 2016 er der nogenlunde overensstemmelse mellem udviklingen i algevækst og klorofylkoncentration, idet begge parametre viser et fald i 2017. Faldet er dog større for algevæksten end for klorofylkoncentrationen, hvilket kan skyldes, at algevæksten reagerer kraftigere på den lave afstrømning i vinterperioden 2016-17. En nærmere analyse af den markante stigning i klorofylkoncentrationen siden 2012 kræver data for udviklingen i græssere og artssammensætning af planteplankton, hvilket der ikke mulighed for inden for rammerne af denne rapport.

Sigtedybden i fjorde og kystvande var 4,17 m i 2017. Det er stort set det samme som i 2016 (4,24 m), men bedre end den lave værdi på 4,0 m i 2015 (*figur 4.3*). Der er en tendens til en faldende sigtdybde siden 2012, men sigtedybden i 2017 er stadig ca. 0,2 m bedre end i perioden 1989 til 1997, hvilket formodentlig er en positiv effekt af de reducerede tilførsler af kvælstof og fosfor. Som beskrevet i kapitlets indledning, er udviklingen i sigtedybden primært knyttet til absorption og spredning af lys pga. organisk stof, som er ophobet over en længere årrække. Det er derfor forventeligt, at sigtedybden kun forbedres meget langsomt som konsekvens af det overordnede fald i næringsstofftilførslerne siden 1989.

Tabel 4.1. 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 2017. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Resultatet af denne type analyse er følsom over for starttidspunktet. Analysen er 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 tilførslen af kvælstof været stigende, 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 ≥	-1,37	< 0,0001	-0,36	0,25
1980 ≥	-1,82	< 0,0001	-1,21	0,0002
1985 ≥	-1,76	< 0,0001	-0,94	0,010
1990 ≥	-1,87	0,0003	-0,71	0,12
1995 ≥	-0,86	0,099	-0,53	0,40
1998 ≥	-0,42	0,50	-2,07	0,0013
2000 ≥	-1,20	0,082	-2,31	0,0015
2005 ≥	-2,70	0,008	-3,95	0,0010
2010 ≥	-0,44	0,81	-2,43	0,34
2012 ≥	1,39	0,65	4,03	0,029

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande var på 164 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ i 2017. Det er lidt lavere end de 180 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ i 2016, men noget over de 134 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ i 2012 og 2013. Algevæksten i 2017 udviser dermed samme mønster som for fjordene, dvs. overordnet en lav værdi sammenlignet med hele perioden med måledata, men stigende siden 2012. For de åbne indre farvande er algevæksten steget signifikant med 4 % pr. år siden 2012 (tabel 4.1). Ligesom for fjordene er algevæksten dog aftaget for alle perioderne fra 1975 og frem til 2010, og for fem ud af de ni perioder er den faldet signifikant (tabel 4.1).

Klorofylkoncentrationen var 2,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2017. Det er ca. 9 % højere end værdien for 2016, og 2017 var fjerde år i træk med stigende koncentration (figur 4.3). Dette viser, at ændringen i klorofylkoncentrationen ikke kan forklares som en naturlig år til år variation, men er udtryk for en forskydning mod en dårligere tilstand i vandsøjlen. I 2013 var klorofylkoncentrationen således kun 1,2 $\mu\text{g l}^{-1}$, og koncentrationen er således steget med 77 % siden da og svarer til niveauet i 90'erne og 00'erne. Koncentrationen i 2017 ligger lige omkring niveauet fra fire tidligere år med høje værdier (1991, 1999, 2007 og 2011) og indikerer, at den faldende tendens frem til 2012 er ophørt.

Sigtdybden i 2017 var på 7,9 m. Det er et lille fald i forhold til 2016, hvor sigtdybden var 8,1 m. Det er dog et ret markant fald på 1,2 m siden den højst målte værdi i 2013 og følger sig dermed ind i mønsteret for klorofyl og algevækst, som viser en forværring af tilstanden i vandsøjlen siden 2012.

Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

Regressionsanalysen af algevækst mod år (tabel 4.1) er ikke optimal i forhold til at belyse den tidslige udvikling i eutrofiering, da år til år variationer i ferskvandsafstrømningen giver betydelige variationer i kvælstoftilførslen. En statistisk bedre metode til vurdering af betydningen af kvælstof for algevæksten er derfor at se på den direkte sammenhæng mellem algevæksten og de danske kvælstoftilførsler (tabel 4.2). I analysen er også inddraget år til år variationer i overfladeindstrålingen, da lys, sammen med næringsstoffer, er de faktorer, som styrer planteplanktons vækst. Analysen er således en multipel regressionsanalyse med kvælstoftilførsler og overfladeindstråling som forklaringsvariable og algevækst som responsvariabel.

Analysen viser, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst for de åbne indre farvande for alle tre undersøgte perioder (tabel 4.2). Koefficienten er mellem 0,27 og 0,55. Analysen er lavet på normaliserede værdier, og enheden angiver dermed procent ændring i algevæksten pr. procent ændring i kvælstoftilførslen. Analysen bekræfter tidligere fundne sammenhænge mellem danske landbaserede kvælstoftilførsler og algevæksten (fx *Lyngsgaard m.fl. 2014*). Kvælstoftilførslerne er beregnet som middel fra februar til august, og overfladeindstrålingen er beregnet som middel fra april til december. Begge perioder er valgt ud fra tidligere analyser af, hvilke perioder som giver den bedste sammenhæng til algevæksten. Der er ikke nogen signifikant sammenhæng mellem algevækst og overfladeindstråling, hvilket skyldes, at variationen i indstråling fra år til år er lille, og at algevæksten ikke er lysbegrænset i størstedelen af vækstsæsonen.

Den tilsvarende analyse for fjorde og kystvande viser samme mønster for data fra henholdsvis 1984 og 1990 og frem til og med 2017. For perioden fra 1998 er koefficienten stadig positiv, men sammenhængen mellem kvælstoftilførsel

og algevækst er ikke signifikant. Årsagen til den manglende signifikans er formodentlig hovedsageligt en tæt kobling mellem sediment og vandsøjle i fjordene. Generelt frigiver havbunden næringsstoffer til den overliggende vandsøjle, og havbunden er i sommerperioden den dominerende kilde til næringsstoffer for algerne vækst. Et nyligt studie har således vist, at henholdsvis 88 % (Roskilde Fjord) og 85 % (Storebælt) af den samlede mængde af tilgængeligt kvælstof for algevæksten i sommerperioden kommer fra remineralisering af organisk bundet næringsstoffer i havbunden eller fra opløst organisk kvælstof i vandet (DON) (Knudsen-Leerbeck *m.fl.* 2017). Disse puljer er sammensat af kvælstof, som blev tilført fjorden forud for sommeren helt op til for flere årtier siden. Til sammenligning udgør de direkte tilførsler fra land i sommerperioden kun henholdsvis 7 % og 4 % af den kvælstofmængde, som er tilgængelig for planteplankton. Frigørelsen af næringsstoffer fra havbunden er meget afhængig af iltforholdene i havbunden og i bundvandet, som i fjordene varierer meget fra år til år. Det betyder, at planteplanktons vækst i fjordene i sommerperioden i højere grad styres af forekomsten af iltsvind og remineralisering end af de direkte tilførsler af næringsstoffer fra land. Der er ikke nogen signifikant sammenhæng mellem algevækst og overfladeindstråling, hvilket lige som for de åbne indre farvande skyldes, at variationen i indstråling fra år til år er lille, og at algevæksten ikke er lysbegrænset i størstedelen af vækstsæsonen.

Tabel 4.2. Statistisk analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler og algevækst samt lys og algevækst med koefficienter og P-værdier for fjorde og kystvande samt åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til og med 2017. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Perioden fra 1984 er valgt, da det er det først år med et fyldestgørende datagrundlag for både algevækst og kvælstoftilførsler. Perioden fra 1998 er valgt, fordi der sker et skift i metoden for måling af algevækst i 1998.

	Fjorde og kystvande				Åbne indre farvande			
	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi
1984 ≥	0,37	0,005	0,53	0,74	0,29	0,0068	0,04	0,94
1990 ≥	0,30	0,03	1,16	0,20	0,27	0,016	0,41	0,55
1998 ≥	0,12	0,42	1,27	0,11	0,55	0,0010	1,03	0,14

Sammenfatning

- Miljøtilstanden i vandsøjlen er forværret siden 2012-2013 vurderet ud fra algevækst (primærproduktion), mængden af planteplankton (klorofyl) og vandets klarhed. Data for 2017 bekræfter denne udvikling, især for de åbne indre farvande, hvor koncentrationen af klorofyl var meget høj.
- Algevæksten i 2017 var lavere end i 2016 både i fjorde og kystvande og i de indre åbne farvande. Niveaulet var også lavere end i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne, men der er tegn på en stigende algevækst siden omkring 2012, mest markant i de åbne indre farvande.
- Overordnet fulgte algevæksten i 2017 sæsonvariationen i algevæksten for årene 1989-2016.
- Mængden af planteplankton (klorofylkoncentrationen) i 2017 fulgte den generelle stigning i væksten af planteplankton over de sidste ca. fem år, og koncentrationen for både fjorde og kystvande og de åbne indre farvande svarede til niveauet i 1990'erne og i 00'erne. Den forbedring i miljøtilstanden i de åbne vandmasser, som sås fra ca. midten af 00'erne til 2012, er således brudt de seneste ca. fem år.
- Vandets klarhed i 2017 var både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande på niveau med resultaterne for de seneste år, men en del lavere end i 2012 og 2013.

- Stigningen i algevæksten, de forøgede koncentrationer af klorofyl og mere uklart vand siden 2012-13 bekræfter, at der er en tæt kobling mellem næringsstoffertilførsler fra dansk land og havmiljøet. Årsmidlen for kvælstoftilførslen til havet var relativ høj i 2017, men miljøeffekten var ikke tilsvarende stor, da ca. halvdelen af næringsstofferne først blev tilført efter planteplanktonets væsentligste vækstperiode.

5 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.



Odense Fjord – det mælkehvide vand skyldes frigivelse af svovlbrinte som følge af iltfrie forhold ved bunden. Foto: Odense Kommune.

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 og ændrede vindforhold påvirker også iltforholdene. Stigende temperatur stimulerer udviklingen af iltsvind, idet iltens opløselighed i vand falder, og iltforbruget stiger med temperaturen. Vindforholdene påvirker opblandingen af vandmasserne 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 temperaturlagdning og/eller saltlagdeling af vandsøjlen. Ved temperaturlagdning 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 og klimaforandringer, 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.

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 ($\leq 4 \text{ mg l}^{-1}$) søger mange fisk og mere mobile

bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) 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 omdannes 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. Liglagen 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, arts-sammensætning og individantal.

Metoder og datagrundlag

Iltsindholdet måles med iltsensor og ved Winkler-analyse af vandprøve efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger til det nationale overvågningsprogram (Vang & Hansen 2015). Hvis forskellen mellem de to målemetoder er stor, korrigeres sensormålingerne i forhold til Winkler-målingerne. Gennemsnitlige iltskoncentrationer 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 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). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved statistisk modellering. Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande og i de åbne 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.

Året 2017

Sommeren 2017 var meget våd, solfattig og kølig i forhold til de seneste ca. 10 år, og der faldt også usædvanlig meget regn i efteråret (kapitel 2). Årets højeste temperatur ($26,8^\circ\text{C}$ i maj) var således den laveste registrerede maksimale temperatur siden målingerne begyndte i 1874. Efteråret blev det 9. vådeste siden 1874 og blev senest overgået i 1984. I årets løb var der tre episoder med meget markant vind repræsenteret ved vindhændelserne 3.-4. januar, 13.-14. september og 28.-29. oktober. I alle tre tilfælde var middelvinden af stormstyrke nogle

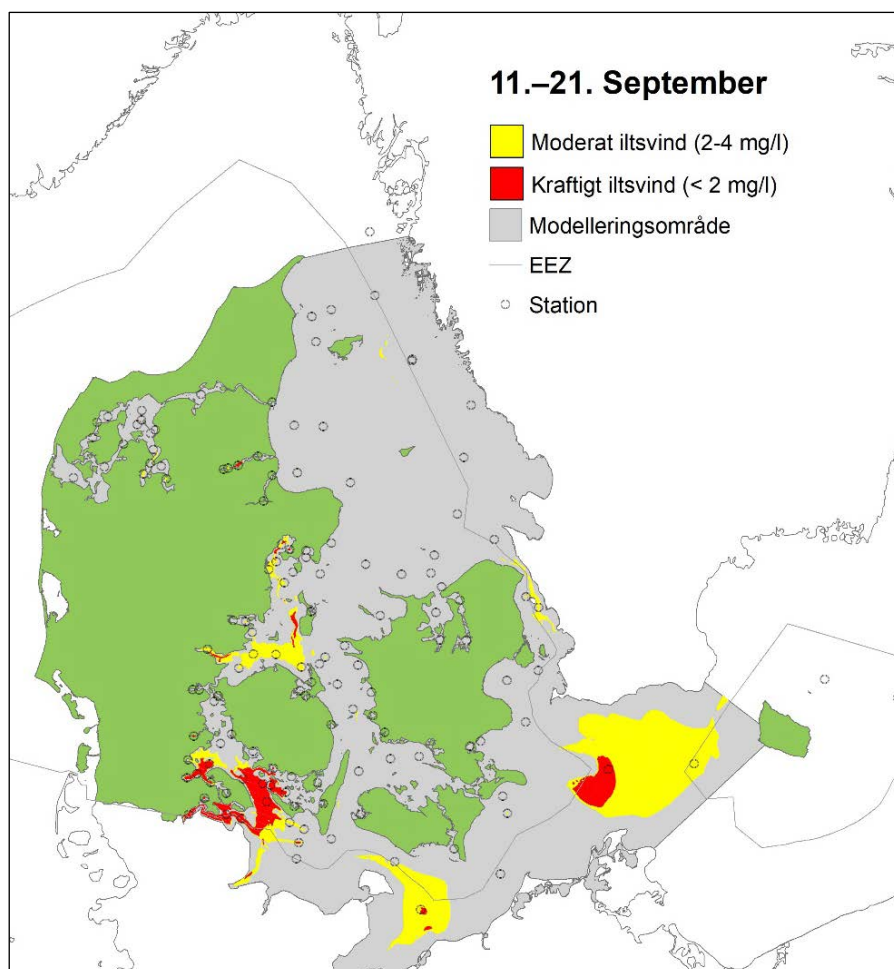
steder i landet med vindstød af orkanstyrke eller tæt på orkanstyrke. Vindmæssigt var 2017 derudover kendetegnet ved, at der var relativt meget vind i juni, i starten af august og slutningen af september.

Iltsvindet i 2017 var også påvirket af, at iltsvindet i 2016 var usædvanlig langstrakt. Det var især tilfældet i det sydlige Lillebælt og omgivende farvande samt Det Sydfynske Øhav, hvor der på flere lokaliteter blev registreret kraftigt iltsvind og endda iltfrie forhold helt hen midt i december. Formodentlig forsvandt de sidste rester af iltsvind i området først i forbindelse med stormen mellem jul og nytår. Det langstrakte iltsvind i 2016 betød, at perioden, hvor havbunden kunne genilte, var stærkt reduceret i de hårdest ramte områder, hvorfor havbunden i disse områder ikke var særlig modstandsdygtig over for udvikling af iltsvind i 2017. Iltsvindet i 2017 var da også kendetegnet ved at starte usædvanlig tidligt i Det Sydfynske Øhav (i starten af april), meget tidligt i Flensborg Fjord (i slutningen af maj) og tidligt i Haderslev Fjord (midt i juni) samt det sydlige Lillebælt (i slutningen af juni). De relativt høje bundvandstemperaturer i foråret har formodentlig været medvirkende til den tidlige start på iltsvindet. Den tidlige start på iltsvindet og perioder med relativt svag vind hen over sommeren betød, at iltsvindet var forholdsvis udbredt og intenst i juli og august. Den kraftige blæst midt i september bremsede iltsvindets udvikling. Relativt meget vind fra sidst i september reducerede iltsvindets udbredelse efterfølgende. Stormen sidst i oktober betød sammen med de faldende bundvandstemperaturer, at der i november kun var sporadiske rester af iltsvind tilbage enkelte steder.

Iltsvindet var mest udbredt og intenst i august, men selv efter den kraftige blæst midt i september var der fortsat relativt meget iltsvind (*figur 5.1*). Iltsvindet i de danske farvande var i 2017 særlig slemt i de dybere områder i det nordlige Bælthav, Lillebælt, Det Sydfynske Øhav samt i de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt (*figur 5.1*). Men også i den indre del af Mariager Fjord og som sædvanlig i det dybe hul ud for Mariager var der intenst og langvarigt iltsvind. De periodisk mere blæsende forhold hen over sommeren betød, at iltsvindet ikke udviklede sig tilsvarende markant i de mere lavvandede områder. Dog var iltsvindet intenst, især i juli, i visse dele af Limfjorden, mens den tiltagende vind i starten af august forbedrede iltforholdene en del. Desuden var Haderslev Fjord hårdt ramt af iltsvind fra midt i juni til slutningen af oktober dog afbrudt af en periode med bedre iltforhold midt i august affødt af den relativt megen vind i starten af måneden. I juli, august, september og enkelte steder i oktober var der iltfrit ved bunden på de dybeste stationer i Mariager Fjord, Aabenraa Fjord, Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt. Der blev også konstateret frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden i Aabenraa Fjord, Lillebælt og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt i august, september og for enkelte af områderne også i oktober. I Femern Bælt, Mecklenburg og Lübeck Bugt samt Arkonabassinet vest for Bornholm var der udbredt iltsvind en stor del af iltsvindsperioden, men overvejende som moderat iltsvind.

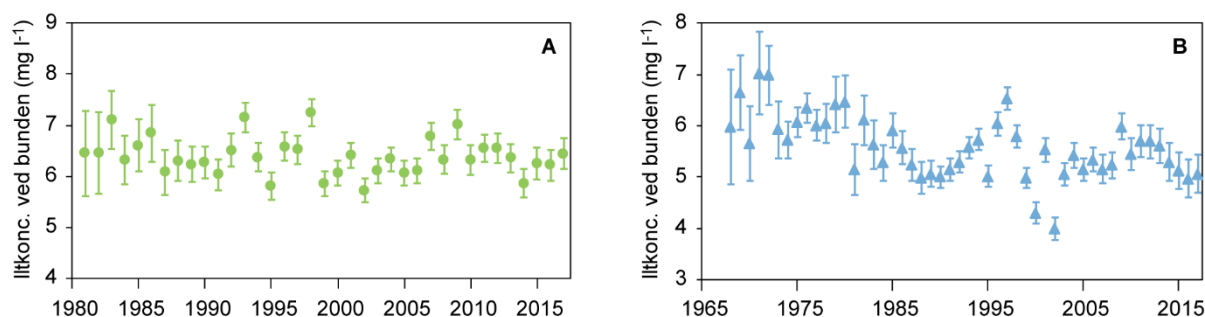
Der var en del områder i de indre farvande, hvor der enten slet ikke eller kun sporadisk blev konstateret iltsvind i 2017. Det gjaldt bl.a. for den åbne del af Kattegat, nogle østjyske fjorde og farvandene rundt om Lolland og Falster. Aarhus Bugt og omgivende farvande (bortset fra Knebel Vig), Storebælt, og farvandene rundt om Sjælland var også relativt forskånet for iltsvind.

Figur 5.1. Kortet viser den modellerede udbredelse af iltvind medio september 2017. EEZ står for 'Exclusive Economic Zone' og afgrænser de danske farvande.



Langtidsudviklingen i iltforhold

I perioderne med lagdeling af vandsøjlen (springlag) var den gennemsnitlige iltkoncentration ved bunden i iltvindssæsonen i 2017 på et gennemsnitlig niveau i fjorde og kystvande og lav i de åbne indre farvande i forhold til niveauet de senere år (figur 5.2). Den manglende forbedring af iltforholdene trods en reduceret tilførsel af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne skyldes formodentlig en kombination af intern tilførsel af næringsstoffer fra havbunden, strukturelle forandringer i økosystemet, øget lagdeling, højere temperatur og en reduceret genopbygning af sedimentets bufferkapacitet mod iltvind, dvs. iltning af havbunden (Riemann *m.fl.* 2016). Dette har medført en reduceret ilttilførsel og et øget iltforbrug og dermed en lavere iltkoncentration i bundvandet. Iltkoncentrationen i fjorde og kystvande har sammenlignet med de åbne indre farvande varieret inden for et forholdsvist snævert interval, og koncentrationen i 2017 var på niveau med gennemsnittet for de forudgående ti år og for perioden siden starten af 1980'erne. I de åbne indre farvande har iltkoncentrationen været relativt stabil i perioden 2003-2013 med en svag tendens til en stigning. I den forudgående årrække har der både været perioder med fald (1980-1988 og 1998-2002) og stigning (1990-1997, 2002-2009), uden at der er nogen entydig forklaring på disse svingninger. Iltkoncentrationen i bundvandet er faldet efter 2012, og iltkoncentrationen i 2017 var blandt de ti laveste siden 1960'erne.



Figur 5.2. 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). Bemærk at tidsperioden ikke er den samme på begge figurer.

Der er store regionale forskelle i udviklingen i iltkoncentrationen. Langtidsudviklingen i iltkoncentrationen i bundvandet i den typiske iltsvindperiode fra juli til og med november viser generelt en faldende tendens i alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet (tabel 5.1). I 60 % af områderne var ændringen statistisk signifikant, og i disse områder var iltforholdene forringet med 0,016-0,053 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹ undtagen i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet, hvor iltforholdene var forbedret med 0,045 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹. Langtidsudviklingen i iltkoncentrationerne er hovedsageligt resultatet af forøget tilførsel af næringsstoffer (eutrofiering) og efterfølgende en forsinket respons på reduceret tilførsel af næringsstoffer (oligotrofiering). Desuden er havtemperaturen steget 1-1,5 °C de sidste 30-40 år (kapitel 2), hvilket mindsker opløseligheden af ilt og iltforbruget, hvilket øger risikoen for iltsvind. I samme periode er hyppigheden af lagdeling af vandsøjlen desuden taget til, hvilket har mindsket tilførslen af ilt fra overfladevandet til bundvandet (Riemann m.fl. 2016).

Tabel 5.1. 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	26	4	1989-2017	0,2949	0,013
Limfjorden	38	9	1980-2017	0,0730	-0,023
Østjyske fjorde	45	11	1972-2017	0,4505	-0,004
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	40	3	1977-2017	0,0156	-0,023
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	32	12	1985-2017	0,0028	0,045
Kattegat	52	18	1966-2017	0,0925	-0,008
Nordlige Bælthav og Storebælt	46	9	1970-2017	0,0126	-0,023
Lillebælt og Femern Bælt	52	6	1965-2017	0,0016	-0,030
Øresund	51	4	1967-2017	0,0175	-0,016
Østersøen	50	9	1966-2017	<0,0001	-0,053

Med henblik på at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne, er det bedre at fokusere på udviklingen de senere år end hele overvågningsperioden. I perioden 2008-2017 er der trods de dårlige iltforhold i 2014, 2015, 2016 og til dels 2017 sket en positiv udvikling af iltforholdene i bundvandet i knap en tredjedel af farvandsområderne, om end udviklingen ikke er statistisk signifikant (tabel 5.2). De områder, som har haft en negativ udvikling de seneste 10 år, er de kendte 'problemområder' i form af sårbare fjorde og kystvande, bælterne og den vestlige Østersø, mens der har været fremgang eller status quo i nogle af de mere åbne farvande. Der er således en tendens til, at den positive udvikling for iltforholdene

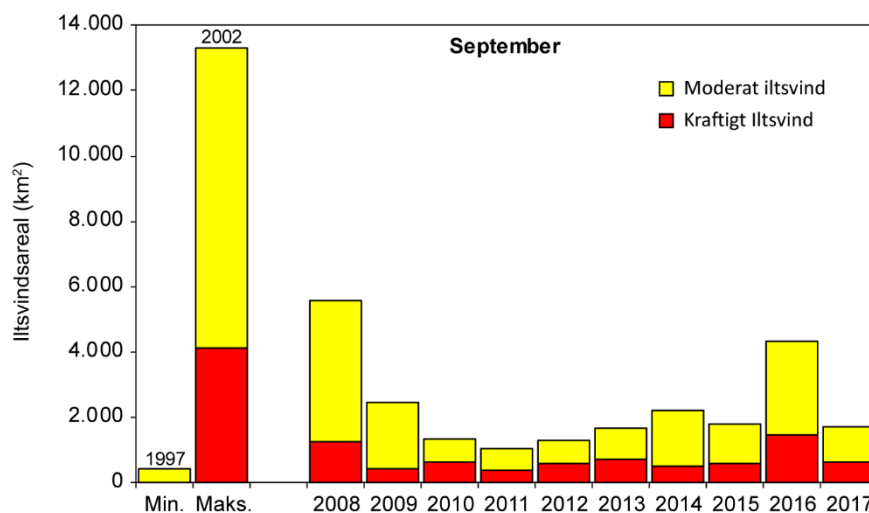
i bundvandet som følge af den reducerede eutrofiering er mest markant i de mere åbne vandområder, hvor den potentielle næringsstoffbegrænsning er størst (kapitel 3).

Tabel 5.2. Lineære 10-års trendanalyser (2008-2017) 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). Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (tabel 5.1) er angivet med $\leftrightarrow$ (uændret), $\uparrow$ (forbedret), $\downarrow$ (forringet).

Område	Antal stationer	P-værdi	Udvikling ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,9268	0,002	$\uparrow$
Limfjorden	8	0,8136	-0,024	$\leftrightarrow$
Østjyske fjorde	9	0,0257	-0,079	$\downarrow$
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,1598	-0,098	$\downarrow$
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	11	0,2094	0,150	$\uparrow$
Kattegat	18	0,6344	-0,009	$\leftrightarrow$
Nordlige Bælthav og Storebælt	7	0,0178	-0,167	$\downarrow$
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,0679	-0,179	$\downarrow$
Øresund	4	0,4879	-0,041	$\downarrow$
Østersøen	8	0,4665	0,022	$\uparrow$

Iltsvind har en række uheldige konsekvenser for økosystemet, og det er derfor vigtigt at følge udviklingen af iltsvind. Der har været meget store udsving mellem årene i det areal af havbunden, som er blevet berørt af iltsvind (figur 5.3). 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 relativt 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 2017 var udbredelsen af iltsvind markant mindre end i 2016, men lidt større end det relativt lave niveau i 2010-2012. Den mindre iltsvindsudbredelse i september 2017 end i september 2016 skyldes hovedsageligt den kraftige blæst midt i september 2017, som reducerede udbredelsen fra august til september, mens det modsatte var tilfældet i 2016, hvor det ikke blæste tilsvarende kraftigt i september. Ca. en tredjedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$), hvilket svarer til niveauet de forudgående år undtagen 2014, hvor andelen kun var en fjerdedel.

Figur 5.3. Udviklingen i arealet 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 2008-2017 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2017. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2 .



Iltsvindets udbredelse var meget begrænset i 2010-2012, og havbunden havde derfor mulighed for at opbygge en robusthed til at modstå udvikling af iltsvind ved at styrke de kemiske og biologiske forhold, som modvirker iltsvind. Årene 2010-2012 var også kendetegnet ved periodisk relativt meget vind i den typiske iltsvindsperiode, hvilket øger ilttilførslen til bundvandet. Desuden var der alle tre år forholdsvis lave temperaturer, som betød et større iltindhold i vandet. Endelig var der i flere af årene i perioden 2010-2012 en relativt lav produktion og forekomst af planteplankton (*kapitel 4*) og dermed et mindre iltforbrug ved bunden til omsætning af sedimenteret organisk materiale. Men den større udbredelse af iltsvind i perioden 2013-2017 har vist, at havbunden endnu ikke er mere robust, end at iltsvind kan brede sig over større områder, hvis de eutrofi-eringsmæssige og vejrmæssige forhold stimulerer udviklingen af iltsvind. Vejret (vind, indstråling, afstrømning og temperatur) i 2017 mindede en del om forholdene i 2015 (*kapitel 2*). I 2015 var der også kraftig blæst i midten af september, og udbredelsen af iltsvind i september var på samme niveau i 2015 og 2017.

Sammenfatning

- Iltsvindet udviklede sig markant i 2017 i en række områder, ligesom det var tilfældet i 2014, 2015 og 2016. Iltsvindet var desuden kendetegnet ved at starte meget tidligt i nogle områder. Iltsvindet sluttede i november, hvilket er normalt.
- De tidligste iltsvind uden for de mere eller mindre permanente iltsvinds-områder opstod usædvanlig tidligt i Det Sydfynske Øhav (starten af april), meget tidligt i Flensborg Fjord (slutningen af maj) og tidligt i Haderslev Fjord (midten i juni) samt det sydlige Lillebælt (slutningen af juni).
- Iltsvindet i 2017 startede tidligt og var udbredt og intenst, indtil den kraftige blæst midt i september, til trods for relativt gennemsnitlige klimatiske forhold vurderet i forhold til referenceperiode (2008-2017). Dette skyldes bl.a. de foregående års (2013-2016) forøgede iltsvind, som har gjort farvandene mere sårbare for udvikling af iltsvind. I den sammenhæng har det uden tvivl været af stor betydning, at iltsvindet i 2016 sluttede meget sent i en del områder, hvorfor havbunden i disse områder kun har haft kort tid til at genilte og derfor har været mindre robust over for udvikling af iltsvind i 2017.
- Det totale iltsvindsareal i september 2017 var markant mindre end i september 2016 og på niveau med udbredelsen i 2015, hvor sommeren også var kølig og våd, og hvor der også var kraftig blæst midt i september. En tredjedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var de dybere områder af det nordlige Bælthav, Lillebælt, Det Sydfynske Øhav samt de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt. Desuden var iltsvindet periodisk intenst i dele af Limfjorden, i den indre del af Mariager Fjord og i Haderslev Fjord. I juli, august, september og enkelte steder i oktober var der iltfrit i bundvandet i en del områder, og der blev frigivet giftig svovlbrinte fra havbunden i nogle af disse områder.
- Iltindholdet i bundvandet i fjorde og kystvande har varieret inden for et forholdsvis snævert interval. Iltindholdet i 2017 var forøget i forhold til niveauet de seneste tre år og på niveau med gennemsnittet for de forudgående ti år og for perioden siden starten af 1980'erne.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har varieret en del, men overordnet været faldende siden midten af 1960'erne. Iltkoncentrationen i 2017 var på niveau med koncentrationen i 2015 og 2016 og blandt de laveste siden midten af 1960'erne.

- I flere regionale farvandsområder har der i perioden 2008-2017 været en tendens til en forbedring af iltforholdene i bundvandet, dog hovedsageligt i de mere åbne vandområder. De områder, som har haft en negativ udvikling de seneste 10 år, er de kendte 'problemområder' i form af fjorde og kystvande, bælterne og den vestlige Østersø.

6 Bundplanter - ålegræs og makroalger

Annette Bruhn, Karsten Dahl, Dorte Krause-Jensen,
Steffen Lundsteen (†) & Jacob Carstensen

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter samt skove af tang (makroalger) vokser langs vores kyster. Disse plantesamfund er meget produktive og fungerer som levested og opvækstområde for en lang række organismer. Planterne 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 nyttige 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 tilbagetog flere steder.



Tangskove med høj biodiversitet finder man bl.a. på stenrev i indre danske farvande. Typisk ser man en underskov af smukke rødalger under store brunalger som sukkertang og fingertang. Foto: Peter Bondo Christensen.

Både makroalger og ålegræs er væsentlige indikatorer for det kystnære havmiljøes økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv. Makroalger og i nogle tilfælde ålegræs benyttes 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).

Et fald i tilførslen af næringsstoffer til havmiljøet forventes at føre til en reduktion i mængden af planteplankton i vandsøjlen og dermed mere lys ved bunden. 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 iltsvind og dermed bedre vækstforhold for bundplanterne.

Fysiske forstyrrelser af havbunden og biologiske interaktioner, som fx søpindsvins græsning, kan også have en markant effekt på bundplanternes udbredelse

lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og nedgræsning af bundplanter er observeret andre steder i verden i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra havoddere og hummere samt fisk. Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en saltholdighed større end 22-24. Fysisk påvirkning 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).

I dette kapitel analyseres først udviklingen i ålegræssets forekomst i kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden gennem perioden 1989-2017. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud 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 1990-2017. I denne del beskrives den tidsmæssige udvikling i forskellige områder i de indre danske farvande. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af løst-drivende makroalger. Kapitlet afsluttes med en gennemgang af udviklingen 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 grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', så udviklingen inden for de forskellige farvandstyper kan vurderes.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2017. 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 overgik man fra at opgøre en samlet dækningsgrad (skala fra 1-5) pr. dybdeinterval til at opgøre dækningsgraden (i procent) i punkter langs dybdegradienten. Metoden for fastlæggelse af ålegræssets dybdegrænse er også blevet skærpet, så den siden 2001 bygger på 7-10 observationer per transekt fremfor kun én observation per transekt. Ålegræssets hovedudbredelse indgår ikke i rapporten grundet en databaserelateret problemstilling.

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. I de

efterfølgende analyser beregnes årsmidler for både dybdegrænser og dækningsgrader. Disse analyser inkluderer samtlige data om ålegræssets maksimale dybdegrænse og dækning fra ODA-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) modelleres 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 (1989-2017) og for de seneste ti år (2008-2017) (JMP 13.0, 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 1989-2017. 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', '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 udeladt data fra programmets første år (1989), hvor dækningsgraden var påfaldende lav, hvilket kunne tyde på, at undersøgelserne på daværende tidspunkt ikke helt var 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 nye skala giver højere kumulerede dækninger end den direkte procentopgørelse, er data til og med 1993 udeladt af trendanalyserne for stenrev.

For hver farvandstype er udviklingen analyseret ved hjælp af to indikatorer: 1) makroalgernes 'totale dækning' på den stabile hårde bund, som kan antage værdier i intervallet 0-100 % og 2) makroalgernes '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. Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter vurderes af dykkere og omfatter al opret makroalgevegetation.

Data er beregnet som årsmidler baseret på alle delområder inden for hver farvandstype.

Modellering af dækningsgrader

I trendanalyserne præsenteres data som årsmidler baseret på alle undersøgte rev 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, som varierer mellem farvandstyperne.

Den totale og den kumulerede dækning er modelleret for samme dybder inden for et givet havområde, mens modelleringsdybden varierer mellem de forskellige havområder. Det skyldes primært forskelle i sigtddybde og lystilgængelighed mellem områderne. Modelleringsdybderne for både den totale og den kumulerede dækningsgrad er 3 m i Limfjorden, 5 m i inderfjorde, 10 m i yderfjorde og i kystvande og 15 m på stenrev. Da den totale dækning reagerer mere trægt på ændringer i lysforhold end den kumulerede dækning, fremgår udviklingstendenserne tydeligere for den kumulerede end for den totale dækning. 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 (1990-2017), samt for de seneste ti år (2008-2017) (JMP 13.0, SAS Inc.). P-værdier $< 0,05$ betragtes som signifikante.

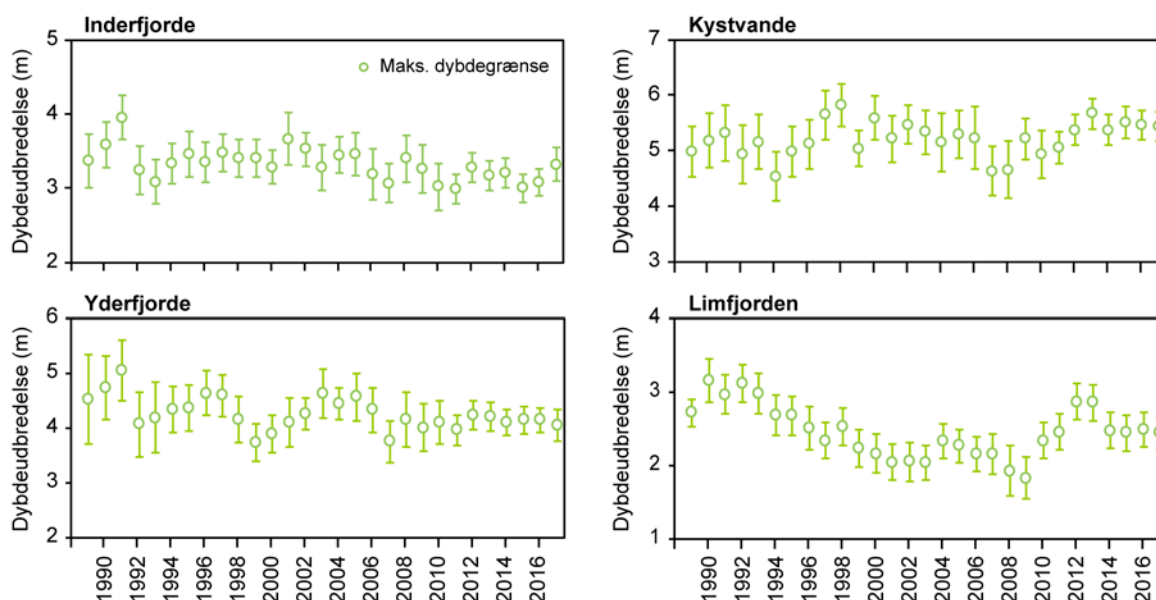
Ålegræs

Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2017 var størst i kystvande (4,5-5,8 m), mindre i yderfjorde (3,7-5,0 m) og mindst i inderfjorde (3,0-4,0 m) og i Limfjorden (1,8-3,1 m) (*figur 6.1*).

For den samlede overvågningsperiode 1989-2017 ses en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde, yderfjorde og Limfjorden. Den maksimale dybdeudbredelse i kystvande har derimod ikke udviklet sig signifikant set over hele overvågningsperioden. Overordnet set afspejler udviklingen i kystvande, at reduktionen i ålegræssets dybdeudbredelse i den første del af overvågningsperioden (1989-2007) næsten er opvejet af den positive udvikling, der generelt er observeret i de seneste år (2008-2017).

Over de seneste 10 år er ålegræssets maksimale dybdegrænse forøget signifikant i kystvande på trods af en stagnation i den positive udvikling i perioden 2014-2017. Den maksimale dybdegrænse udviser ingen signifikant trend i inder- og yderfjorde og Limfjorden. I Limfjorden er dybdegrænsen markant lavere i 2014-17 sammenlignet med 2012-13. De seneste års stagnation i den positive udvikling i ålegræssets dybdegrænse er i tråd med de seneste års relativt lave sigtddybder. Høje vandtemperaturer i 2014 og det særdeles kraftige iltsvind i Limfjorden i 2014 og i 2016 kan også have bidraget til den seneste reduktion i dybdeudbredelsen (*Hansen 2015b, Hansen 2018*).



Figur 6.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (o) i perioden 1989-2017 for kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Bemærk forskellige y-akser. Bilag 2 viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

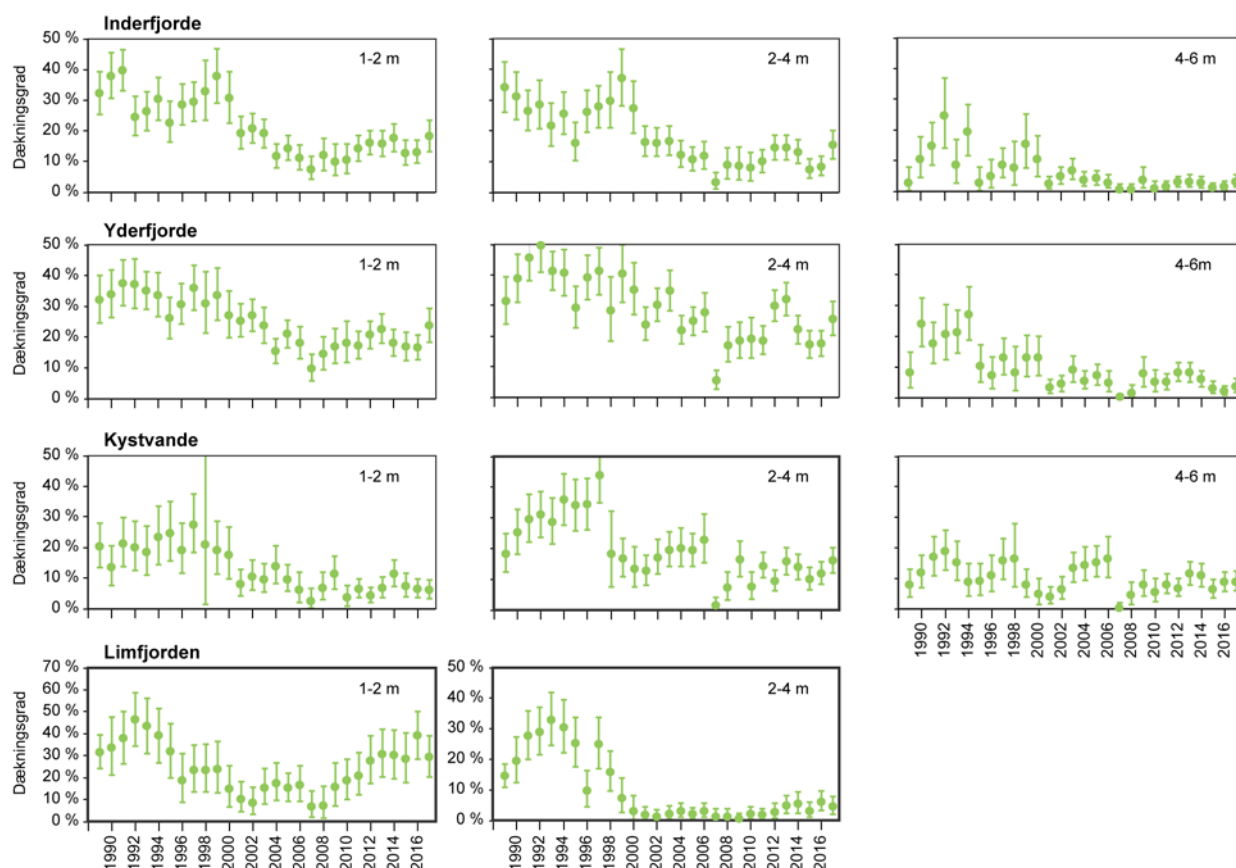
Den samlede udvikling i kystvande og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (Hansen 2012, kapitel 12), som ikke er analyseret i denne landsdækkende rapport.

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 6.2). 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. 2003). Dækningsgraden varierer betydeligt mellem år og mellem områdetyper. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis 1-44 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 5-50 % i yderfjorde, 3-37 % i inderfjorde og 0-33 % i Limfjorden i perioden 1989-2017 (figur 6.2).

Set over hele overvågningsperioden (1989-2017) er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadigt mindre del af bunden langs de undersøgte transekter (figur 6.2). 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, hvor tilbagegangen ikke er signifikant. I de seneste 10 år (2008-2017) er dækningsgraden af ålegræs øget signifikant på 1-2 og 2-4 m i Limfjorden, på 1-2 m i inderfjorde samt på 4-6 m i kystvande. Denne udvikling udgøres af en generel øgning i dækningsgraden i perioden 2008-2013 efterfulgt af en stagnation, så dækningsgraden i 2017 generelt ligger på niveau med dækningsgraden i 2013.



Figur 6.2. Ålegræssets dækning i perioden 1989-2017 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 dybde (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 næsten tre årtier lange overvågningsperiode er ålegræssets maksimale dybdegrænse reduceret signifikant i alle fjordområder, men er uændret langs åbne kyster. Desuden er der gennem overvågningsperioden sket et fald i ålegræssets dækningsgrad. Det seneste årti har vist tegn på forbedringer i form af en signifikant øget maksimal dybdegrænse i kystvande samt øget dækningsgrad i flere områder, men denne udvikling er generelt stagneret siden 2013. Denne seneste stagnation falder sammen med, at sigtdybden er reduceret. Desuden kan den varme sommer i 2014 og det markante iltsvind i 2014 og 2016 have påvirket ålegræsset negativt og givet anledning til en reduktion i dybdeudbredelse og dækningsgrad.

De spæde tegn på forbedringer fra 2008 til 2013 kunne med en vis forsigtighed tolkes som en forsinket respons på, at kvælstofkoncentrationen var faldet siden starten af 90'erne (*Riemann m.fl. 2016*). Forbedringerne indikererede en begyndende forskydning i primærproduktion fra planteplankton i vandsøjlen til bundplanter (*Krause-Jensen m.fl. 2012*), altså tegn på en tilbagevenden til et mindre næringsbelastet havmiljø efter tre årtiers indsats for at reducere udledningen af næringsstoffer (*Riemann m.fl. 2016*). Men udviklingen siden 2013 viser, at systemet fortsat er meget sårbart, og at der er behov for et robust havmiljø for at opnå en stabil fremgang for ålegræs.

Internationalt er der også nylige eksempler på positive udviklingstendenser for havgræsser efter en målrettet forvaltningsindsats, fx i USA (*McCrackin m.fl. 2017, Sherwood m.fl. 2017, Lefcheck m.fl. 2018*). For europæiske havgræsenge viser en ny analyse ligeledes en markant positiv udvikling siden år 2000 sammenfaldende med et øget forvaltningsfokus på at opnå god økologisk tilstand (*de los Santos m.fl. indsendt*).

En lang responstid på forbedret tilstand for bundvegetationen og for økosystemer generelt er et velkendt fænomen, som bl.a. hænger sammen med, at strukturskift eller ændrede miljøforhold i øvrigt forsinkes eller forhindrer en tilbagevenden til situationen fra før, eutrofieringen satte ind (*Duarte m.fl. 2009*). Sådanne feedback mekanismer er velkendte for havgræsøkosystemer og kan bidrage til at fastholde en ugunstig tilstand (*Maxwell m.fl. 2017*). Når ålegræsenge reduceres markant eller helt forsvinder fra et område, hvirvles bunden eksempelvis lettere op og skaber dårligere lysforhold og en mere ustabil forankring for de nye ålegræsplanter, som derfor får vanskeligere ved at etablere sig (*Carr m.fl. 2010*). Desuden er rekolonisering af ålegræs generelt en langsom proces med tidshorisonter på op til årtier (*Olesen & Sand-Jensen 1994*). Global opvarmning kan også påvirke ålegræs i negativ retning, specielt nær plantens sydlige udbredelsesgrænse (*Hammer m.fl. 2018*) bl.a. ved at stimulere respiration mere end fotosyntese og dermed øge ålegræssets lyskrav (*Stæhr & Borum 2011*). Ud over en direkte effekt på ålegræsset, øger højere temperaturer også risikoen for iltsvind, og gør samtidig ålegræsset mere sårbart over for iltsvind (*Pulido & Borum 2010*). Dårlige lysforhold spiller dog en langt større rolle end temperaturstigninger for ålegræssets dybdeudbredelse langs vores kyster (*Stæhr & Borum 2011*).

Makroalger

Makroalgeskovene på den hårde bund består primært af rød- og brunalger, der kan vokse i flere lag på vanddybder med rigeligt lys. Makroalgernes dækning er opgjort for den totale og den kumulerede dækning, hvor den totale dækning er den samlede dækning set ovenfra, mens den kumulerede dækning er summen af de enkelte arters dækning (nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*).

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, mens man på større dybder fortsat kan finde skorpeformede alger, selv hvor lyset er aftaget til under 1 % af indstrålingen ved overfladen. Den totale dækning af oprette alger har vist sig at være en robust indikator for vandkvaliteten på vanddybder, hvor vegetationen ikke fuldt ud dækker stenenes overflader, mens den kumulerede dækning af oprette alger kan anvendes i et større dybdeinterval (*Dahl & Carstensen 2008*).

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

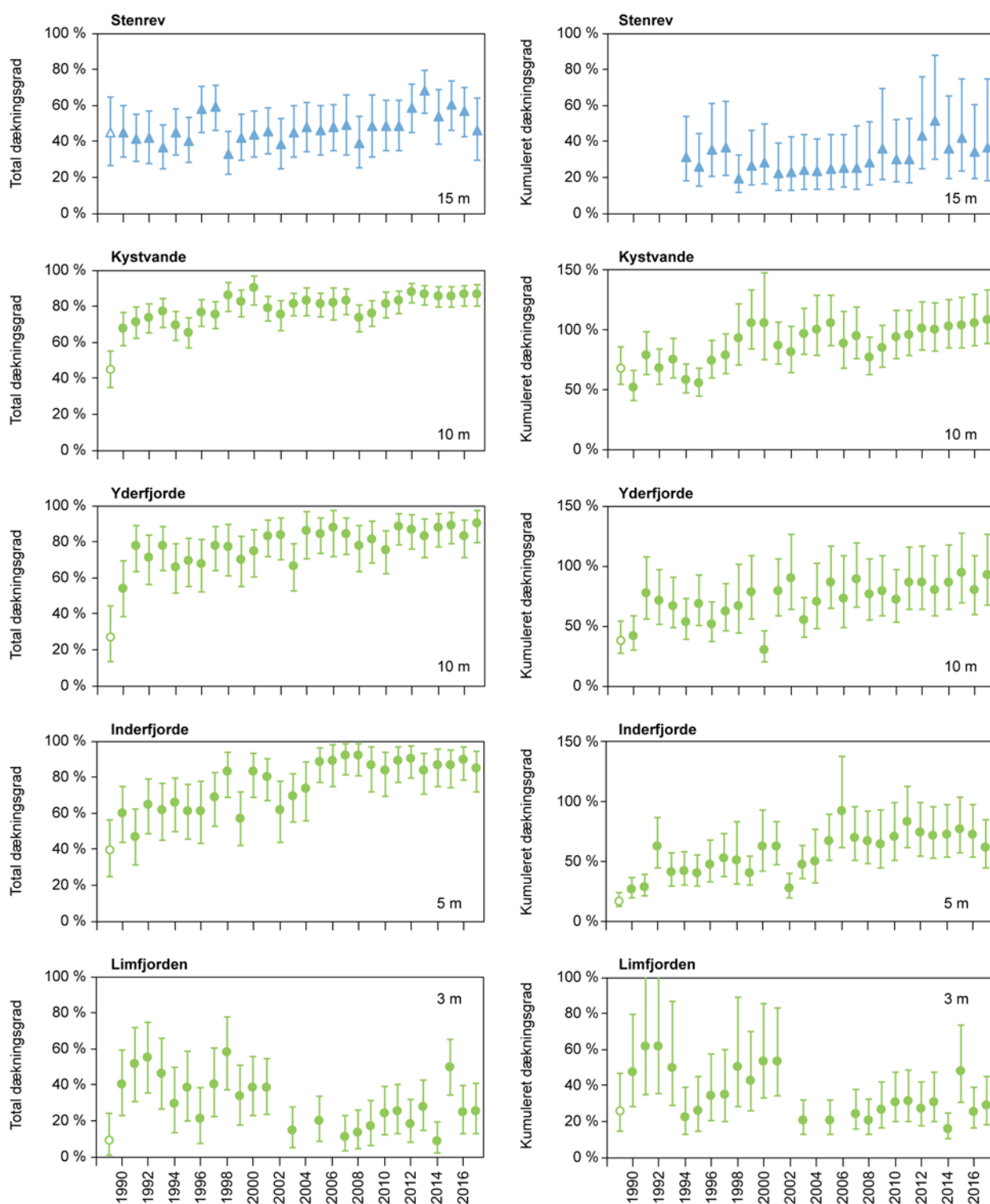
Den totale algedækning varierer betydeligt mellem årene i de fem farvandstyper med årsgennemsnit mellem 9 og 92 % dækning (*figur 6.3*, venstre kolonne). Blandt de undersøgte områder var den totale algedækning lavest i Limfjorden (9-58 %), selvom dækningsgraden her er beregnet for 3 m's dybde, sammenlignet med 5 m's dybde i inderfjorde og 10 m's dybde i yderfjorde og kystområder. Den totale dækning i inderfjorde (47-92 %) var på niveau med

den totale dækning i yderfjorde og kystvande. På stenrev, hvor modelleringsdybden var dybest (15 m), var den totale dækningsgrad 33-68 %.

For perioden 1990-2017 er der en signifikant positiv udviklingstendens i den totale dækning i samtlige farvandstyper bortset fra i Limfjorden, hvor den totale dækning af makroalger er gået signifikant tilbage. Årsagen til tilbagegangen i Limfjorden kendes ikke. De overordnede udviklingstendenser baseret på lineær regression for perioden 1990-2017 viser, at det totale makroalgedække siden 1990 er øget med 21 % i kystvande, 31 % i yderfjorde, 34 % på stenrev og 60 % i inderfjorde, mens det er reduceret med 58 % i Limfjorden. For de seneste 10 år er algerne totale dækning øget signifikant i kystvande og yderfjorde, mens udviklingen i inderfjorde, Limfjorden og på stenrev er stagneret.

Makroalgerne kumulerede dækning var lidt lavere i yderfjorde (30-94 %) end i kystvande (52-109 %) (*figur 6.3, højre kolonne*). Som for den totale dækning, var også den kumulerede dækning højere i inderfjorde (27-92 %) end i Limfjorden (16-61 %) på trods af den lavere modelleringsdybde i Limfjorden. På stenrev, hvor modelleringsdybden var 15 m, lå den kumulerede dækning på 19-51 %.

Gennem overvågningsperioden (1990-2017) er der lige som for den totale dækning en signifikant positiv udvikling i algerne kumulerede dækning i inderfjorde, yderfjorde, kystvande og på stenrev, mens udviklingstendensen er signifikant negativ i Limfjorden. Heller ikke for den kumulerede dækning kendes årsagen til tilbagegangen i Limfjorden. De overordnede udviklingstendenser baseret på lineær regression for perioden 1990-2017 viser, at det kumulerede makroalgedække er øget med 57 % i yderfjorde, 58 % i kystvande, 70 % på stenrev og 111 % i inderfjorde, mens det er reduceret med 50 % i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år har der været en svag men signifikant fremgang i den kumulerede dækning i yderfjorde og kystvande, mens udviklingen i inderfjorde, Limfjorden og på stenrev er stagneret.



Figur 6.3. Makroalgernes totale dækningsgrad (venstre kolonne) og kumulerede dækningsgrad (højre kolonne) i perioden 1989-2017 for stenrev i åbne farvande, og på sten i kystvande, yder- og inderfjorde samt i Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Data fra 1989 (total og kumuleret) og for stenrev også fra 1990-1993 (kumuleret) er udeladt af trendanalyserne (åbne symboler) – nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*. Bemærk at modelleringsdybden varierer mellem områderne, og at skalaen på y-aksen varierer mellem figurerne for den kumulerede dækning. *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

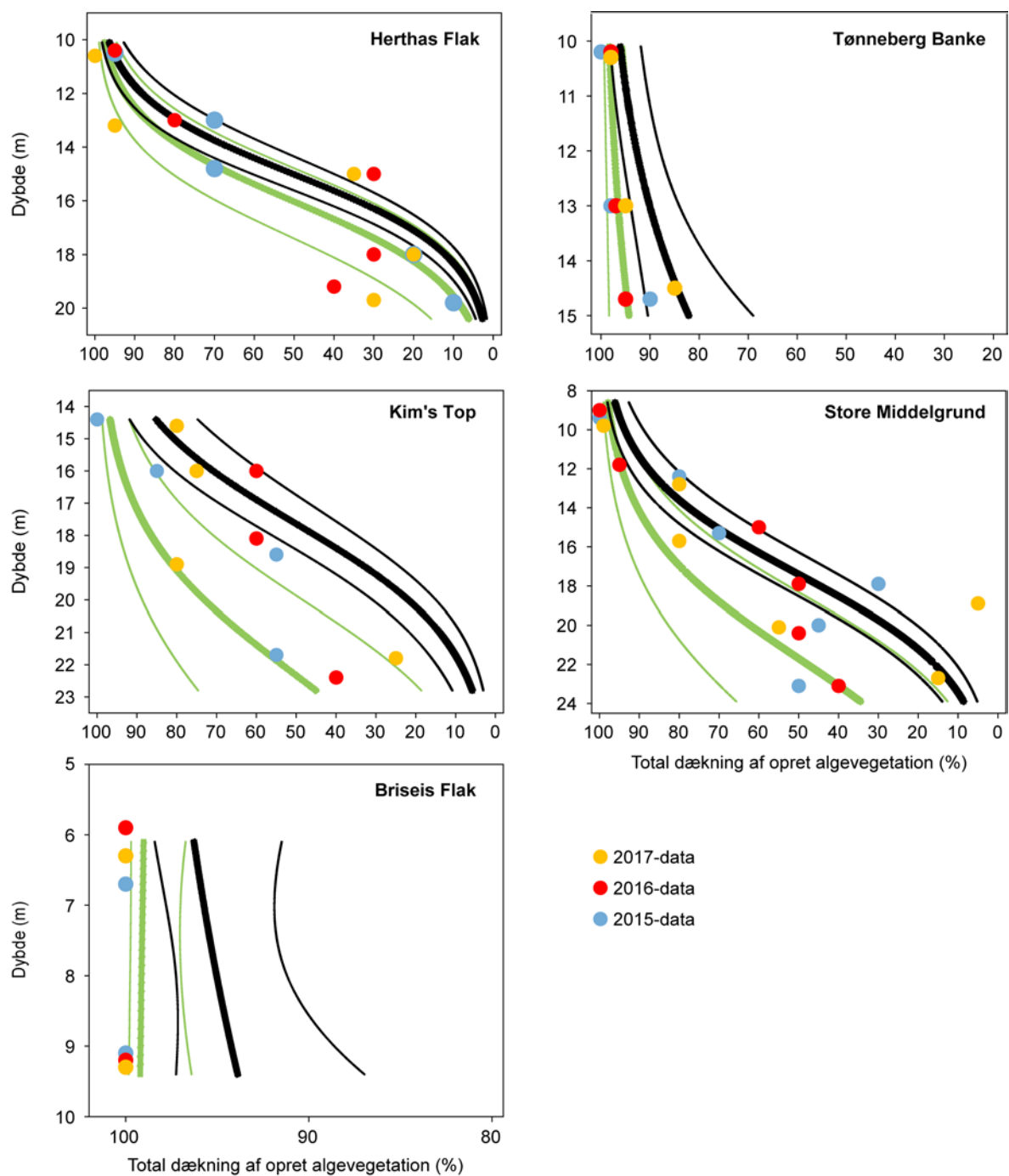
Der er udviklet modeller for en række stenrev i Kattegat, der beskriver algernes totale og kumulerede dækning som funktion af dybde, solindstråling, søpindsvins græsningstryk og samlet tilførsel af kvælstof til Kattegatområdet (Dahl & Carstensen 2008). Modelbeskrivelserne af de to makroalgeindikatorer 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.

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. Algerne dybdeudbredelse kan således modelleres i scenarier, hvor kvælstoftilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningstryk er konstant.

Algevegetationens dækning langs dybdegradier på fem stenrev i Kattegat blev modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel (figur 6.4). 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 algerne dybdeudbredelse.

Dækningsgraderne af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var generelt høje, og algerne dybdeudbredelse var god både i 2015, 2016 og 2017, i flere tilfælde på niveau med de modellerede udbredelser ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignede forhold, hvilket indikerer bedre lysforhold på de pågældende rev langt fra kysten, end sigtdybden 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 epifaunaens udbredelse. Trawlfiskeri er nu forbudt, og i de senere år har algedækningen været under bedring. Men 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.



Figur 6.4. Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2015-2017 (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) svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel for forårshalvåret i 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 1989 er højst sandsynligt en konsekvens af en forbedret vandkvalitet (Riemann *m.fl.* 2016; Dahl & Carstensen 2008). Både makroalgernes totale dækningsgrad og den kumulerede dækning i fjorde og kystvande 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 (kapitel 3 & 4). Det stimulerer makroalgernes vækst og mulighed for at etablere sig på større dybder. Samtidig har reduktionen i næringsstofkoncentrationer i løbet af overvågningsperioden 1989-2017 formentlig begrænset mængden af énårige 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 énårige 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 énårige alger.

Sammenfatning

- I perioden 1989-2017 har der været en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling i kystvande.
- Det seneste årti har vist en signifikant positiv udvikling i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i kystvande, selvom udviklingen er stagneret siden 2013. Stagnationen falder sammen med en reduktion i sigtdybden, høje temperaturer i 2014 og udbredte iltsvind i 2014 og 2016.
- For perioden 1989-2017 er der generelt tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Siden 2008 er dækningsgraden dog øget signifikant i flere områder, selvom denne udvikling er stagneret siden 2013. Stagnationen falder sammen med en reduktion i sigtdybden, høje temperaturer i 2014 og udbredte iltsvind i 2014 og 2016.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2017) har der været en signifikant positiv udviklingstendens i både makroalgernes totale og kumulerede dækningsgrad på stenrev, i inderfjorde, yderfjorde og kystområder, mens udviklingen i Limfjorden har været signifikant negativ.
- I de seneste 10 år er der sket en signifikant øgning af både den totale og den kumulerede dækningsgrad af makroalger i yderfjorde og kystvande, mens udviklingen er stagneret på stenrev, i inderfjorde og i Limfjorden.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var generelt bedre i 2017 end i perioden 1994-2006 og stort set på niveau med dækningsgraderne i 2015 og 2016.

7 Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen

Havbunden i de danske farvande rummer et rigt og 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.



Solaster papposus (pigget søsol).
Foto: Steffen Lundsteen.

Man kan opdele bundfaunaen i funktionelle grupper efter deres ernæringsform. De arter, der filtrerer planteplanktonet direkte fra vandsøjlen, kaldes som samlet gruppe filtratorer. De dominerer oftest på lavt vand, hvor de kan opnå så høje tætheder, at de kan kontrollere planteplanktonets 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. Traditionelt deler man bundfaunaen op i blødbundsfauna og hårdbundsfauna. Blødbundsfaunaen, som afrapporteres i dette kapitel, lever i og på havbunden, 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, redoxforholdene 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 for mere end 100 år siden opkaldte efter de dominerende arter. Den totale artsrigdom 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 og dels af de enkelte arters populationsdynamik samt vekselvirkninger inden for bundfaunasamfundet.

Samlet set udgør bundfaunaen 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 der produceres, 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 kan ske efter længerevarende iltfrie forhold i bundvandet.

Netop fordi bundfaunaen er en så integreret del af det marine økosystem, og det omgivende miljø påvirker bundfaunasamfundet, kan man anvende bundfaunaoprøver 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 indekser 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 områder, der naturligt har forskellige niveauer for biodiversitet, beskriver de seneste versioner af DKI miljøkvaliteten relativt i forhold til en referenceværdi, der er fastsat i forhold til vandets saltholdighed og dermed det niveau, der forventes for biodiversiteten og følsomheden af det uforstyrrede bundfaunasamfund på den enkelte lokalitet.

Metoder og datagrundlag

Bundfaunaoprøvetagningen i 2017, som danner grundlag for denne rapportering, består af i alt 2.166 prøver med ca. 14.000 registreringer af artsspecifik tæthed af ca. 520 arter eller artsgrupper (ca. 54.800 individer). Med undtagelse

af 13 prøver, der blev taget med smørstikke i Vadehavet ved Lister Dyb, er alle prøver taget med en hapsbundhenter med et prøvetagningsareal på 143 cm² (0,0143 m²). Datamaterialet omfatter i alt 1.930 prøvetagningspositioner, der var fordelt på 73 områder, som dækker 59 vandområder. I de åbne områder, hvor overvågningen primært sker i regi af havstrategidirektivet, blev der taget prøver i den vestlige Østersø, Bælthavet, Kattegat, Skagerrak og Nordsøen. I de fleste områder blev der, i henhold til programbeskrivelsen, taget én prøve på et større antal prøvetagningspositioner (typisk 42), som er udlagt i et stationsnet, mens der i nogle områder af de åbne dele af Kattegat, Bælthavet og den vestlige Østersø blev taget 5 eller 10 delprøver på samme position (punktstation). Det skyldes, at der på disse stationer findes lange tidsserier over 28-33 år, hvor der er anvendt samme metode og prøvetagningsdesign. Denne rapportering er i lighed med tidligere år 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 stationsnet. II) Tilstanden i de åbne dele af de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes lange tidsserier, som er blevet videreført under havstrategiovervågningen samt overvågningen af syv områder, der er udpeget som beskyttede områder for den bløde bund, hvorfra der i 2017 blev taget prøver i 'område d' og 'område f'. III) Prøvetagning i Nordsøen og Skagerrak (otte stationsområder i Nordsøen og to områder i Skagerrak), som også blev besøgt i 2015. 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 er rapporteret prøvevis som artsspecifik tæthed og biomasse.

Fjorde og kystvande

Prøvetagningsområderne i kystvandene repræsenterer et bredt udsnit af primært lavvandede blødbundshabitater såsom fjorde, bugte, vige og åbne kyststrækninger (tabel 7.1). Flere af prøvetagningsområderne omfattede dog også åbne områder med vanddybder større end 12-15 m, som betyder, at havbunden i flere af disse områder er under saltspringlaget, som ligger i 12-18 m's dybde i de indre danske farvande. Prøvetagningen omfattede i alt 40 prøvetagningsområder med en vanddybde gående fra 1 m (Lister Dyb og Seden Strand) til 28 m (Flensborg Fjord). De i alt 1.542 haps-prøver var, med få undtagelser, fordelt med 42 prøver på forskellige positioner inden for hvert stationsområde. Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 1.800 individer pr. m² varierende fra bare ét individ pr. m² i Limfjorden nord for Mors, hvor 39 ud af 42 prøver var helt uden bunddyr, til 16.000 individer pr. m². Den højeste individtæthed blev fundet på station 4410 i Ålborg Bugt, hvor især høje forekomster af rundorme (nematoder) og af krebsdyret *Ampelisca brevicornis* bidrog til den høje tæthed. Biomassen af bunddyr var ca. 240 gram vådvægt m² som gennemsnit for alle de områder, hvor biomassen blev bestemt som vådvægt (tørvægtsbestemmelser udeladt). Den laveste biomasse blev fundet i Limfjorden nord for Mors (< 1 g m²). De højeste biomasser på godt 2.200 og godt 1.600 g m² blev fundet i henholdsvis den åbne del af Lillebælt og i Hesselø Bugt grundet forekomsten af mange store individer af molboøsters (*Arc-tica islandica*).

Tabel 7.1. Bundfaunastationsområder (lokalitet) i kystnære områder indsamlet i 2017. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området, og spændet i prøvetagningsdybder er angivet i parentes. Prøveantal angiver, hvor mange haps-prøver der er taget inden for prøvetagningsområdet. Artsrigdommen er angivet som gennemsnitligt antal fundne arter i henholdsvis én haps-prøve (S_1) og som det samlede antal for de 42 prøver repræsenterende det samlede område (S_{42}). Værdier i parentes angiver, at værdien ikke umiddelbart kan sammenlignes med de fleste andre, da antallet af prøver er en del lavere end 42. Artsdiversiteten er udtrykt med Shannon-diversiteten H' . Biomasse og individtæthed er angivet som henholdsvis vådvægt og antal individer pr. kvadratmeter. Manglende værdier for biomasse skyldes, at biomassen i de pågældende områder er målt som tørvægt og derfor ikke umiddelbart er sammenlignelig.

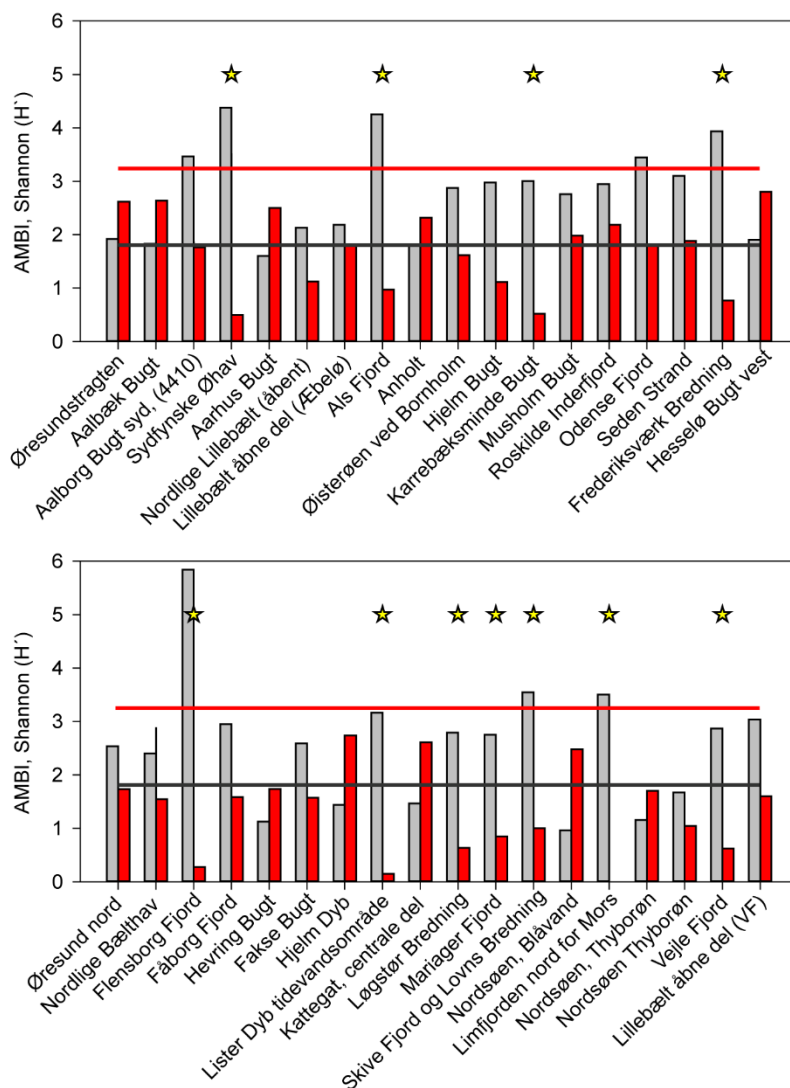
Lokalitet	Dybde (m)	Prøve- antal	S_1 antal arter	S_{42} antal arter	Diversitet (H')	Biomasse VV (g m ⁻²)	Indv.antal (m ⁻²)
Øresundstragten	12,9 (7-26)	42	9,2	90	2,6	182	1.918
Nordlige Bælthav, åbne del	13,3 (10-15)	42	2,6	39	1,1	-	207
Aarhus Bugt	15 (14-25)	42	10	60	2,5	-	2.955
Hevring Bugt	12 (10-15)	42	6,6	51	1,7	-	2.130
Mariager Fjord	7,5 (5-10)	42	2,2	14	0,8	441	600
Musholm Bugt	11,1 (0-14)	42	5,3	30	2,0	45	832
Karrebæksminde Bugt	12,5 (12-13)	42	1,8	13	0,5	4	588
Østersøen ved Bornholm	14,2 (6-18)	39	4,8	14	1,6	137	1.862
Hjelm Bugt	19,3 (15-22)	42	3,7	21	1,1	33	1.285
Faxe Bugt	2,9 (2-4)	42	4,9	23	1,6	145	2.834
Sydfynske Øhav	16,5 (17-17)	10	0,8	(4)	0,3	-	38
Fåborg Fjord	7,9 (5-12)	42	4,2	31	1,6	164	749
Anholt	7,1 (5-9)	42	6,4	39	2,3	-	911
Nordlige Bælthav, Horsens	4,8 (4-8)	41	4,2	38	1,7	-	904
Nordsøen, Blåvand	13,9 (11-17)	42	10	41	2,5	314	2.709
Lister Dyb tidevandsområde	1 (1-1)	13	1	(3)	0,1	-	132
Frederiksværk Bredning	6,1 (5-6)	21	3	(10)	0,8	50	3.946
Roskilde Inderfjord	4,7 (5-5)	21	8,9	(24)	2,2	260	3.853
Hesselø Bugt vest	22,5 (22-23)	42	12,5	79	2,8	1461	2.714
Odense Fjord	3,2 (0-9)	42	4,0	42	1,3	393	583
Seden Strand	1 (0-2)	13	7,7	(36)	1,9	54	2.921
Lillebælt, åbne del	13 (12-14)	42	4,1	29	1,6	2270	693
Flensborg Fjord	28,6 (25-33)	42	1,7	10	0,3	17	1.756
Als Fjord	20,7 (18-24)	42	2,8	28	1,0	141	508
Sydfynske Øhav	13,6 (9-17)	42	1,3	11	0,5	14	147
Øresund nord	13,8 (10-16)	42	4,4	36	1,7	196	611
Ringkøbing Fjord	1,8 (0-4)	42	5,5	22	1,6	303	3.418
Løgstør Bredning	7,6 (7-9)	42	1,5	16	0,6	112	158
Skive Fjord og Lovns Bredning	4,5 (4-6)	41	2,5	19	1,0	268	499
Nordlige Bælthav, Horsens	19,5 (17-23)	41	6,2	34	2,2	-	1.059
Lillebælt, åbne del	3,8 (2-5)	42	5,3	35	1,6	74	1.159
Nordsøen, Thyborøn	15,1 (13-17)	42	4,7	56	1,7	133	801
Nordsøen, Thyborøn	19,2 (18-21)	42	2,3	43	1,1	4	181
Limfjorden nord for Mors	10,9 (10-12)	42	0,1	3	1,0	0	1
Vejle Fjord	7,4 (5-9)	42	1,1	20	0,6	23	65
Ålborg Bugt syd (4404)	5,9 (5-6)	42	3,8	76	1,4	90	859
Ålborg Bugt syd (4410)	11,6 (10-13)	42	12,5	20	1,8	236	16.014
Kattegat, centrale del	5,2 (4-6)	42	8,5	20	2,6	74	1.517
Aalbæk Bugt	16,6 (15-18)	42	13,4	49	2,6	335	5.854

Artsdiversitet

Artsrigdommen, opgjort som henholdsvis antallet af arter i den enkelte haps-prøve (S_1) og som antallet af arter registreret for hele områder (S_{42}), viser store variationer (tabel 7.1). I beregningen af artsrigdommen er individer, der kun er bestemt til slægt eller familie, konsekvent medregnet som arter. Den gennemsnitlige artsrigdom i én haps-prøve varierede fra 0,1 i Limfjorden nord for Mors til 13,4 i Aalbæk Bugt. Tilsvarende varierede den samlede artsrigdom i områderne fra tre arter (Lister Dyb og Limfjorden nord for Mors) til 90 arter (Øresundstragten). Artsrigdommen i den enkelte prøve (S_1) fulgte i nogen udstrækning vandets saltholdighed, da lave værdier fortrinsvis forekom kystnært, og værdierne faldt jo tættere på Østersøen, prøverne var taget. Områdernes artsrigdom (S_{42}) afhang især af, hvor forskelligartede bundforholdene var inden for prøvetagningsområdet (fx dybde, saltholdighed og sedimentsammensætning) samt af placeringen af området i forhold til åbne farvande. Således fandtes de højeste artsantal i prøvetagningsområder med store dybdeforskelle (fx Øresundstragten) og i områder, der har stor vandudveksling med Kattegat, Skagerrak og Nordsøen (fx på de kystnære stationer langs Kattegats kyster). Ud over disse storskala-mønstre i artsrigdommen, som bekræfter tidligere års observationer, så var der påfaldende få arter i Mariager Fjord, Karrebæksminde Bugt, de to prøvetagningsområder i det Sydfynske Øhav, i Lister Dyb tidevandsområde, Vejle Fjord, samt i Limfjorden generelt (området nord for Mors, Skive Fjord, Lovns Bredning og Løgstør Bredning). Området nord for Mors havde den absolut laveste værdi, hvilket tyder på, at der stort set ikke har været nogen bunddyr på indsamlingstidspunktet.

Shannon-diversiteten, som antages maksimalt at kunne opnå værdien 5 i haps-prøverne, varierede fra 0,1 til 2,8 og viste nogenlunde samme fordeling som artsrigdommen (S_1) med de højeste værdier på lokaliteter i de åbne kyststrækninger og i områder med en høj saltholdighed. Følsomhedsindekset, AMBI, som teoretisk kan spænde fra 0 til 7 og udtrykker, hvor stor en andel af bundfaunasamfundet der består af henholdsvis følsomme og tolerante arter, viste værdier fra ca. 1 (Blåvand, Nordsøen) til ca. 6 (Flensborg Fjord) (figur 7.1). Lave værdier for AMBI indikerer gode forhold (modsat Shannon-diversiteten), hvor følsomme arter udgør en stor andel af bundfaunasamfundet, og høje værdier indikerer, at samfundet er domineret af arter, der er tolerante overfor især eutrofe forhold. I sammenligning med bundfaunaprøvetagningen i de åbne indre danske farvande, viste data fra de kystnære områder (i lighed med observationerne fra tidligere år) lave værdier for Shannon-diversiteten med et gennemsnit på kun 1,5, mens gennemsnittet for de åbne indre danske farvande var 3,2 (de stationer der overvåges i regi af havstrategidirektivet). Tilsvarende var den gennemsnitlige AMBI-værdi væsentligt højere i de kystnære områder med 2,7 sammenlignet med 1,8 for de åbne indre danske farvande. I tolv områder (to områder i det Sydfynske Øhav, Als Fjord, Karrebæksminde Bugt, Frederiksværk Bredning, Flensborg Fjord, Lister Dyb tidevandsområde, Limfjorden nord for Mors, Skive Fjord og Lovns Bredning, Løgstør Bredning og Vejle Fjord) indikerer kombinationen af lav diversitet og en overvægt af tolerante arter, at der sandsynligvis har forekommet skader på bundfaunaen som følge af iltsvind eller andre kombinationer af forstyrrelse og negative følgevirkninger af eutrofiering. I nogle af de disse områder, hvor der muligvis/sandsynligvis har været iltsvind forud (sommer/efterår 2016) for prøvetagningen i 2017, blev der også taget prøver i 2015, og en sammenligning viser, at artsrigdommen, artsdiversiteten og AMBI viste næsten konsekvent en forringelse af tilstanden fra 2015 til 2017 (tabel 7.2).

Figur 7.1. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (røde søjler) og AMBI-indeksværdi (grå søjler) for haps-prøver for hver af de 40 kystnære områder. For sammenligning er tilsvarende gennemsnitlige værdier for Shannon-diversitet (rød linje, $H' = 3,24$) og AMBI (sort linje, $AMBI = 1,8$) for de åbne dele af de indre danske farvande i 2017 angivet. Bemærk, at høje værdier for AMBI udtrykker forstyrrede (dårlige) forhold, mens høje værdier for Shannon-diversiteten udtrykker gode miljø-/økologiske forhold. Gule stjerner angiver områder med en kombination af høje AMBI-værdier og lave Shannon-værdier.



Tabel 7.2. Sammenligning af resultater fra prøvetagningen i 2015 og i 2017 for de kystnære stationsområder. Værdier for Shannon-diversiteten H' , artsrigdommen (S_1) og beregninger af AMBI for 2015. $\Delta H'$, ΔS_1 og $\Delta AMBI$ angiver den procentuelle ændring fra 2015 til 2017 (- angiver en forringelse, dvs. fald i diversitet og artsrigdom og stigning i AMBI). Stjerne markerer en kombination af lav Shannon og høj AMBI, dvs. indikation på forstyrrede forhold.

Lokalitet	H' 2015	S_1 2015	AMBI 2015	$\Delta H'$ 2015-2017	ΔS_1 2015-2017	$\Delta AMBI$ 2015-2017	
Flensborg Fjord	1,19	3,08	3,72	-77	-39	-57	*
Frederiksværk Bredning	0,32	2,86	4,37	139	3	10	*
Hevring Bugt	2,12	7,67	1,81	-18	-13	38	
Karrebæksminde Bugt	1,88	5,86	2,85	-72	-68	-6	*
Lister Dyb	0,20	1,20	3,45	-25	-2	8	*
Løgstør Bredning	1,24	3,62	3,11	-49	-50	10	
Mariager Fjord	1,78	4,86	3,19	-53	-40	14	
Roskilde Inderfjord	1,51	4,19	2,52	45	113	-17	
Seden Strand	1,47	7,77	3,29	28	-1	6	
Sydfynske Øhav	0,55	1,80	4,27	-39	-26	-2	*
Sydfynske Øhav, BF 11	0,75	2,63	2,88	-33	-30	-22	*
Vejle Fjord	0,79	2,18	2,25	-22	-15	-27	*
Ålborg Bugt, syd	2,17	10,86	1,17	-19	15	-59	
Aalbæk Bugt	2,58	13,55	2,07	2	-1	11	
Århus Bugt	2,77	9,86	2,00	-10	2	20	

De åbne indre danske farvande

I forbindelse med overvågningen i regi af havstrategidirektivet blev der i 2017 taget prøver og indrapporteret data fra 21 stationer i de indre danske farvande (Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø) samt i to stationsområder 'område d' og 'område f' i det centrale Kattegat (tabel 7.3). Langt størstedelen af stationerne ligger i Kattegat (18 stationer inkl. stationsområderne 'd' og 'f'), to i Bælthavet, en i Femern Bælt, en i Øresund og en i Arkonahavet (vestlige Østersø). Den gennemsnitlige biomasse var ca. 730 (g vådvægt m⁻²), som dog var helt domineret af sporadiske fund af store molboøsters (*Arctica islandica*), mens medianen var 203 g vådvægt m⁻². Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 2.300 m⁻² (tabel 7.3). Både biomassen og individtætheden var meget lav i Arkonahavet i den vestlige Østersø, mens niveauerne i Kattegat og Bælthavet svarede til tidligere års målinger. Analyser af bundfaunaens sammensætningen i henhold til AMBI viste, at stationerne generelt var kendetegnet ved tilstedeværelsen af følsomme arter (relativ lav AMBI), der ikke vidner om eutrofieringsproblemer (dog med undtagelse af station 952 og st. 444 i hhv. Femern Bælt og Arkonahavet, hvor andelen af eutrofieringsfølsomme arter var lav). Artsrigdom (S₁) på stationerne varierede fra 1,4 (Arkona) til 24,4 (Storebælt), og gennemsnitsværdien for alle lokaliteterne var på 12,6 arter pr. haps-prøve. Artsdiversiteten (Shannon, H') var ligeledes relativ høj med en middelværdi på 2,88. Både artsrigdommen og artdiversiteten viste store variationer mellem de forskellige områder og bundtyper (habitater). I Femern Bælt og Arkonahavet var artsdiversiteten (hhv. 1,91 og 0,32) og artsrigdommen (hhv. 5,3 og 1,4) lavere end i de fleste øvrige områder. Artsdiversiteten i lidt større skala (S₄₂) kan kun beregnes for de to prøvetagningsområder 'område d' og 'område f', der blev indsamlet efter samme prøvetagningsdesign som for de kystnære områder. Her blev der henholdsvis registreret hele 191 og 123 arter (antallet er en maksimal værdi, da individer bestemt til slægt er medregnet som arter). Til sammenligning blev der i de kystnære områder i gennemsnit fundet bare 35 arter i de 32 områder, hvor der ligeledes blev taget 42 prøver, og hvor Øresundstragten, der med det højeste antal på 90, kun nåede op på ca. halvdelen af niveauet i 'område d'. Den meget høje artsdiversitet i 'område d' fremgår ligeledes af en sammenligning med prøvetagningen i Nordsøen, hvor der i gennemsnit blev fundet 57 arter i hver af 10 stationsområder, og hvor opgørelsen for alle 10 områder (420 prøver), dækkende hele den danske del af Nordsøen, kun blev opnået et artsantal, der var lidt højere (213). I Kattegat var det især nogle af stationerne på den dybe bløde bund (St. 158, 413, 16N21, P21, P46, 1416), der havde en påfaldende lav diversitet og artsrigdom med et gennemsnit på kun ca. 8 arter pr. haps-prøve mod ca. 16 på de øvrige stationer i Kattegat. Tilsvarende var Shannon-diversiteten kun ca. 2,3 mod 3,5 i de øvrige sammenlignelige områder. I overensstemmelse med de store forskelle i artsdiversitet mellem stationerne, viste beregninger af miljøkvalitetsindekset DKI (gennemsnitlig antal i én haps-prøve) forholdsvis lave værdier på de nævnte stationer (i snit 0,6), mens de øvrige sammenlignelige stationer lå tæt på den teoretisk maksimumsværdi på 1. AMBI viste ikke nogen forskel, der kunne relateres til forskellene i biodiversitet mellem de enkelte stationer i hverken Kattegat eller Bælthavet.

Tabel 7.3. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande indsamlet i 2017. 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, VV angiver vådvægten pr. kvadratmeter, artsrigdommen 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.

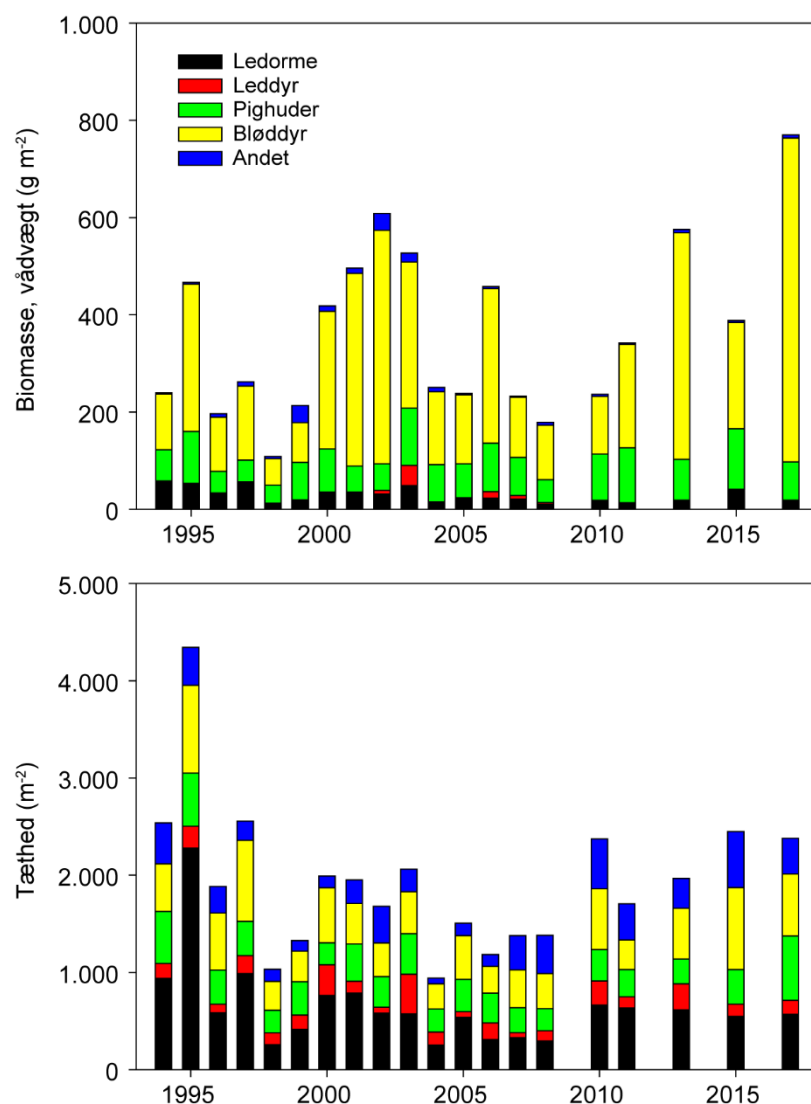
* Station P26 er indsamlet på en anden position og en anden dybde end tidligere, og saltholdigheden er ukendt, og DKI kan dermed ikke beregnes.

Lokalitet	Antal prøver	Salt	Dybde m	Tæthed m ⁻²	VV g m ⁻²	S_1	AMBI	H'	DKI v.3
Bælthavet 14	5	17	17	2.867	107	15,4	1,53	3,27	0,90 $\pm$ 0,05
Kattegat 42	5	17	14	3.497	41	17,8	2,09	3,62	0,90 $\pm$ 0,03
Kattegat 49	5	28	24	2.266	348	15,6	1,95	3,51	0,72 $\pm$ 0,05
Kattegat 155	5	19	14	2.168	1.487	14,8	1,34	3,49	0,9 $\pm$ 0,06
Kattegat 158	5	32	36	783	122	6,4	1,60	2,41	0,57 $\pm$ 0,05
Kattegat 413	10	33	54	1.657	127	7,8	1,55	2,18	0,58 $\pm$ 0,05
Arkona 444	10	15	45	154	31	1,4	2,85	0,32	0,17 $\pm$ 0,19
Storebælt 939	10	28	36	4.161	107	24,4	1,89	3,92	0,78 $\pm$ 0,05
Femern Bælt 952	4	20	28	944	1.586	5,3	2,79	1,91	0,55 $\pm$ 0,13
Kattegat 1402	5	31	27	1.692	490	14,0	1,58	3,42	0,71 $\pm$ 0,04
Kattegat 1416	5	31	24	2.951	295	11,8	1,59	2,21	0,60 $\pm$ 0,05
Kattegat 16N21	5	31	16	1.105	131	7,6	1,69	2,59	0,61 $\pm$ 0,04
Kattegat HSD1	5	-	19	1.608	6.307	11	2,66	3,13	-
Område d II	39	33	41	2.795	-	19,9	1,86	3,72	0,72 $\pm$ 0,07
Område f II	42	23	21	3.047	-	16,5	1,78	3,50	0,82 $\pm$ 0,04
Kattegat P6	5	32	32	1.706	245	15,6	1,93	3,69	0,71 $\pm$ 0,04
Kattegat P11	5	32	28	4.476	253	15,6	1,58	2,67	0,65 $\pm$ 0,04
Kattegat P21	5	23	15	629	45	5,2	1,81	2,04	0,57 $\pm$ 0,11
Kattegat P26*	5	-	45	993	19	5,6	1,72	1,86	-
Kattegat P35	5	27	22	3.622	167	15,4	1,45	3,22	0,75 $\pm$ 0,04
Kattegat P46	5	28	15	4.685	194	11,8	1,95	2,66	0,64 $\pm$ 0,02
Kattegat P9	5	32	30	1.580	3.118	14,4	1,95	3,57	0,69 $\pm$ 0,06
Kattegat S31	10	12	20	4.238	212	15,9	2,03	3,41	0,96 $\pm$ 0,02
Gennemsnit	-	26	27	2.332	735	12,6	1,88	2,88	0,69 $\pm$ 0,17

Tidslig udvikling i de åbne indre farvande

På 16 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund er der med samme metodik indsamlet prøver årligt siden 1989, dog med undtagelse af årene 2009, 2012, 2014 og 2016 hvor der ikke var programsat prøvetagning på disse stationer. I 2017 var den gennemsnitlige biomasse ca. 430 g vådvægt pr. kvadratmeter som gennemsnit for alle stationerne (figur 7.2). Det svarer til niveauet fra de foregående år, når der tages højde for, at biomassen i hele perioden har været helt domineret af bløddyr (muslinger og snegle) med sporadiske forekomster af store individer af molboøsters (*Arctica islandica*), som gør, at den tidslige udvikling af den samlede biomasse er meget usikkert bestemt. De øvrige taksonomiske dyregrupper havde samme eller lidt lavere biomasse end i de foregående år. I 2017 var individtætheden ca. 2.400 individer pr. kvadratmeter som gennemsnit for hele området, hvilket var det samme niveau som i de foregående fire prøvetagninger (2010-2015), og fordelingen af individerne blandt de fire taksonomiske hovedgrupper (leddyr, ledorme, bløddyr og pighuder) var ligeledes stort set uændret.

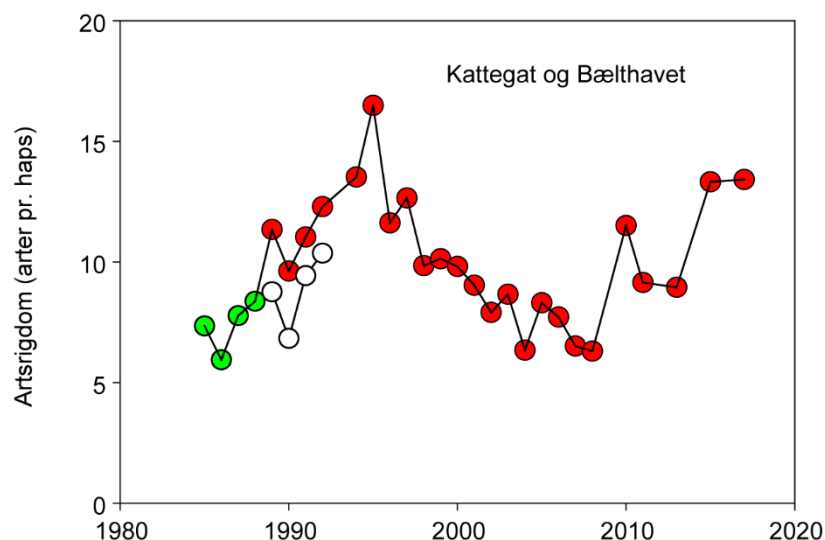
Figur 7.2. Biomasse (øverst) og individtæthed (nederst) af bundfaunaen i den åbne dele af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper.



Den gennemsnitlige artsrigdom, slægter, eller højere taksonomiske grupper inkluderet som arter i en haps-prøve (S_1) fra stationerne i Kattegat og Bælthavet, på ca. 14 arter var høj i forhold til gennemsnitsniveauet for de foregående 29 år (figur 7.3). I dette års rapportering er medtaget nye data fra disse stationer for perioden 1989-1992, som ikke tidligere har indgået i havrapporter og som ikke findes i den nationale database, men som er blevet rekonstrueret fra laboratoriejournaler og konsulentrapporter. Artsrigdommen i 2017 var på samme niveau som i 2015, og data fra disse to år viser dermed den næsthøjeste artsdiversitet siden 1989 med den højeste diversitet registreret i 1995 med ca. 18 arter. Figuren for artsrigdommen 1989-2015 er lidt anderledes end tidligere rapporteret, da der er set bort fra tre stationer (P23, P26 og 409), hvorfra der ikke var data i 2017, og hvor der normalt findes en relativ høj artsrigdom. I 2017 var der ca. dobbelt så mange arter i Kattegat-Bælthavet, som da artsrigdommen var på sit laveste niveau i perioden 2004-2008. Udviklingen i artsrigdommen er ensartet over hele området. Dvs. at stort set alle stationer viser samme mønster med en stigning i artsrigdommen fra 1989 (nogle stationer fra 1985) og frem til 1995, hvorefter der er et jævnt fald frem til 2008 efterfulgt af en stigning frem mod prøvetagningen i 2017. Kattegat kan deles op i to overordnede habitattyper (Hansen & Blomqvist 2018): 1) de dybe mudrede habitater beliggende under saltspringlaget, og 2) de sandede bundtyper på lavere vand over saltspringlaget. Bundfaunaens artsrigdom viser samme langtidsvækst på de to forskellige habitater med meget høje værdier omkring

1995, lave værdier omkring 2008 og atter stigende værdier efter 2009/2010. Dog er svingninger langt mere udtalte for stationerne på den dybe bløde bund.

Figur 7.3. Udviklingen i artsrigdom på 17 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1989-2017 (røde symboler, data fra 2017 omfatter kun 16 stationer). Hvide symboler angiver værdier, der tidligere har været rapporteret baseret på seks stationer (1416, 1402, 409, 31S, 939, 413). Data fra perioden 1989-1993 er rekonstrueret fra ikke-digitaliserede data fra alle 17 stationer. Grønne symboler (1985-1988) er baseret på tre stationer (939, 413 og 31S).



Nordsøen og Skagerrak

I 2017 blev der indsamlet bundfaunaprøver fra i alt 10 stationsområder i Nordsøen og Skagerrak (tabel 7.4). Det var de samme 10 stationsområder, som blev indsamlet i 2015. Den gennemsnitlige biomasse for alle områder var 221 g m^{-2} , som dermed var højere end i 2015 (149 g m^{-2}). Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 1.200 individer pr. m^{-2} , hvilket tilsvarende var højere end i 2015 (980 m^{-2}). Ligesom i 2015 var individtætheden lav på de to stationer i Skagerrak (ca. 680 m^{-2} , station 1101 og ca. 210 m^{-2} , station 1130) samt på station 1074 i den centrale Nordsø (ca. 340 m^{-2}). Den gennemsnitlige artsrigdom for Nordsøen og Skagerrak (S_1) var lav med kun ca. 7 arter pr. prøve og med de laveste værdier på de to stationer i Skagerrak og på station 1074 i Nordsøen. Artsdiversiteten (H') var ligeledes lav (dårlige forhold) med en gennemsnitlig værdi på 2,2, med de laveste værdier på de samme tre stationer. I modsætning til diversitetsmålene viste udregninger af AMBI generelt lave værdier (gode forhold) med et gennemsnit på 1,7 og viste således ingen tegn på, at samfundet var domineret af eutrofierings-/forureningstolerante arter. Beregnede værdier for DKI viste lave værdier på højst 0,62 for alle områder og en middelværdi på 0,52. For de to stationer i Skagerrak ($\text{DKI} = 0,26$ og $0,46$) og station 1074 ($0,43$) var der tale om endog meget lave værdier. Beregning af de tilsvarende værdier for gennemsnitlig artsrigdom, Shannon-diversitet, AMBI og DKI for prøvetagningen i 2015 gav stort set de samme gennemsnitsværdier: $S_1 = 6,8$, $H' = 2,3$, $\text{DKI} = 0,54$ og $\text{AMBI} = 1,6$. Det skal bemærkes, at disse værdier er baseret på en haps-prøve pr. lokalitet, og de kan derfor ikke sammenlignes med de værdier, der blev afleveret for prøvetagningen i 2015, der var baseret på haps-prøver aggregeret i puljer af syv prøver (for de forskellige beregningsprocedurer og deres konsekvenser se Hansen 2018). Samlet set viste prøvetagningen i Nordsøen og Kattegat i 2017 altså samme billede som i 2015. Dvs. at biomassen i Nordsøen var nogenlunde den samme som i Kattegat (ca. 200 g vådvægt , når der ses bort fra de sporadiske forekomster af store molboesters i de indre danske farvande), individtætheden var knap den halve (ca. 1.200 individer m^{-2} mod ca. 2.500 i Kattegat), artsrigdommen var ca. det halve (7 mod ca. 13 i Kattegat), og Shannon-diversiteten var ca. 60-70 % af niveauet i Kattegat. AMBI viser derimod samme eller lidt bedre forhold (la-

vere værdier) i Nordsøen end i Kattegat. Miljøkvalitetsindekset DKI viser generelt en lav miljøkvalitet i den danske del af Nordsøen og Skagerrak grundet den lave biodiversitet på de fleste prøvetagningslokaliteter.

Tabel 7.4. Stationsområder i Nordsøen og Skagerrak med angivelse af gennemsnitlig vanddybde, artsrigdom i en prøve (S_1), individtæthed pr. m^2 (antal/ m^2) og beregnede værdier for AMBI, Shannon-diversiteten (H'), artsrigdom i 42 prøver (S_{42}), samlet vådvægt i g pr. m^2 (VV) og beregning af DKI baseret på individuelle, enkelte haps-prøver (DKI v.3).

	Dybde, m	S_1	Antal/ m^2	AMBI	H'	S_{42}	VV	DKI v.3
Nordsøen 1023	30	5,6	721	1,36	2,09	48	130	0,53
Nordsøen 1035	29	7,8	976	1,59	2,59	64	642	0,59
Nordsøen 1042	20	6,5	1.334	1,12	2,04	42	208	0,54
Nordsøen 1054	28	10,4	3.270	1,51	2,47	77	219	0,62
Nordsøen 1074	44	3,9	338	1,61	1,83	49	44	0,43
Nordsøen,1075	46	7,6	1.255	1,08	2,33	64	152	0,60
Nordsøen 1076	59	10,0	1.392	2,10	2,88	69	460	0,60
Nordsøen 1077	72	10,0	1.678	2,51	2,77	76	267	0,57
Skagerrak 1101	26	5,0	679	2,03	1,89	54	40	0,46
Skagerrak 1130	24	2,4	210	1,54	1,02	28	9,5	0,26
Gennemsnit	38	7,0	1.205	1,65	2,19	57,1	221	0,52

Diskussion

Presfaktorer

Bundfaunaen i danske farvande er udsat for to helt dominerende presfaktorer, som er dels den fysiske forstyrrelse fra bundtrawling af havbunden og dels dårlige ilthforhold i vand og sediment, som kan relateres til eutrofiering fra land. De to presfaktorer dominerer forskellige steder. Eutrofieringsrelateret iltsvind forekommer hovedsageligt i de kystnære områder, der er mest påvirket af den lokale afstrømning af næringsstoffer fra land, samt i den vestlige Østersø. I modsætning hertil er bundtrawlingen den helt dominerende presfaktor i de åbne farvande (Kattegat, Skagerrak og Nordsøen), hvor den dybe mudderbund bliver trawlet flere gange om året og nogle områder flere end ti gange om året (Eigaard *m.fl.* 2017; Pommer *m.fl.* 2016; Sköld *m.fl.* 2018). I nogle få åbne områder kan bundfaunaen være påvirket negativt af både eutrofiering og trawling. Det gælder fx station 444 i Arkonahavet og station 952 i Femern Bælt. Det gælder også i Læsø Rende (station P21), som er et sedimentationsområde, hvor der forekommer sulfid i overfladesedimentet. Bundfaunaen i Limfjorden er påvirket negativt af både eutrofiering og bundtrawling efter især blåmuslinger. Det samme kan være tilfældet i andre fjorde, hvor der forekommer trawling. De to presfaktorer kommer til udtryk på forskellig måde i bundfaunasamfundet. Iltsvind og dårlige redoxforhold i sedimentet resulterer i faldende artsrigdom og i en ændring af bundfaunaens sammensætning, hvor tolerante arter bliver relativt mere dominerende, hvilket fx kan måles med AMBI. Den fysiske forstyrrelse af havbunden har korttidseffekter på bundfaunaen, der tydeligst kommer til udtryk i en nedgang i artsrigdommen og diversiteten i den enkelte prøve, mens følsomhedsindekset AMBI sjældent viser et respons. På længere sigt forekommer der ændringer af samfundets følsomhed således, at arter, der er særligt følsomme over for trawling, bliver sjældne. Det er typisk arter, der rager op af havbunden, udvikler sig langsomt, har direkte udvikling (larverne er ikke pelagiske) eller af andre årsager spredt sig langsomt. Grunden til, at man sjældent ser disse ændringer af bundfaunasamfundets følsomhed i de åbne områder, kan være, at det er de samme områder, der trawles igen og igen, og at de følsomme arter derfor ikke når at etablere sig i perioderne mellem trawlpåvirkningerne.

Det danske kvalitetsindeks, DKI, inddrager mål for både faunasamfundets følsomhed og diversitet, ligesom det er tilfældet med langt de fleste andre miljøkvalitetsbeskrivelser, som anvendes i de europæiske lande. De to typer af mål er konceptuelt meget forskellige: følsomhedsmål, som fx AMBI, antager, at tilstedeværelsen af den enkelte art og dens specifikke tilpasninger beskriver levestedet, og at arter med samme tilpasninger i princippet kan puljes. Diversitetsmål bygger derimod på antagelsen om, at alle arter bidrager med samme informationsmængde (*Peet 1975*), og at det er mængden af arter med deres specifikke individtæthed, der alene indeholder informationen om samfundet og det omgivende miljø. Det forhold, at de to typer af kvalitetsbeskrivelser hver især har forskellig følsomhed overfor henholdsvis eutrofieringseffekter og fysisk forstyrrelse fra trawling, gør, at DKI og lignende indeks er anvendelige på tværs af områder, der er påvirket af forskellige presfaktorer, og derved gør det muligt at sammenligne tilstanden af to bundfaunasamfund, der fx bliver henholdsvis trawlet eller udsat for iltsvind (*Hansen & Blomqvist 2018*).

Kystnære områder

I 2017 omfattede bundfaunaovervågningen af de kystnære områder en lang række meget forskellige habitater der, som forventeligt, viste meget forskellige niveauer for bundfaunaens tilstand. De mest markante forskelle i bundfaunaens diversitet og i sammensætningen mht. følsomhed (AMBI) kan forklares med naturlige økologiske gradienter i de danske farvande. Det gælder saltholdighed, vandudveksling og sedimentets sammensætning, der spiller en stor rolle både for diversitet og sammensætning af følsomme og tolerante arter (*Zettler m.fl. 2007; Carstensen m.fl. 2014b*). Disse gradienter kan forklare det overordnede mønster, hvor den største artsrigdom, både målt på den enkelte prøve og for de samlede prøvetagningsområder, var højest ved de åbne kyster og især i de åbne farvande (*tabel 7.1*), hvor vandudvekslingen er størst, og hvor der er dybere og derfor højere saltholdighed ved bunden. I 2017 var der dog en del områder, hvor artsrigdommen og artsdiversiteten var påfaldende lav, selv når man tager højde for de beskrevne økologiske gradienter. Samtidigt viste AMBI, at det var en overvægt af tolerante arter, der indikerede eutrofe forhold. Det var især områder omkring Lillebælt og tilknyttede fjorde, Limfjorden generelt og i Karrebæksminde Bugt, Lister Dyb og Frederiksværk Bredning (*figur 7.1*). Kombinationen af lav diversitet, relativt mange tolerante arter, og det forhold at tilstanden af bundfaunasamfundet i disse områder generelt var ringere end ved indsamlingen i 2015, viser, at der i sommeren/efteråret 2016 forud for prøvetagningen i 2017 sandsynligvis har forekommet kraftigt iltsvind (evt. i kombination med dårlige redoxforhold i sedimentet eller anden forstyrrelse) i disse områder, hvilket underbygges af de observerede iltforhold i områderne i 2016 (*Hansen 2018*). Der foreligger for få tilsvarende bundfaunaundersøgelser fra 2015 til at belyse, om der generelt var ringere forhold i de kystnære områder i 2017 end i 2015.

Åbne indre farvande

Overordnet set var tilstanden i de åbne indre danske farvande i 2017 god og på samme niveau som ved den forudgående indsamling i 2015, når det gælder Kattegat, Bælthavet og Øresund. Således var biomasse og individtæthed på det samme niveau som de seneste år, og artsrigdommen har siden 2015 været på det næsthøjeste niveau i 29 år, hvilket er næsten det dobbelte af minimumsniveauet fra perioden 2004-2008. Det generelt høje niveau i Kattegat, Bælthavet og Øresund står dog i kontrast til de to stationer i Femern Bælt og i Arkonahavet, der viste en meget lav artsdiversitet, som det ofte er tilfældet på de to stationer. De ofte ringe forhold på de to stationer kan skyldes både fysisk

forstyrrelse fra fiskeri og eutrofieringsbetinget iltsvind. I Kattegat var der i 2017 ligeledes store forskelle mellem stationerne på den dybe bløde bund. På flere stationer var artsrigdommen meget høj, og DKI var tæt på det teoretiske maksimum på 1, mens der på de andre seks stationer var relativt lave værdier. Analyser har vist, at år til år variationer (korttidseffekter) i bundfaunaens artsrigdom og diversitet er signifikant negativt korreleret til trawlintensiteten i Kattegat (Hansen & Blomqvist 2018; Sköld m.fl. 2018). Desuden kan der forekomme langtidseffekter ved, at særligt trawlfølsomme arter med tiden er blevet relativt sjældne, eller at kvaliteten af havbunden som habitat er blevet reduceret. Af overvågningsstationerne i Kattegat er de nævnte seks stationer dem, som er mest udsat for intensiv trawling efter jomfruhummer (*Nephrops norvegicus*). Data fra perioden 2005-2013 viser, at bunden trawles 1-10 gange om året (Hansen & Blomqvist 2018; Sköld m.fl. 2018). Men på grund af den mangeårige og generelt intensive trawling på især den dybe bløde bund i Kattegat, må det antages, at alle overvågningsstationerne på denne bundtype har været udsat for bundtrawling om end i meget variabel omfang (Pommer m.fl. 2016; Hansen & Blomqvist 2018). Omfanget og variationen i trawling er dog meget usikkert bestemt, så det er vanskeligt at belyse de senere års påvirkning fra fysiske forstyrrelse ved trawling på de faste overvågningsstationer i Kattegat. Årsag og mulige mekanismer bag langtidsudviklingen i biodiversitet, som tilsyneladende foregår synkront på tværs af habitater og stationer i Kattegat fra 1989 og frem, er stadig ufuldstændigt forstået.

Herudover har det, grundet manglen på bundfaunadata fra Kattegat, der repræsenterer uforstyrrede forhold, længe været uvist, hvor høj en artsrigdom, der kan forventes på denne bundtype, hvis den var uforstyrret (dvs. bundtypens referenceværdi for biodiversitet). Med de senere års (2014-2017) prøvetagning i det centrale Kattegat, hvor nye områder er besøgt i forbindelse med overvågningen i regi af havstrategidirektivet og habitatdirektivet, har imidlertid vist, at artsrigdommen kan være højere end dokumenteret i det meget store datamateriale. Det gælder både artsrigdommen i den lille skala (enkelt haps-prøver, S_1) og i den større skala (stations- eller områdediversitet, S_{42}). Prøvetagningen i 2017 i de to områder 'd' og 'f' i to af de nye beskyttede områder i Kattegat viste for område 'd' rekordmange arter både i den enkelte haps-prøve og for området som helhed, hvilket underbygger observationerne fra prøvetagningen i 2015. Baseret på tilgængelige data om trawlaktivitet, så er det sandsynligt, at der inden for disse områder findes delområder, hvor den dybe bløde bund har været friholdt for trawling. Herudover er der fundet et habitat-dannende *Haploops*(tangloppe)-samfund, som ikke (så vidt vides!) er set tilsvarende eller beskrevet siden begyndelsen af forrige århundrede, hvor det var et udbredt dyresamfund i det sydlige Kattegat på netop den dybe bløde bund (CGJ Petersen 1913). Det står således klart, at specielt den dybde bløde havbund i Kattegat har et højt naturligt biodiversitetspotentiale. De nye data fra disse mulige referenceområder indikerer, at bundfaunaens biodiversitet (og tilstand) i Kattegat i nogen udstrækning har været overvurderet i tidligere rapporter grundet manglen på relevant sammenligningsgrundlag fra uforstyrrede områder.

Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak

De ti 2017-stationer i Nordsøen og Skagerrak blev også besøgt i 2015. Data fra 2017 bekræfter det generelle mønster, der blev set i 2015 (samme stationer) og 2016 (andre stationer), hvor Nordsøen i sammenligning med Kattegat har en lav individtæthed, ca. samme biomasse og en relativ lav artsrigdom (S_1) i den enkelte prøve. Som det var tilfældet i 2015 og 2016, så viste prøvetagningen i 2017, at stationerne i Skagerrak har den laveste biodiversitet og dermed de

dårligste miljøforhold for bundfaunaen. Men, som beskrevet for Kattegat, så er den naturlige biodiversitetsreference for den danske del af Nordsøen helt ukendt, da der i nyere tid kun foreligger data fra disse tre år. Sedimentet på overvågningsstationerne i Nordsøen er generelt mere sandet end på de dybe stationer i Kattegat, og af den grund forventes en lidt lavere artsrigdom. Men hvis man sammenligner artsrigdommen i Nordsøen med de mere sandede stationer i Kattegat, så er der ca. det halve artsantal (ca. seks arter i den enkelte haps-prøve) sammenlignet med de seks sandede stationer i Kattegat og Bælt-havet, hvor der var ca. 13 arter pr. haps-prøve i 2017 og i gennemsnit ca. 12 arter for perioden 1989-2017. Som habitattype kan den sandede havbund dog ikke ukritisk sammenlignes mellem de to farvandsområder. Den lavere salt-holdighed i Kattegat skulle give en lavere artsrigdom, mens der sandsynligvis måske er mere omlejring (resuspension) i Nordsøen, som taler for en lidt lavere artsrigdom i Nordsøen. Bundtrawling anses 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 både mudder- og sandbund i Nordsøen (*Eigaard m.fl. 2017; Sköld m.fl. 2018; ICES 2016*). Der er påvist en signifikant negativ relation mellem artsrigdom og trawlaktivitet baseret på danske data fra 2015 og hollandske data fra 2009-2012 (*Hansen & Blomqvist 2018; van Loon 2018*). Der foreligger ikke tilgængelige og anvendelige trawl-data fra perioden forud for prøvetagningen i Nordsøen i 2017, som kan relateres til de rumlige variationer i bundfaunens tilstand. Samlet set tyder biodiversitetsdataene fra 2015, 2016 og 2017 på uforandrede og relativt ringe miljøforhold i Nordsøen og Skagerrak.

Sammenfatning

- Overvågningen af bundfaunaen i de kystnære farvande i 2017 viste forholdsvis ringe forhold i en række områder omkring Lillebælt og i Limfjorden som helhed. I området nord for Mors var der således ikke nogen bunddyr i næsten alle prøverne. Den lave artsdiversitet og sammensætningen af bundfaunaen tyder på, at der har været kraftigt iltsvind i disse områder i sommeren/efteråret 2016 forud for prøvetagningen i 2017, hvilket underbygges af iltsvindsrapporteringen i 2016.
- I de åbne indre danske farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom, der var den næsthøjeste siden 1989. En station i hhv. Femern Bælt og Arkonahavet viste dog, som tidligere observeret, en ringe tilstand. Herudover var tilstanden relativt dårlig på nogle af stationerne på den dybe bløde bund i Kattegat, hvilket muligvis kan relateres til trawling.
- Nye data fra Kattegat de seneste år viser, at den dybe bløde bund kan have en meget høj artsdiversitet. Bundfaunaens tilstand i Kattegat kan derfor være overvurderet i tidligere rapporteringer, hvor god tilstand måske har været repræsenteret ved en for lav artsdiversitet.
- Der er i forbindelse med de senere års prøvetagning fundet et habitat-dannende *Haploops*-samfund i Kattegat, som kan betragtes som et næsten uforstyrret habitat.
- I Nordsøen og Skagerrak var bundfaunaens tilstand generelt uforandret i forhold til 2015 og 2016. Artsrigdommen i Nordsøen var kun ca. det halve af niveauet i Kattegat, og specielt i Skagerrak indikerer den lave artsrigdom, at bundfaunaen er i en dårlig tilstand.
- Den lille biodiversitet i Skagerrak, dele af Nordsøen og den relativt lille biodiversitet i nogle områder af Kattegat er sammenfaldende med de områder, der trawles mest, og hvor der ikke er andre kendte presfaktorer.

8 Havpattedyr - sæler og marsvin

Anders Galatius, Signe Sveegaard & 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 blive genstand for forvaltningstiltag, hvis en overvågning viser, at deres udbredelse er i tilbagegang.



Gråsæler ved Christiansø. Foto: Anders Galatius.

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 8.1*). 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 opholder sig jævnlige 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.

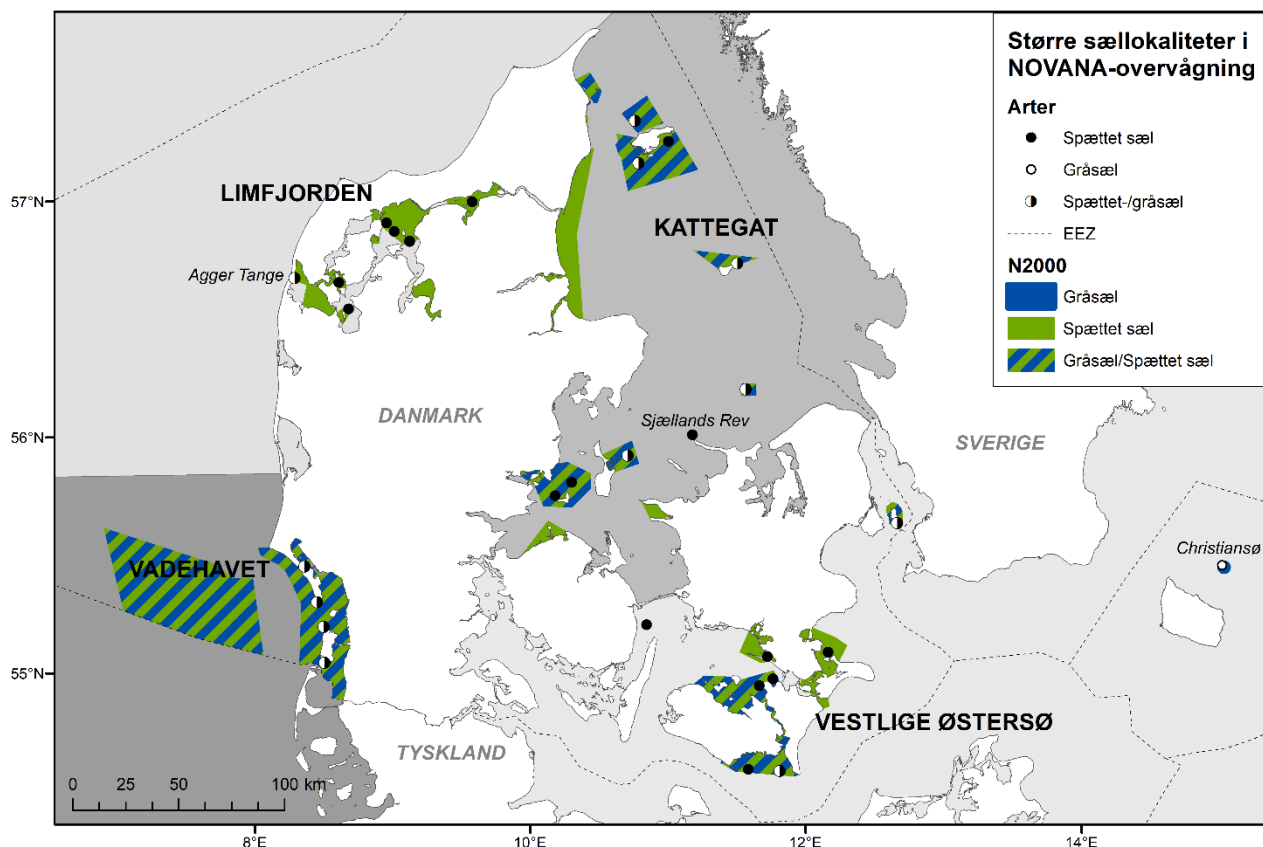
Overvågning af sæler

Fra 2011 (indre farvande) og 2014 (Vadehavet) er systematiske tællinger af gråsæler i yngle- og fældeperioderne blevet en integreret del af NOVANA. Før blev gråsæl kun registreret i tilknytning til optællinger af spættet sæl i august.

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

- 1) Februar/marts er yngleperiode for gråsælerne i Østersøen. I perioden fokuserer overvågningen på gråsælunger i Østersøen og Kattegat i samarbejde med Sverige, Estland og Finland under HELCOMs koordinering.
- 2) I marts-april fælder gråsælerne i Nordsøen. Fra 2015 er der påbegyndt overvågning af gråsælunger i Vadehavet i marts-april 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 ungeproduktionen 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 8.1. Kort over Natura 2000-områder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der jævnligt observeres gråsæler, er vist med forskellig signatur. De grå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder 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 ikke er på udpegningsgrundlaget. Eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er ved Christiansø.

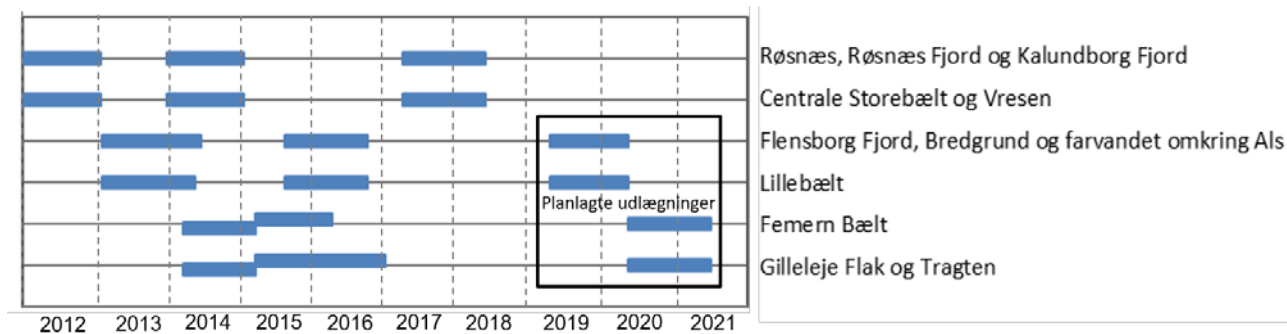
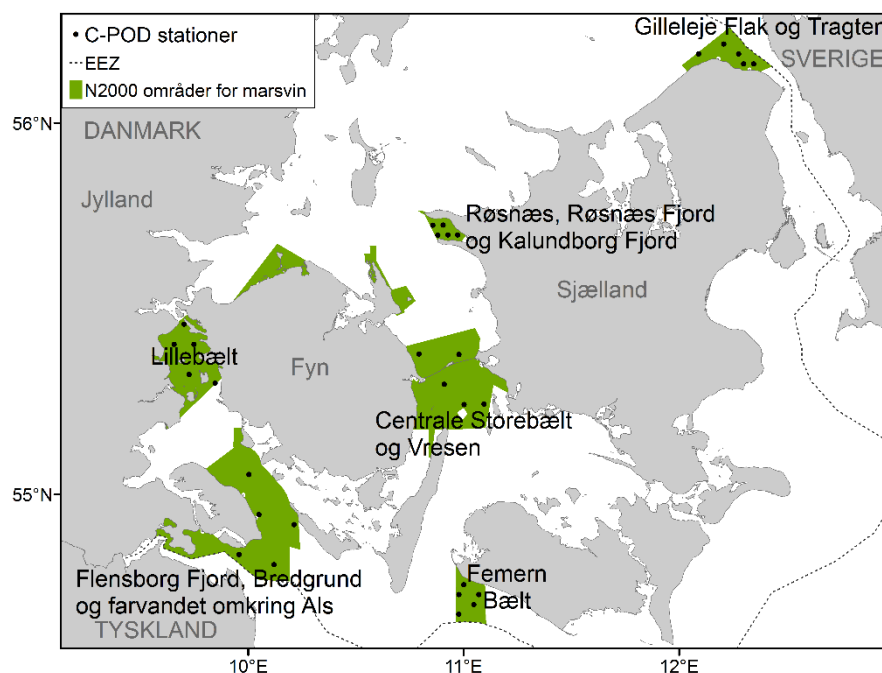
Overvågning af marsvin

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

- 1) I Skagerrak (tre habitatområder) og Nordsøen (to habitatområder) udføres en årlig optælling af marsvin fra fly i alle fem habitatområder 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 habitatområder for marsvin med stationære akustiske lyttestationer (C-PODs, fem i hvert område, figur 8.2). Akustisk overvågning af marsvin giver et bedre billede af marsvins brug af et område over tid end andre metoder, da monitoringen foregår dag og nat, uanset vejret hele året rundt. Til gengæld har metoden en relativ lav rumlig opløsning, idet marsvin kun kan høres < 500 m fra lyttestationerne. Der overvåges to habitatområder ad gangen, og i hvert område overvåges i en sammenhængende periode af ca. 12 måneders varighed inden for NOVANA-perioden 2017-2021 (figur 8.3). Dette er en ændring fra overvågningen udført i 2011-2016, hvor hvert område overvågedes i to sammenhængende perioder af 12-16 måneder. De fem C-PODs i hvert område er placeret på tilfældigt udvalgte positioner for at give et generelt billede af marsvinetætheden i habitatområderne. Udstyret er alt efter forholdene enten placeret på havbunden med et anker og en akustisk udløser eller med anker og en overfladebøje. Marsvinelydene analyseres som antal minutter pr. døgn, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = PPM), omregnet til procent af døgnnet. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af PPM/døgn for hver måned.

Figur 8.2. Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) i de seks vigtigste Natura 2000-områder i de indre farvande. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer afgrænsningen af de danske farvande.



Figur 8.3. Perioder med udførte og planlagte C-POD-udlægning i seks Natura 2000-områder i de indre danske farvande januar 2012-december 2021. Hver periode er af 12-16 måneders varighed.

- 3) Der er i 2020 planlagt en total optælling af bestanden i de indre danske farvande i samarbejde med Tyskland og Sverige, som led i rækken af SCANS surveys 1994-2016 (*Hammond m.fl. 2013; Viquerat m.fl. 2014*).

Resultater fra overvågningen

Spættet sæl

Nationalt

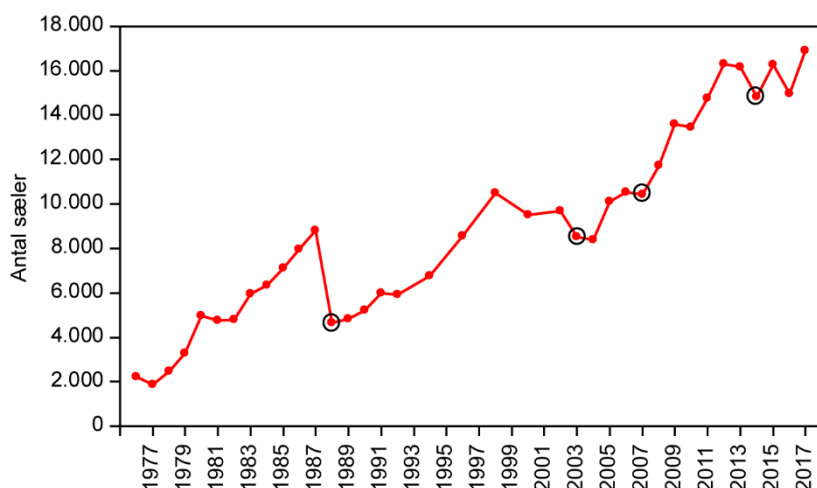
Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Spættet sæl forekommer især i kystnære farvande, hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på sandbanker, stenrev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder (Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø) på baggrund af genetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene (*figur 8.1; Olsen m.fl. 2014*).

I 1988 og 2002 ramte en mæslinge-virus *phocine distemper virus* (PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % af bestandene ihjel (*figur 8.4; Härkönen m.fl. 2006*). 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 %. En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (*Härkönen m.fl. 2008*). Det estimeredes, at der samlet døde 2.300 spættede sæler i sommeren 2007, men effekten på den samlede danske bestand er knap synlig i overvågningsresultaterne. 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*).

Potentielt kan de store PDV-epidemier vende tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden 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 over tid. En teori er, at gråsæler, der bevæger sig meget mere omkring end spættet sæl, smittes længere nordpå og bringer smitten sydpå, hvor de spættede sæler lever. 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*). Effekten af epidemierne på antallet af spættede sæler forventes at vare 5-10 år fra smittetidspunktet afhængig af den enkelte bestands størrelse (*Olsen m.fl. 2010*).

Den totale bestand af spættet sæl i Danmark (sæler talt på hvilepladserne plus den andel af sæler, der er i vandet under optællingen) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 17.000 dyr i 2017 (*figur 8.4*). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater i de følgende år med adgangsforbud og derfor god ungeoverlevelse (*Jepsen 2005*).

Figur 8.4. Det totale antal spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2017 – 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.

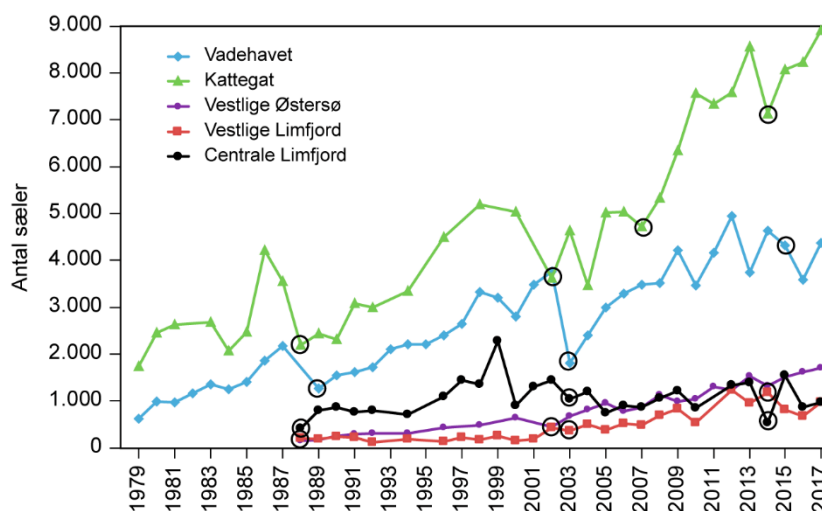


Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsæl vil påvirke de spættede sæler (se omtale af gråsæl nedenfor). Da gråsælen imidlertid er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning af antallet af spættede sæler forventelig.

Vadehavet

Bestanden i Vadehavet er spredt over hele Vadehavets kystlinje og deles således med Tyskland og Holland. I 2017 blev det totale antal spættede sæler estimeret til 4.400 i den danske del af Vadehavet (figur 8.5). 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 2009 er bestanden ikke vokset, men har fluktueret omkring det samme niveau, delvis påvirket af influenzaepidemien i 2014, hvor den danske del af Vadehavet blev hårdt ramt (*Bodewes m.fl.* 2015; *Krog m.fl.* 2015). Selv medregnet denne påvirkning tyder udviklingen fra omkring 2007 på, at populationen i Vadehavet nærmer sig miljøets bæreevne, og at populationen vil stabilisere sig inden for de bestandsstørrelser, der er observeret de sidste 10 år (gennemsnit: ca. 4.200, range: ca. 3.500-5.000), hvis forholdene omkring bestanden ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2017 blev der talt 732 unger, hvilket er 5 % færre end i 2016, men højere end alle andre tidligere tællinger, og udgør 17 % af den estimerede bestand i det danske Vadehav. Det er uklart, hvad det høje antal unger har af betydning, nu hvor antallet af sæler sandsynligvis har nået områdets bæreevne. Der er tre mulige fortolkninger: 1) Der er en tilsvarende høj ungedødelighed, muligvis forårsaget af gråsæl, 2) området er et godt yngleområde, men ungerne presses ud pga. fødemangel, fænomenet er dog det samme i resten af Vadehavet, og der er ikke observeret en tilsvarende stigning i antallet af sæler andre steder, og 3) antallet af sæler stiger i de kommende år som del af den naturlige variation omkring områdets bærekapacitet.

Figur 8.5. Antal spættet sæl i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2017 – opgjort ud fra tællinger i august på landgangspladser korrejeret 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 isoleret 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 den centrale del af Limfjorden svær at tolke, fx blev der i 2015 estimeret 1.600 sæler i den centrale del, men kun 950 individer i 2017, uden at der er fundet usædvanligt mange døde sæler (figur 8.5). Den gennemsnitlige årlige vækstrate over de seneste fem år var -3 % i den centrale del af Limfjorden. Fra 2016 er der foretaget ungetællinger i Limfjorden, og usædvanligt for de danske områder blev der i både 2016 og 2017 talt flere sæler i yngleperioden end i fældeperioden. Samtidig var andelen af talte unger i forhold til bestandsestimatet højere end i andre områder: 54 % i 2016 og 28 % i 2017. Disse observationer tyder på, at ynglebestanden i den centrale Limfjord er væsentligt 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 5 % pr. år. I 2017 estimeredes bestanden i den vestlige Limfjord til 950 individer. Her fødes kun meget få unger, hvilket indikerer, at der primært er tale om et rastområde for sæler fra andre områder (figur 8.5).

Kattegat

Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2017 estimeredes den samlede bestand til 17.900 individer, heraf 8.900 i den danske del, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (figur 8.5). Fra epidemien i 2002 til 2011 har den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del været 11 %. I de seneste fem år har vækstraten kun ligget på gennemsnitligt 4 % om året, 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 2017 blev der talt 2.331 unger svarende til 26 % af den estimerede bestand, hvilket er højere end i de tidligere år; fx udgjorde ungerne 22 % og 14 % af den estimerede bestand i henholdsvis 2015 og 2016. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

I 2017 blev populationen estimeret til at bestå af 1.900 individer, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (*figur 8.5*). Fra 2002 til 2011 voksede bestanden med gennemsnitligt 13 % årligt. I de seneste fem år er denne rate reduceret til 8 %, hvilket indikerer, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. En anden mulig tolkning er dog, at gråsælernes genetablering i dette område påvirker bestanden af spættede sæler negativt. Hvis det første er tilfældet, kan vi forvente en stabilisering af antallet af spættede sæler i området i de kommende år, hvis den aftagende vækst derimod skyldes konkurrence fra eller fortrængning på grund af gråsæler, er en nedgang i bestanden i de kommende år sandsynlig. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

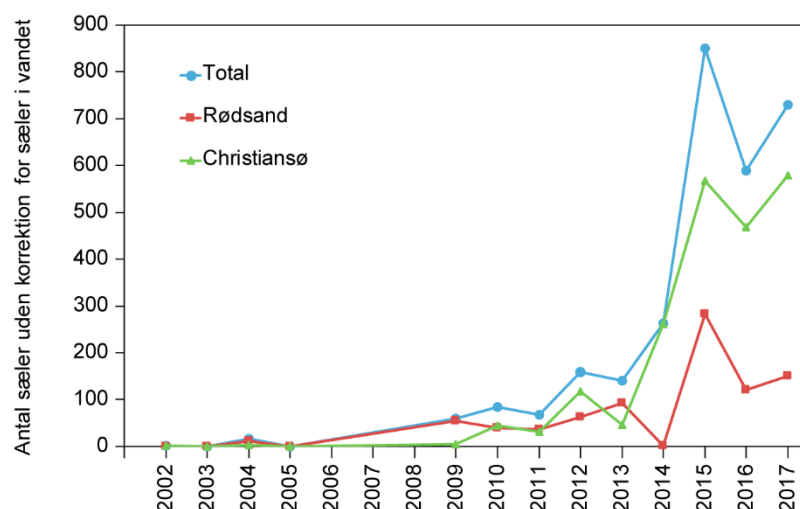
Gråsæl

Gråsælen svømmer meget 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 og udbredt sælart i de danske farvande og yngede 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 15 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret årlige fødsler, og der er i de senere år også observeret yngleforsøg på Sønder Rønner, Borfeld, Anholt 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.

Satellitsporing og genetiske undersøgelser har vist, at gråsælerne i den danske del af Østersøen svømmer frem og tilbage mellem Finland, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003; Dietz m.fl. 2015; Fietz m.fl. 2016*).

Der er i den vestlige Østersø (Rødsand) udført forsøgsvis 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 8.6*). Gråsælen kom fast tilbage til Christiansø i 2010. Christiansø har de største forekomster af gråsæl i Danmark, og i 2011-2016 blev 33-99 % af gråsælerne i Danmark registeret her. I 2017 blev der talt 730 gråsæler i den danske Østersø, heraf 579 på Christiansø og 151 på Rødsand. Dette er en stigning i forhold til de 589, der blev talt i den danske Østersø i 2016, men færre end de 850, der blev talt i 2015. Gråsælerne tælles kun én gang i fældeperioden i Østersøen, og dette bidrager til en større variation i antallet af talte dyr.

Figur 8.6. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2017 – opgjort ud fra flytællinger på hvilepladserne i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni (tal angiver faktiske tællinger, da man ikke kender andelen af sæler i vandet). For Christiansø 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 2010 er der hvert år foretaget flyvninger i perioden omkring 1. marts, hvor der på Borfeld nord for Læsø blev talt mellem 29 og 127 gråsæler i perioden 2010-2016. I marts 2017 blev der blot talt 21 gråsæler i den danske del af Kattegat. I juni observeredes 46 gråsæler i Kattegat.

Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler indledtes i 2015, hvor der i april taltes 164 individer i Vadehavet, 173 individer i 2016 og 332 individer i april 2017. I forbindelse med de årlige optællinger af spættet sæl i juni og august har det maksimale antal observerede gråsæler været stigende fra 13 i 2006 til 283 i 2017.

Gråsælinger

Fra og med 2003 til 2017 er der årligt observeret op til 14 levende gråsælinger på danske lokaliteter i Østersø-gråsælernes yngleperiode i februar-marts og én 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 2017 blev der sat ny rekord i antallet af unger såvel som lokaliteter: ti unger på Rødsand, to på Borfeld ved Læsø, én på Anholt, én på Bosserne ved Samsø samt én ved Rømmø i Vadehavet. Disse observationer viser, at gråsælen nu er ved at etablere sig på flere tidligere ynglelokaliteter spredt over hele Danmark.

Stigningen i antallet af gråsæler over hele landet i de seneste år kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra danske, ynglende gråsæler. Stigningen 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. Det er uvist, hvor gråsælerne i Limfjorden og Kattegat kommer fra. Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis bedre fødetilgang eller pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter i andre lande. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark, er bestanden af ynglende danske gråsæler minimum 30, da de får en 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) Østersø-populationen – 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.

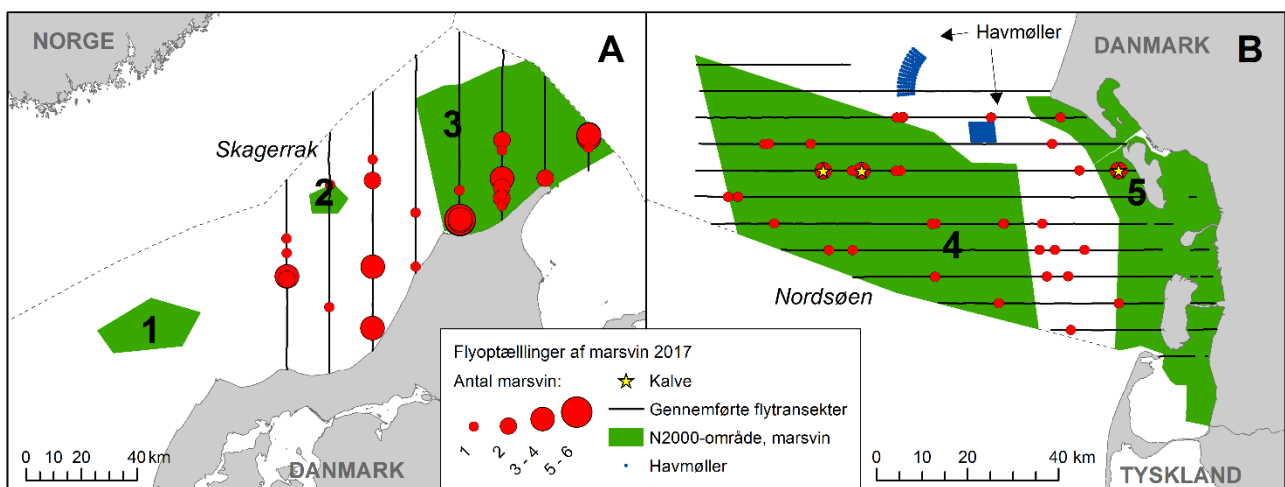
Bestanden i Østersøen er erklæret 'kritisk truet' af IUCN (International Union for Conservation of Nature). I forvaltningssammenhæng er det vigtigt at administrere hver population separat, da de har forskellig bevaringsstatus og er udsat for forskellige trusler.

Den største trussel mod marsvin menes at være utilsigtet bifangst i fiskegarn. Der findes ingen nyere studier af problematikken, men fra 1987-2001 druknede gennemsnitligt 5.900 (3.900-7.400) marsvin årligt blot i det danske garnfiskeri i Nordsøen (Vinther & Larsen 2004). ICES har i 2014 vurderet, at bifangstraten for Bælthavs-populationen ligger mellem 0,4 % og 0,7 % (ICES 2016). Denne bifangstrate er dog behæftet med betydelig usikkerhed. Ud over bifangst kan undervandsstøj, habitatdestruktion, fødemangel som følge af overfiskning, kontaminanter og sygdomme også have negativ indflydelse på marsvins udbredelse og sundhedstilstand.

Marsvin overvåges både inden for Natura 2000-områderne og i hele populationsområderne. 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 få en status for populationerne.

Flyovervågning

Flyoptællingen i Skagerrak foretages i juli/august. Overvågningen i 2017 blev udført sidst i august, men grundet militærøvelse i overvågningsperioden i det vestlige del af Skagerrak (Gule Rev) var luftrummet lukket, hvorfor dette område ikke indgår i optællingen (figur 8.7, tabel 8.1). I alt observeredes 67 marsvin fordelt i grupper med op til seks individer i hver gruppe. Den gennemsnitlige gruppestørrelse var 2,1, hvilket er noget større end de forrige år, hvor gruppestørrelsen har ligget omkring 1,3.



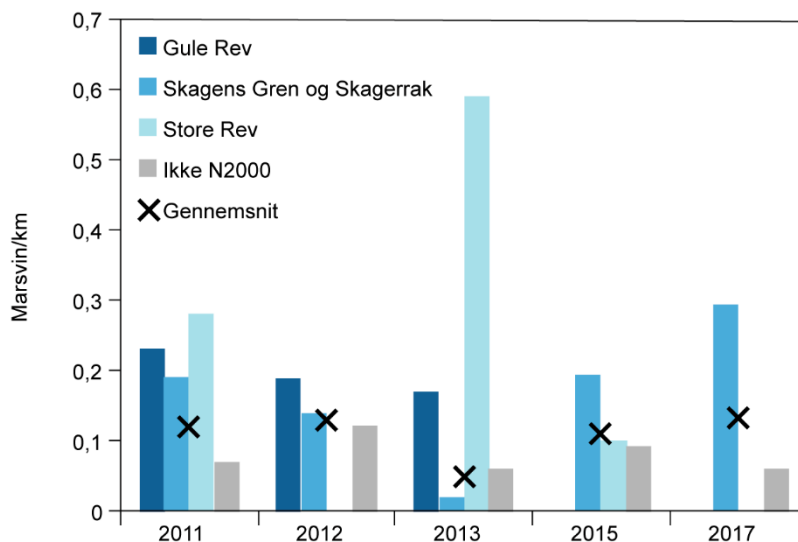
Figur 8.7. Optælling af marsvin fra fly i A) Skagerrak den 23. august 2017 og B) Nordsøen den 26. august 2017. De grønne områder (med numre) indikerer Natura 2000-områder: 1) Gule Rev, 2) Store Rev, 3) Skagens Gren og Skagerrak, 4) Sydlige Nordsø og 5) Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde. EEZ (Exclusive Economic Zone, stiplede linje) angiver afgrænsningen af de danske farvandsområder.

Farvandet omkring Gule Rev blev ikke optalt i 2017. Store Rev blev overfløjet, men der blev ikke observeret marsvin. Effort er meget lille på Store Rev, hvilket betyder, at variationen bliver meget stor årene imellem (figur 8.8). Ved 'Skagens Gren og Skagerrak' var tætheden (antal observationer pr. km) høj med 0,29 marsvin/km. Dette er den højeste tæthed observeret i dette område og samtidig meget højere end tætheden uden for Natura 2000-områderne (0,06 marsvin/km).

Tabel 8.1. Oversigt over effort (= fløjet transekt), observationer og tæthed af marsvin i Skagerrak ved flyovervågning 23. august 2017.

	Effort (km)	Individer (antal)	Tæthed (indv./km)
Gule Rev	Ingen data	Ingen data	Ingen data
Skagens Gren og Skagerrak	160	47	0,29
Store Rev	10	0	0,00
Ikke N2000	341	20	0,06
Total	511	67	0,13

Figur 8.8. Antal marsvin observeret pr. fløjet km i og uden for Natura 2000-områder under flyovervågning.

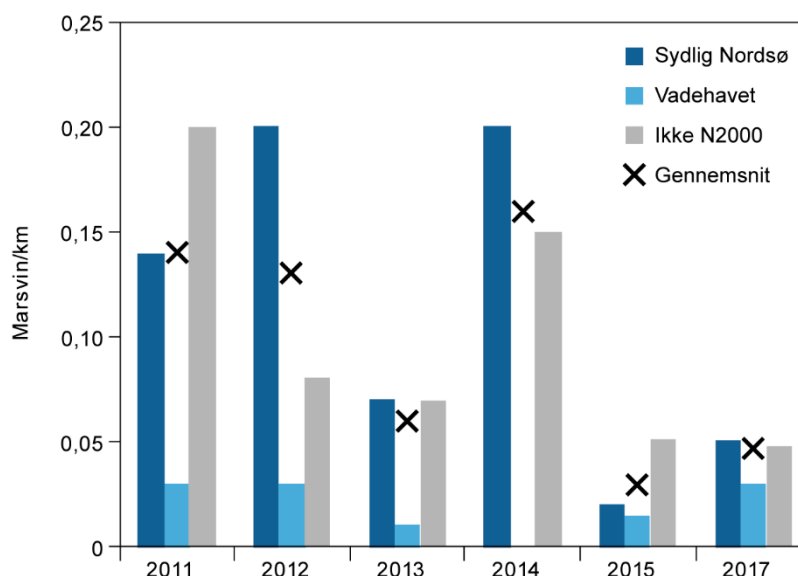


Flyoptællingen i Nordsøen blev udført den 26. august 2017. I alt observeredes 39 marsvin fordelt i grupper med op til to individer i hver og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,08. Der blev i alt observeret tre kalve (tabel 8.2).

Tabel 8.2. Oversigt over effort (= fløjet transekt), observationer og tæthed af marsvin (inkl. kalve) i Nordsøen ved flyovervågning 26. august 2017.

Område	Effort (km)	Individer (antal)	Heraf kalve (antal)	Tæthed (indv./km)
Sydlig Nordsø	416	21	2	0,05
Vadehavet	134	4	1	0,03
Ikke N2000	290	14	0	0,05
Total	840	39	3	0,05

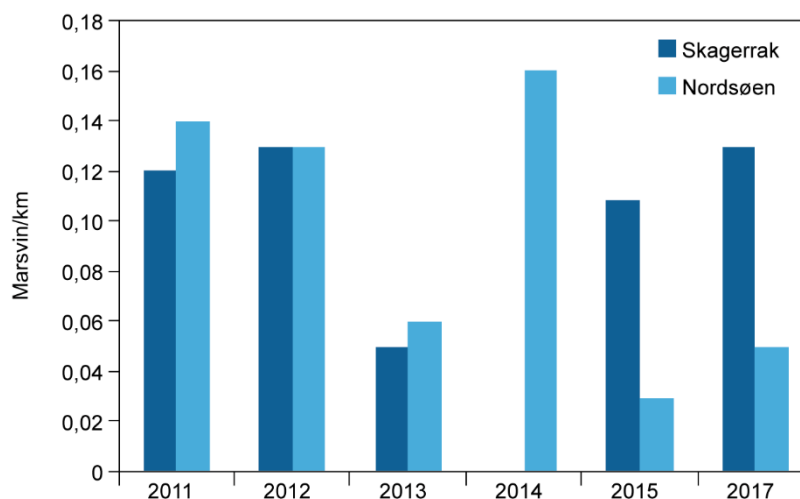
Figur 8.9. Antal marsvin observeret pr. fløjet km i og uden for N2000-områder under flyovervågning i Nordsøen i juli/august 2011-2017.



Den store variation imellem optællingerne indikerer, at marsvins brug af både området Sydlige Nordsø og området omkring Horns Rev er korreleret med faktorer, der varierer meget mellem år – fx mængden af byttedyr. Marsvin i Nordsøen lever hovedsageligt af hvilling, torsk, tobis og kutling (*Andreasen 2009*), men det er ikke undersøgt, om variationen i fordeling af byttefisk kan forklare den observerede år til år variation i antallet af marsvin.

I 2015 og 2017 ses væsentligt lavere tætheder i Nordsøen i forhold til tidligere år, mens der er observeret nogenlunde samme tætheder af marsvin i Skagerrak som tidligere. Marsvinene i begge områder tilhører samme population, og det er derfor sandsynligt, at marsvinene flytter sig rundt efter de bedst mulige leveforhold. Nedgangen kan derfor skyldes forringede fourageringsmuligheder i den sydlige Nordsø i august 2015 og 2017 (*figur 8.10*).

Figur 8.10. Antal marsvin observeret pr. fløjet km under NOVANA-overvågningen i hhv. Skagerrak og Nordsøen i juli/august 2011-2017.

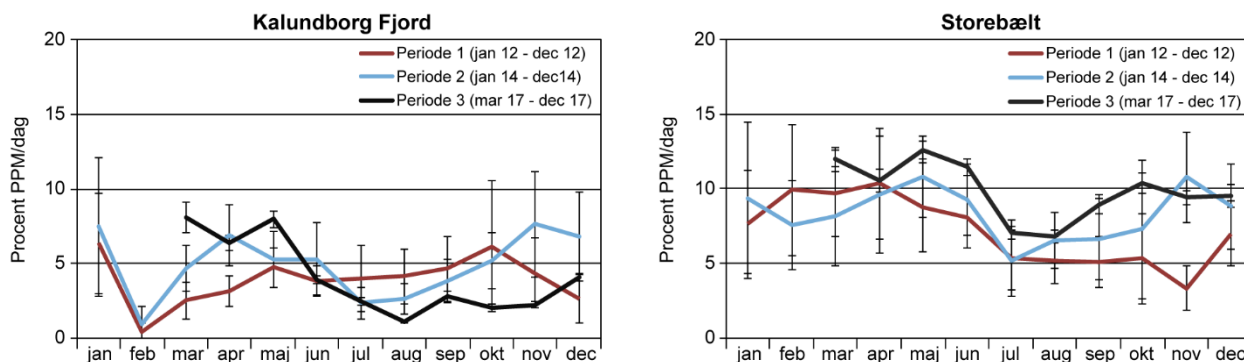


Indre danske farvande

Passiv akustisk overvågning

Fra marts 2017 og året ud var fem C-POD-stationer udlagt i hhv. Storebælt og Kalundborg Fjord. Disse to områder er også tidligere overvåget akustisk i 2012 og 2014 (*figur 8.11*).

Andelen af minutter af døgnet med registreringer af marsvin (% PPM/dag), varierer mellem de to områder og over året, men følger nogenlunde de samme svingninger mellem de tre perioder (figur 8.11). I Kalundborg Fjord er der flest marsvin forår/tidlig sommer (marts-juni) og sen efterår/vinter (oktober-januar). Der er et bemærkelsesværdigt dyk i februar, der kan skyldes den delvise tilisning af fjorden. I Storebælt var der generelt flere marsvin end i Kalundborg Fjord. I Storebælt blev der registreret flest marsvin fra februar til juni og færrest i juli-august.



Figur 8.11. Gennemsnit for marsvinepositive minutter pr. døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske lytteposter udlagt i hhv. Kalundborg Fjord (Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord) og Storebælt (Centrale Storebælt og Vresen). Data er vist for de tre overvågningsperioder (2012-2017). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 17.000 dyr i 2017, hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i de fire forvaltningsområder/populationer: Vadehavet, centrale Limfjord, Kattgat og den vestlige Østersø. De gennemsnitlige årlige vækstrater over de sidste fem år for de fire områder har været på henholdsvis 0 %, -3 %, 4 % og 8 %. 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 2017 blev der registreret 46 individer i Kattgat, 332 i Vadehavet og 730 i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år. Der blev født 15 unger i 2017 i Danmark, og gråsælen yngler nu fast på flere lokaliteter efter ca. hundrede års pause (første fødsel observeret i 2003).
- Tætheden af marsvin (antal individer pr. km) i Natura 2000-området 'Ska-gens Gren og Skagerrak' ved flyoptællingen var den højeste siden optællingen begyndte i 2011. Tætheden uden for Natura 2000-områderne var meget lav. I Nordsøen var tætheden faldet, og de seneste optællinger i 2015 og 2017 var lave både inden for og uden for Natura 2000-områderne.
- Overvågning af marsvin med lyttestationer i Natura 2000-områder i Kalundborg Fjord og Storebælt i 2017 viste, at antallet af marsvin og fordelingen over året svarede nogenlunde til tidligere resultater fra overvågningen i 2012 og 2014. Der var overordnet flere marsvin i Storebælt end i Kalundborg Fjord.

Del 3 – Sammenfattende diskussion

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. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den industrielle produktion resulterer i tilførsel af forurenende stoffer til havet. Hertil kommer påvirkningen fra aktiviteter på havet fx i form af fiskeri, akvakultur, rekreation, skibstrafik, klapning, råstofindvinding, byggeri og offshore-industri. Endvidere er de danske farvande påvirket af tilførsler af forurenende stoffer fra nabolandene via havstrømme og luften.

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 tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene samt en vurdering af, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt. Det forudsætter, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er harmoniseret, velbeskrevet og veldokumenteret.

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 geografisk dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en videnbaseret forvaltning af det danske havmiljø.

9 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen

Denne sammenfatning giver et landsdækkende billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2017 samt diskuterer årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Klimatiske forhold

I 2017 var det generelt varmt med en gennemsnitlig lufttemperatur 1,2 °C over langtidsnormalen (1961-1990), svarende til niveauet for den seneste 10-årige referenceperiode (2008-2017), men køligere end rekordvarme 2014. Dette til trods for en relativ kølig sommer, som dog blev opvejet af en relativ lun start på året og et mildt efterår, hvor temperaturen i oktober var usædvanlig høj.

Hvad angår den retningsbestemte vindtransport, lignede 2017 et normalår med dominerende vinde fra sydvest undtagen i februar, maj og september, hvor vinden hovedsageligt kom fra en mere sydlig retning. Vindhastigheden var som gennemsnit markant under normalen, men generelt på niveau med den seneste referenceperiode. Sammenlignet med referenceperioden var vinden især svag i januar, august og september.

Antallet af solskinstimer i 2017 var på niveau med normalen, men noget lavere end referenceperioden. Solindstrålingen var relativ lav især i februar, juni og juli, og der var generelt tale om et ret solfattigt år.

Nedbørsmængden i 2017 var større end gennemsnitligt for både referenceperioden og normalen. Der faldt især meget nedbør i perioden fra juni til og med oktober. Ferskvandsafstrømningen fra land var relativ lav i starten af året, men den store nedbørsmængde hen over sommeren og efteråret gav en relativ høj afstrømning fra september og året ud. Samlet for 2017 var afstrømningen på niveau med referenceperioden, men over normalen.

Havtemperaturen i de danske farvande er steget 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år, og var i 2017 i gennemsnit ca. 1 °C højere end normalen svarende til niveauet for referenceperioden.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) i fjorde og kystvande i 2017 var lave i starten af året, men steg i løbet af efteråret som følge af den store afstrømning. Koncentrationen af opløst silicium (DSi) var også lav fra årets start som følge af den sene efterårsopblomstring af hovedsageligt kiselalger i 2016, men fulgte resten af året det normale mønster.

Månedsmidlerne for koncentrationerne af DIN i de åbne indre farvande i 2017 fulgte den normale sæsonvariation, dog på et lavere niveau end langtidsmidlen (1989-2016). Koncentrationen af DIP var på niveau med langtidsmidlen gennem hele året bortset fra i februar, hvor koncentrationen steg markant som følge af udstrømmende vand fra Østersøen. Koncentrationen af DSi var lav i januar pga. den sene kiselalgeopblomstring i 2016, men steg kraftigt i februar pga. det udstrømmende Østersøvand. Derefter var koncentrationen på et højt niveau indtil oktober, og i april og maj var månedsmidlen den hidtil højeste siden 1989.

Dette indikerer, at forårsopblomstringen ikke som normalt var domineret af kiselalger.

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 2017 var på niveau med koncentrationerne de senere år, dvs. på et relativt lavt men stagneret niveau.

De faldende næringsstofkoncentrationer 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 2017, især for kvælstof i fjorde og kystvande, hvor den potentielle begrænsning var den næsthøjeste siden 1989. Det betyder, at en yderligere reduktion af begge næringsstoffer må forventes at begrænse algevæksten yderligere. Derfor kan den interne tilførsel af næringsstoffer fra bunden i år med meget iltsvind være en væsentlig kilde til næringsstoffer i nogle områder. Men også denne kilde mindskes, efterhånden som puljen i bunden langsomt udtyndes, hvilket dog forudsætter en lav tilførsel af næringsstoffer fra land og luft.

Planteplankton og vandets klarhed

I 2017 var algevæksten i fjorde og kystvande kendetegnet ved, at der som gennemsnit for farvandstypen ikke var nogen forårsopblomstring, og niveauet lå under langtidsmidlen (1989-2016) indtil august. Til trods for den relativt lave vækst i foråret toppede mængden af planteplankton (klorofyl) i marts, hvilket indikerer, at græsningen ikke kunne holde trit med algevæksten. Vandet var langt mere uklart end normalt i marts formodentlig grundet den store mængde klorofyl. I juli var vandet markant mere klart end normalt, mens vandets klarhed resten af året fulgte det normale mønster.

I de åbne indre farvande fulgte algevæksten i 2017 det normale sæsonforløb på et niveau lidt under langtidsmidlen. Bl.a. grundet en forårsopblomstring af flagellaten *Pseudochatonea farcimen* var mængden af klorofyl usædvanlig høj i marts og april, hvor algevæksten lå under langtidsmidlen, hvilket, lige som for fjorde og kystvande, indikerer en reduceret græsning. Vandet var mere uklart end normalt i marts, april og til dels maj og juni, hvor der var forhøjede niveauer af klorofyl. Resten af året lå niveauet omkring langtidsmidlen bortset fra i september, hvor vandet var meget klart.

Forholdene i vandsøjlen i 2017, vurderet ud fra algevækst, vandets klarhed og især mængden af klorofyl, var markant dårligere end i 2012 og 2013. Forholdene var bedre end i 1980'erne og starten af 1990'erne, men er tilbage på niveauet fra midt 1990'erne. Forringelserne af forholdene i vandsøjlen i form af forøget algevækst, markant stigning i mængden af klorofyl og mere uklart vand viser, at vandmiljøet er under pres bl.a. af for store tilførsler af næringsstoffer.

Ilthforhold

Iltsvindet i 2017 startede tidligt og i nogle områder usædvanlig tidligt. Hen over sommeren blev iltsvindet mere omfattende og var sidst på sommeren udbredt og intenst. Kraftig blæst midt i september forbedrede ilthforholdene markant, og de sidste rester af iltsvind forsvandt som normalt i løbet af november.

Iltsvindet i 2017 var særligt slemt i de dybere områder i det nordlige Bælthav, Lillebælt, Det Sydfynske Øhav samt i de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt. Desuden var iltsvindet periodisk intenst i dele af Limfjorden, i den indre del af Mariager Fjord og Haderslev Fjord. I en del områder blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i nogle af områderne blev frigivet giftig svovlbrinte fra bunden.

Iltsvindssituationen i 2017 var lige som de seneste år værre end for perioden 2010-2012, men dog generelt bedre end før 2010. Den meget tidlige start på iltsvindet i flere områder i 2017 tyder på, at havbundens bufferkapacitet mod iltsvind var markant reduceret som følge af det intense og langstrakte iltsvind i 2016. Det udbredte iltsvind viser, at de indre danske farvande fortsat er meget sårbare, og at iltsvind derfor kan udvikle sig markant i større områder i perioder med svage vinde og høje temperaturer.

Iltindholdet i bundvandet i de danske farvande har overordnet udvist en tendens til et fald vurderet for hele overvågningsperioden og var i 2017 på niveau med gennemsnittet for de forudgående ti år i fjorde og kystvande og den næstlaveste siden 2003 i de åbne indre farvande. Udviklingen af iltindholdet i bundvandet er dog karakteriseret ved store regionale forskelle. De seneste ti år har der således været en negativ udvikling i nogle regionale områder, mens der har været en positiv udvikling i andre regionale områder.

Bundplanter

Ålegræssets dybdeudbredelse har ikke udvist nogen entydig udvikling siden starten af den nationale overvågning i 1989. Men de seneste 10 år (2008-2017) har der været en positiv udvikling i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse; om end der er sket en stagnation de seneste år. Ålegræssets dækningsgrad er reduceret siden 1989, men der har været en tendens til en stigning de seneste 10 år, som dog er stagneret de seneste år. 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 i forholdene i vandsøjlen.

Makroalgernes dækningsgrad har overordnet udviklet sig positivt siden 1989 undtagen i Limfjorden. Udviklingen de seneste ti år har været mindre entydig, idet der enten er sket en svag fremgang eller en stagnation. Makroalgernes dækningsgrad på de undersøgte stenrev i Kattegat i 2017 var bedre end i perioden 1994-2006 og på niveau med forholdene de forudgående tre år.

Bundfauna

I de kystnære farvande viste overvågningen, at forholdene for bundfaunaen i 2017 var forholdsvis dårlige i en række områder omkring Lillebælt og i Limfjorden. Sammensætningen af bundfaunen og en lav artsdiversitet indikerer, at bundfaunaen i områderne havde været udsat for markant iltsvind forud for prøveindsamlingen i 2017 i overensstemmelse med observationerne af udbredt og intens iltsvind i disse områder især i september 2016.

I de åbne indre farvande var bundfaunaen i 2017 generelt i god tilstand med den næsthøjeste diversitet siden 1989. Som tidligere observeret var bundfaunaens tilstand dog ikke særlig god i Femern Bælt og Arkonahavet. Desuden var tilstanden relativ dårlig på nogle af stationerne på den dybe, bløde bund i Kattegat.

De seneste års data fra Kattegat viser, at den bløde bund kan have en højere diversitet, end hidtil antaget. Den viden kan have betydning for den fremtidige vurdering af bundfaunaens tilstand i Kattegat.

Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak i 2017 svarede i store træk til tilstanden i 2015 og 2016. Artsrigdommen i Nordsøen var kun ca. det halve af artsrigdommen i Kattegat, og specielt i Skagerrak var der indikationer på dårlige miljøforhold. Den lave biodiversitet i Skagerrak, dele af Nordsøen og på nogle stationer i Kattegat er sammenfaldene med de områder, hvor der trawles mest.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 17.000 dyr i 2017 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. De senere års relativt lave vækstrater tyder på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne.

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 2017 blev der registreret en del gråsæler i både Vadehavet (46), Kattegat (332) og især i Østersøen (730). På danske lokaliteter blev der observeret 15 unger, hvilket er det hidtil højeste antal. Antallet af gråsæler forventes at stige yderligere de kommende år.

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 2017 var tætheden af marsvin i Skagerrak den højeste registreret siden overvågningen startede i 2011, mens tætheden var lav i den sydlige Nordsø.

Diskussion

Forholdene i de danske farvande i 2017 var i forhold til de seneste år forbedret for nogle parametre (fx artsrigdom (bundfauna)) og forringet for andre parametre (fx klorofyl (planteplankton)). For de biologiske parametre var miljøtilstanden bedre end for 10-15 år siden for bundplanter og bundfauna, men for planteplankton er forholdene forværret de senere år og på niveau med situationen i sidste halvdel af 1990'erne.

Næringsstofkoncentrationerne i de danske farvande i 2017 var som i de senere år meget lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne. De lave 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.

En tidlig start på årets iltsvind og et relativt udbredt og intenst iltsvind i 2017 viser, at havmiljøet stadig er sårbart, og at længerevarende ugunstige klimatiske betingelser fortsat kan udløse markante iltsvind. Desuden er temperaturen steget 1-1½ °C over de sidste 30-40 år og forventes at stige yderligere i årene fremover, hvilket vil fremme udviklingen af iltsvind. Klimaforandringerne kan derfor få afgørende indflydelse på ikke bare iltsvind, men miljøtilstanden mere generelt.

Ifølge den klassiske systemforståelse forventes reducerede næringsstofkoncentrationer i vandsøjlen at resultere i lavere primærproduktion (algevækst) og dermed en reduktion i mængden af planteplankton, større sigtddybde, mindre iltsvind og større udbredelse af bundplanter. Selv om næringsstofniveauet har været markant reduceret i en længere årrække, er den forventede positive udvikling først startet de senere år. Årsagen til den forsinkede respons på de lave koncentrationer af næringsstoffer er uklar og kan ikke udredes udelukkende på baggrund af overvågningsdata, da det kræver mere detaljerede undersøgelser. Miljøtilstanden bestemmes af et kompleks 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. 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 udbredelsen af iltsvind og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden. Sidst men ikke mindst har grundlæggende strukturændringer 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 så store og mangeartede, at det vil kræve yderligere indsats og mere tid, før en stabil god miljøtilstand opnås. De danske marine økosystemer er fortsat sårbare for ændringer i tilførsler af næringsstoffer, miljøfarlige stoffer og effekter af fiskeri. De klimatiske betingede ændringer peger i retning af behov for yderligere 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. Endvidere vil økosystemer, som har været hårdt belastet gennem en længere årrække, ofte have en tidsforsinkelse i deres respons på forbedrede forhold. Udviklingen mod en god miljøtilstand er således en proces, der kan tage mange år, og klimaforandringer vil kunne forsinke eller helt umuliggøre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse økologiske samspil er vigtigt at dokumentere og forstå til gavn for fremtidens miljøforvaltning.

10 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPO-redegørelsen (*Miljøstyrelsen 1984*), temarapporterne om zooplankton (*Nielsen & 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 troperne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

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 forpligtigelserne 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 næringssalte 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 plastholdige 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 – hedder 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, 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.

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.

farvandsområder – se farvande.

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 (PO_4) – 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 → vandloppe → 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.

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 kvadratmeter.

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

hormonforstyrrelse – hormoner er stoffer i dyr og planter, der har en regulerende funktion. Ved hor-

monforstyrrelser 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 O_2 bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O_2 pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O_2 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 O_2 pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O_2 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.

kloroplast – 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.

LMP – forkortelse for Institut for Miljøvidenskabs (Aarhus Universitet, DCE) landsdækkende måleprogram i byerne.

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.

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 $\mu\text{g/g}$; 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.

$\mu\text{g/kg}$ = $\mu\text{g kg}^{-1}$ – 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, $\mu\text{g l}^{-1}$.

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 skovbrænde. 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.

monitoring – 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 (NO_3) – 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. $1/1.000.000.000\text{ l}$ (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 oliespild.

PCB – polychlorerede 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. $1/1.000.000.000.000\text{ g}$ (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. $1/1.000.000.000.000\text{ l}$ (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.

SFT – Statens forurensningstilsyn (Norge, www.klif.no), navn ændret i 2009 til Klima og forurensningsdirektoratet. Står bag udviklingen af klassifikationsværktøj anvendt til afsnit om metaller.

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.

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 metalanalyser.

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).

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.

11 Referencer

- Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfel, 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.
- 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 blød bund. - Teknisk anvisning nr. M18 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 28 s.
- Cappelen, J. (red.) 2018: Danmarks klima 2017. DMI rapport 18-01. Danmarks Meteorologiske Institut.
http://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2018/DMI-Rep18-01.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>.

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.: *submitted*: Recent trend reversal for declining European seagrass meadows.

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 biogeo-chemistry. - Science 328: 1512-1516.

Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J. & Sánchez-Camacho, M. 2009: Return to Neverland: Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. - Estuaries and Coasts 32: 29-36.

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.

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.

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.

Fossing, H., Hansen, J.W., Jacobsen, H.H., Markager, S. & Møller, E.F. 2015: Indsamling af vand- og planktonprøver i felten. - Teknisk anvisning nr. M01 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 17 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.

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 & 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., Dinesen G., Bastardie F. & Eigaard O.R. 2016: Notat om effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hansen J.L.S. 2018: Notat om usikkerheder og fejlkilder ved anvendelsen af DKI på bundfaunadata fra forskellige prøvetagningsdesign. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 10 s., 3. marts 2018.

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 - Nationalt Center for Miljø og Energi 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 - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 34.

Hansen, J.W. (red.) 2015b: Marine områder 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 167.

Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253.
<http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>

Härkönen, T., Harding, 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.

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.

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.

- Jepsen, P.U. 2005: Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- 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.
- Knudsen-Leerbeck, H., Mantikci, M., Bentzon-Tilia, M., Jo-Traving, S., Riemann, L., Hansen, J.L.S. & Markager, S. 2017: Seasonal dynamics and bioavailability of dissolved organic matter in two contrasting temperate estuaries. - *Biogeochemistry* 134: 217-236.
- Krause-Jensen, D., Pedersen, M.F. & Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. - *Estuaries* 26: 866-877.
- 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.
- Krause-Jensen, D., Markager, S. & Dalsgaard, T. 2012: Benthic and pelagic primary production in different nutrient regimes. - *Estuaries and Coasts* 35: 527-545.
- 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>.
- 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>.
- 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.
- Lyngsgaard, M.M., Markager, S. & Richardson, K. 2014: Changes in the vertical distribution of primary production in response to land-based nitrogen loading. - *Limnology and Oceanography* 59 (5): 1679-1690.

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.

Maxwell P., Eklof J., van Katwijk M., O'Brien K., de la Torre-Castro M., Bostrom C., Bouma T., Krause-Jensen D., Unsworth R., van Tussenbroek B. & van der Heide T. 2017: The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review. *Biological Reviews* 92: 1521-1538. doi: 10.1111/brv.12294.

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.

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.

Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 28/1999. 64 s.

Olesen, B. & Sand-Jensen, K. 1994: Patch dynamics of eelgrass. - *Marine Ecology Progress Series* 106: 147-156.

Olsen, M.T., Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Edrén, S.M.C., Linnet, A. & Harkonen, T. 2010: Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in southern Scandinavia. - NAMMCO Scientific Publications 8: 77-94.

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.

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.

- Peet R.K. 1975: Relative Diversity Indices. - Ecology 56: 496-498.
- Petersen C.G.J. 1913: Havets Bonitering. II. Om Havbundens Dyresamfund og om disses betydning for den marine Zoogeografi. Beretn. Minist. Landbr. Fisk. Dan. Biol. Stn. 21: 1-42.
- Pommer, C.D., Olesen, M. & Hansen, J.L.S. 2016: Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom in the Kattegat. - Marine Ecology Progress Series 548: 47-60.
- Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 385: 8-13.
- Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K., Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield, P.J., Bruhn, A., Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özeydinli, 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.
- 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.
- Stæhr, P. & Borum, J. 2011: Seasonal acclimation in metabolism reduces light requirements of eelgrass (*Zostera marina*). - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 407: 139-146.
- 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.
- 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, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen S.E., Ovesen, N.B., Windolf, J. & Kjeldgaard, A. 2019: Vandløb 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 306. <http://dce2.au.dk/pub/SR306>.

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.

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.

Vinther, M. & Larsen, F. 2004: Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. - *Journal of Cetacean Research and Management* 6: 19-24.

Zettler M.L., Schiedek D. & Bobertz B. 2007: Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. - *Marine Pollution Bulletin* 55: 258-270. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.024.

Bilag 1 - Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer

Jacob Carstensen

Næringsstofkoncentrationer, 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 og klorofyl, 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.

$$\log(C) = \text{STATION}_i + \text{ÅR}_j + \text{MÅNED}_k + e_{ijk} \quad \text{hvor } e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$$

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 $[57,45;68,63]$.

Korrektioner for klimatiske variationer

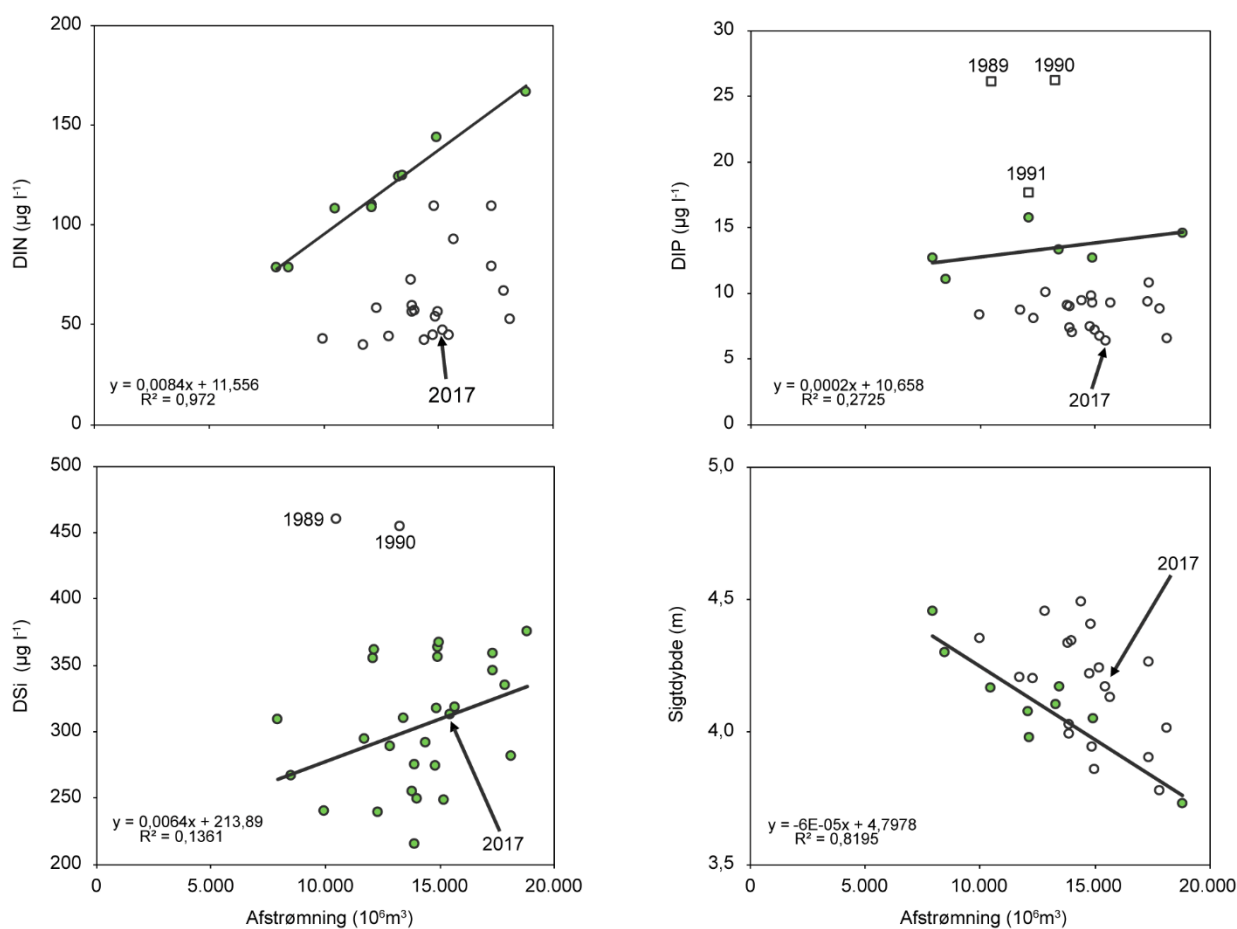
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringsstoffer, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis entydig sammenhæng mellem koncentrationer og ferskvandsafstrømning.

Relationen mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode i fjorde og kystvande (*figur B1.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammede fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. Det må ligeledes forventes, at virkemidlerne i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug (vedtaget i 1991) først har haft en effekt på den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor fra midten af 1990'erne, hvorfor årene efter 1997 er udeladt af relationen for både kvælstof og fosfor. For DIP er 1989-1991 også udeladt, da punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for DSi, men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

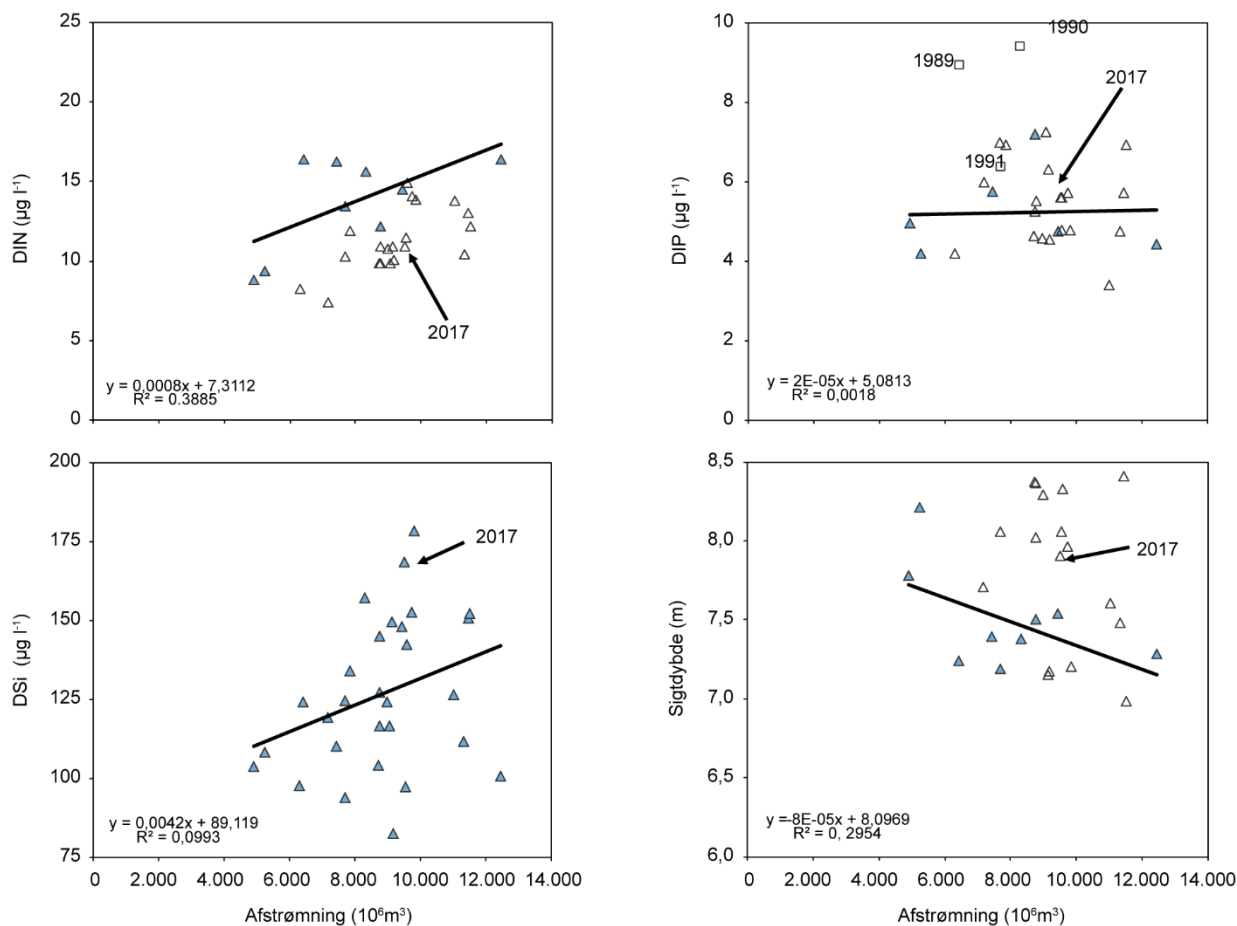
Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for overfladevand (0-10 m) i de åbne indre farvande (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97). For DIN og DIP var relationerne bedre for de udvalgte år end for hele perioden, men relationerne var dog ikke statistisk signifikante (*figur B1.2*). Alle år blev benyttet for DSi, da der ikke var noget karakteristisk skift omkring 1998.

I de åbne indre farvandes bundvand (≥ 15 m) blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet som for overfladevand (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97; DSi: 1989-2017). For DIN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP ikke viste nogen stærk sammenhæng i forhold til afstrømningen (*figur B1.3*).

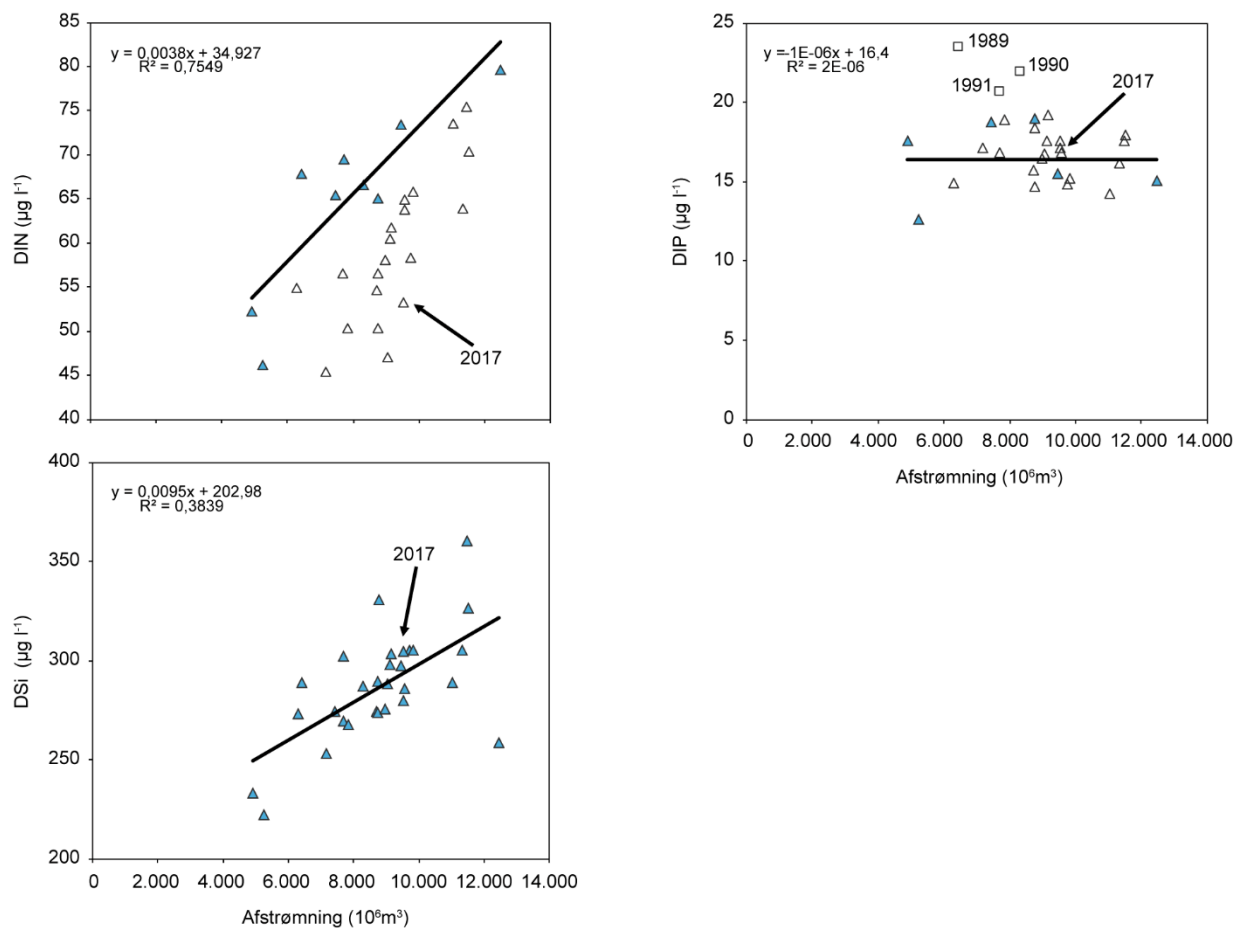
For sigtddybde er valgt de samme kriterier som for kvælstof, da sigtddybden er stærkt koblet til mængden af TN i vandet, både for fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande.



Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSi og sigtddybe i fjorde og kystvande mod afstrømning. Årene 1998-2017 er markeret med åbne cirkler for DIN, DIP og sigtddybe. For DIP er årene 1989-1991 markeret med åbne firkanter, og for DSi er årene 1989 og 1990 markeret med åbne cirkler. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSI og sigt dybde i overfladevand for åbne farvande (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2016 er markeret med åbne trekanter for DIN, DIP og sigt dybde, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte, farvede symboler.



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP og DSI for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande mod afstrømning. Årene 1998-2017 er markeret med åbne trekanter for DIN og DIP, og for DIP er desuden årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte, farvede symboler.

Bilag 2 - Dataanalyser – bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Inddeling af ålegræs- og makroalgetransekter i områder og farvandstyper

Ålegræs- og makroalgetransekterne inddeles i henholdsvis fire og fem farvandstyper. For ålegræs i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', og for makroalgerne i typerne 'åbne farvande (stenrev)', 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. 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	

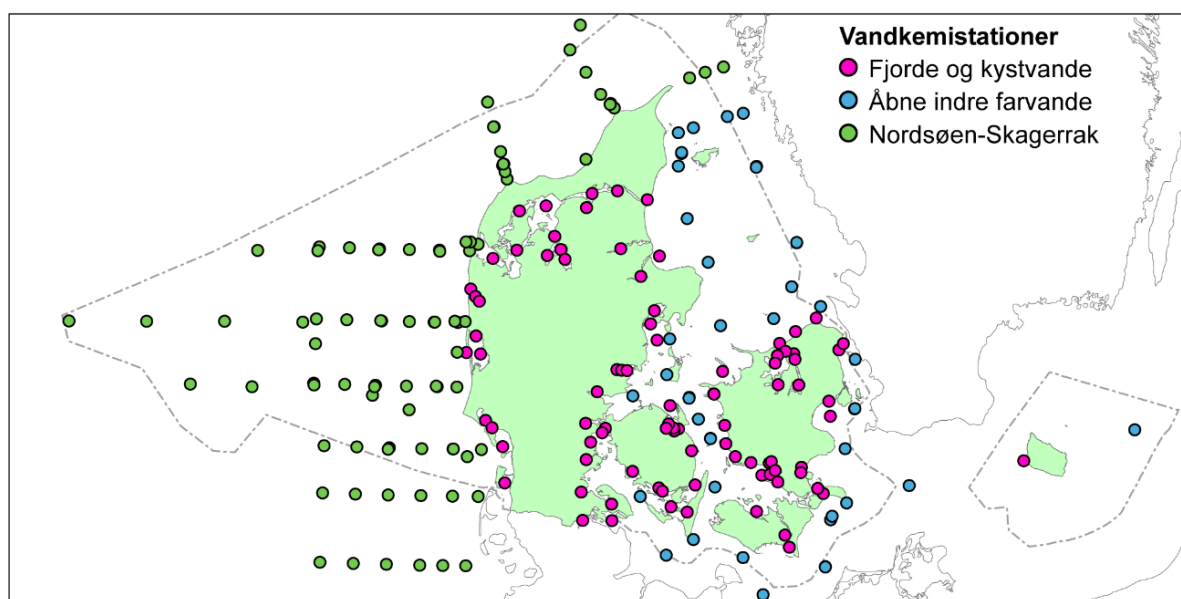
Makroalgetransekt				
Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden	Åbne farvande (stenrev)
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord	Arkona
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak	Kattegat centralt
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for	Kattegat nord
Endelave	Bøgestrømmen	Flensborg Fjord	Mors	Kattegat syd
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav	Genner Fjord	Limfjorden syd for	Lillebælt centralt
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Haderslev Fjord	Mors	Lillebælt syd
Grenå Kyst	Guldborgsund	Helnæs Bugt	Lovns Bredning	Skagerrak
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Holbæk Fjord	Løgstør Bredning	Smålandsfarvandet
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Holckenhavn Fjord	Nisum Bredning	Storebælt nord
Horsens Fjord (ud for) Jammerland Bugt	Karrebæksminde Bugt	Horsens Fjord	Risgårde Bredning	Storebælt syd
Kattegat centralt	Kolding Fjord	Isefjord Inderbredning	Skive Fjord	
Kattegat nord	Lunkebugten	Karrebæk Fjord		
Kattegat syd	Nakskov Fjord	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord		
Køge Bugt	Odense Fjord	Knebel Vig		
Lillebælt nord	Roskilde Fjord	Kolding Fjord		
Lillebælt centralt	Stavns Fjord	Lillestrand		
Lillebælt syd	Vejle Fjord	Lindelse Nor		
Læsø	Isefjord yderbredning	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 (trag- ten)				
Ålbæk Bugt				

Bilag 3 - Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

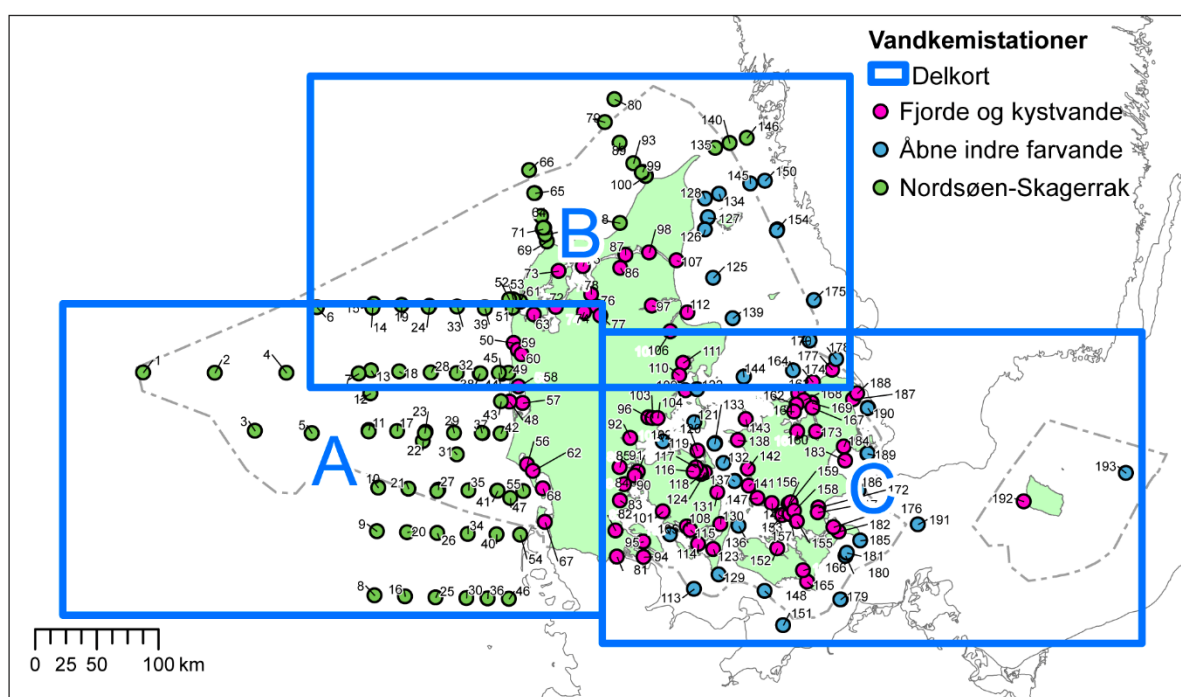
Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würigler Hansen

Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

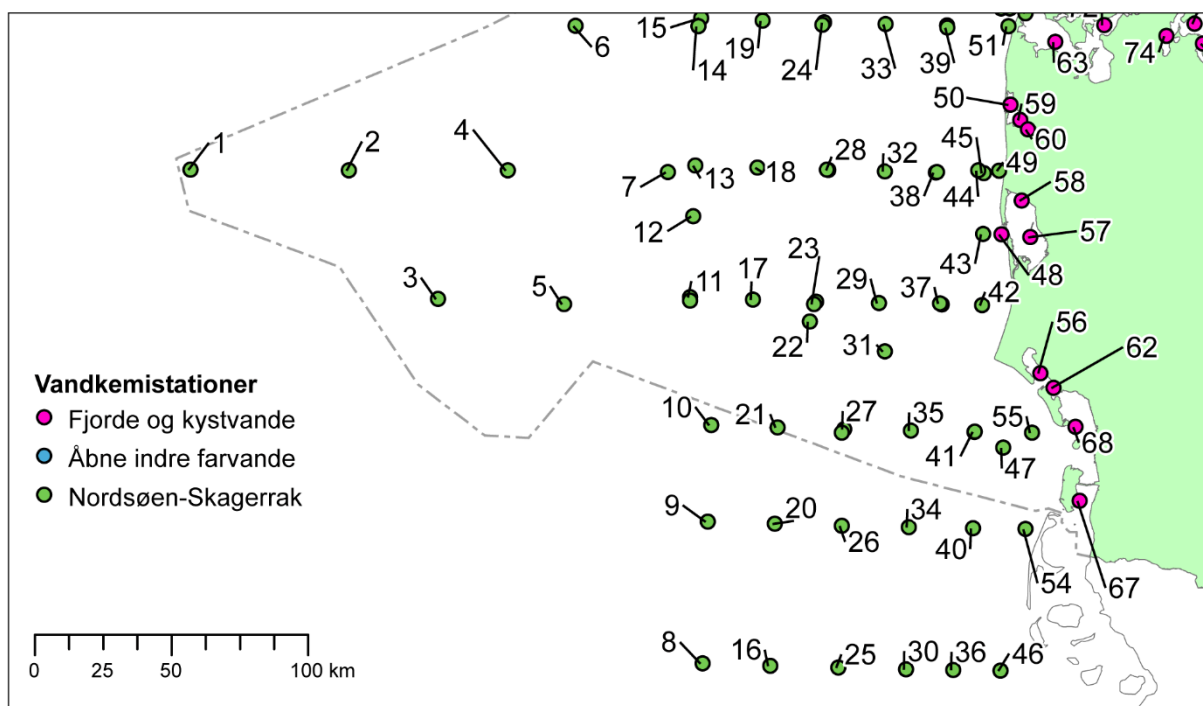
Vandkemistationerne er i kapitlet om klima og næringsstoffer inddelt i de tre farvandstyper 'Fjorde og kystvande', 'Åbne indre farvande' og 'Nordsøen-Skagerrak'. Denne opdeling er foretaget, fordi de tre farvandstyper adskiller sig en del fra hinanden og derfor i en vis udstrækning kan have en forskellig tidslig udvikling, som tydeligøres ved opdelingen og giver grundlag for en diskussion af forskellen mellem områderne.



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.

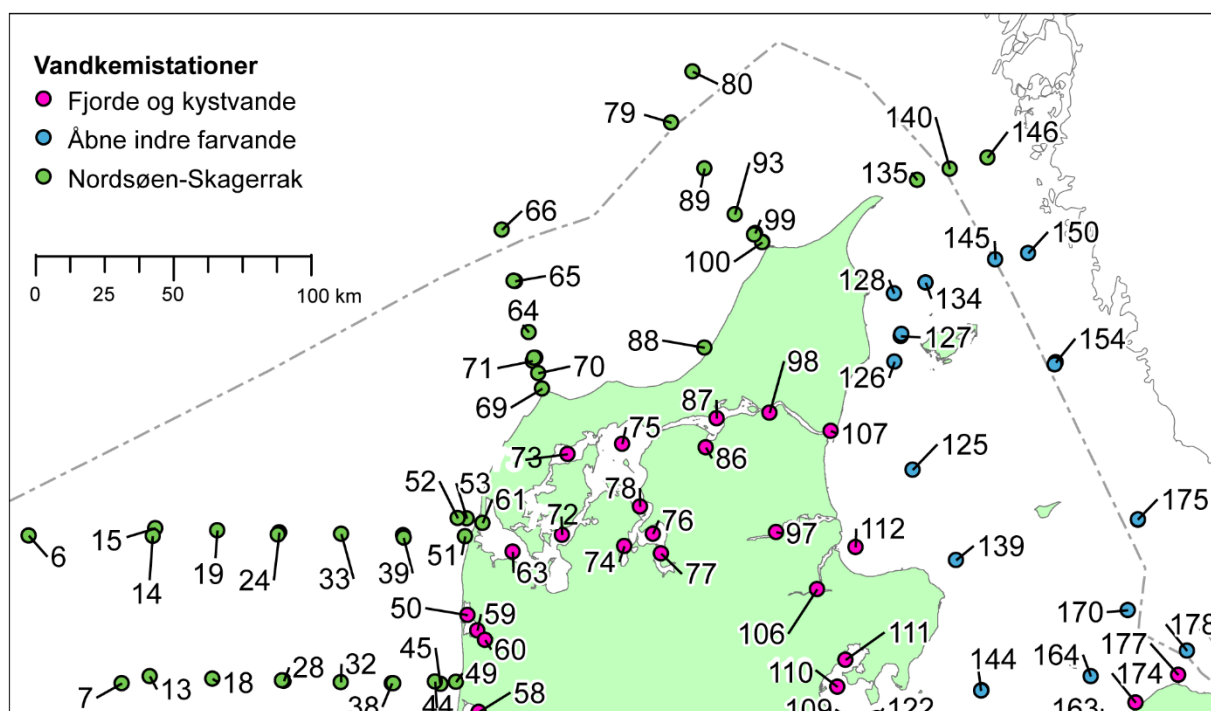
Tabel B3.1. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (figur B3.3).

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

Nr. på kort	Stationsnavn
19	1026
20	1063
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

Nr. på kort	Stationsnavn
32	DMU1071
33	1024
33	DMU1024
34	1061
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

Nr. på kort	Stationsnavn
45	1034
46	1080
47	RIB1510009
48	RKB43
49	RKB41
50	RKB21
51	1022
54	1059
55	1086
56	RIB1610002
57	RKB10
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
62	RIB1610008
63	VIB3702-00001
67	SJY3
68	RIB1620014
74	VIB3727-00001



Figur B3.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

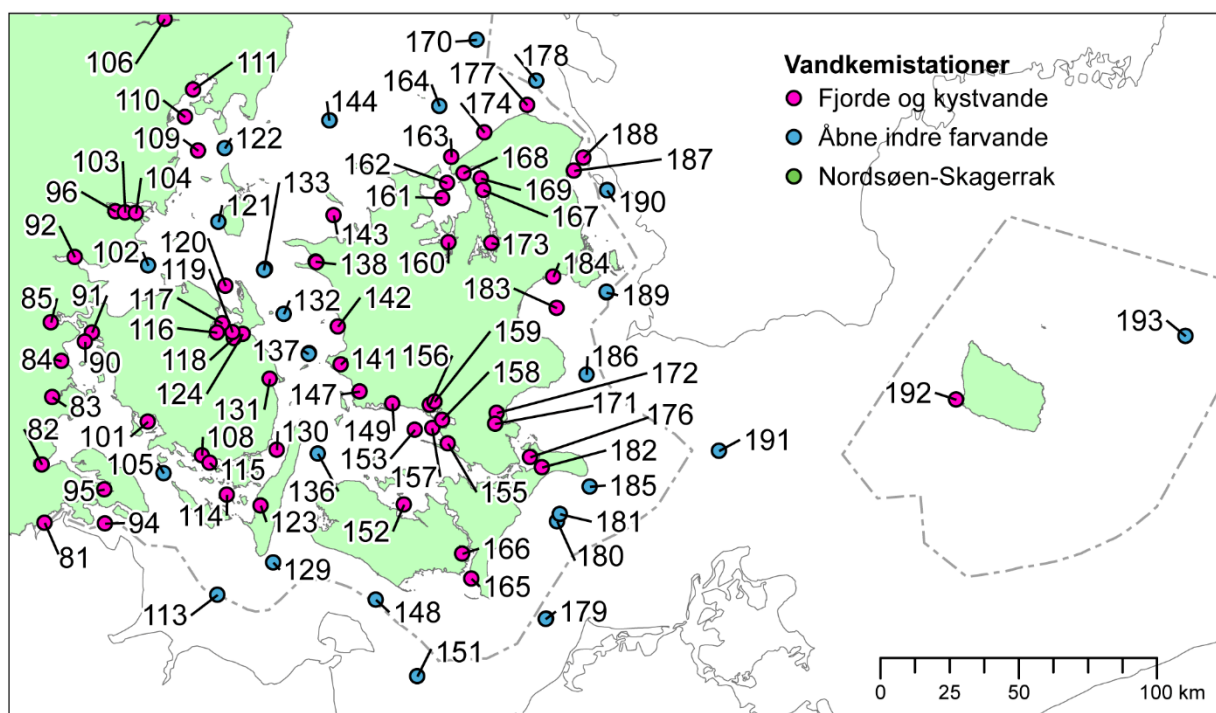
Tabel B3.2. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (figur B3.4).

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
70	VIB2300-23101
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

Nr. på kort	Stationsnavn
86	NOR6602
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
128	1009
128	DMU1009

Nr. på kort	Stationsnavn
134	1008
134	DMU1008
135	1005
139	415
139	DMU415
140	1002
144	DMU925
144	925
145	1007
145	DMU1007
146	1004
150	1001
150	DMU1001
154	DMU905
154	905
164	922
164	DMU922
170	418
170	DMU418
174	FRB1937
175	DMU413
175	413
177	FRB1939
178	921
178	DMU921



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
106	ARH230902
108	FYN0018361
109	ARH170117
110	ARH170006
111	ARH170002
113	DMUN3
113	N3
114	FYN6500062
115	FYN6500051
116	FYN6910008
117	FYN6900017

Nr. på kort	Stationsnavn
118	FYN0018841
119	FYN0018843
120	FYN6940622
121	432
122	427
123	FYN0018571
124	FYN0018825
129	450
129	DMU450
130	FYN6500053
131	FYN0018752
132	FYN6700053
133	DMU935
133	935
136	443
136	DMU443
137	DMU939
137	939
138	VSJ41007
138	VSJ41008
141	VSJ44011
142	VSJ43020
143	VSJ30006
144	DMU925
144	925
147	VSJ51013
148	952

Nr. på kort	Stationsnavn
148	DMU952
149	VSJ53016
151	DMUM2
151	M2
152	STO0201061
153	STO0101015
155	STO0104002
156	STO0102006
157	STO0101047
158	STO0103052
159	STO0102013
160	VSJ10006
161	VSJ10003
162	FRB8000
163	FRB1993
164	922
164	DMU922
165	STO0501059
166	STO0601056
167	FRB8550
168	FRB75
169	FRB65
170	418
170	DMU418
171	STO0802023
172	STO0802008
173	ROS60

Nr. på kort	Stationsnavn
174	FRB1937
176	STO0704010
177	FRB1939
178	921
178	DMU921
179	DMU954
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

Tabel B3.4. Navne og numre for vandkemistationer i Danmark.

Stations- navn	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	139	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	136	629898	6102245	C
444	191	774976	6103250	C
449	180	716389	6077733	C
450	129	613847	6062841	C
905	154	661137	6341874	B
921	178	708865	6237158	B, C
922	164	673859	6227974	B, C
925	144	634244	6222835	B, C
935	133	610842	6169090	C
939	137	626727	6138528	C
952	148	650838	6049446	C
954	179	712449	6042623	C
1001	150	651098	6381422	B
1002	140	622715	6412029	B
1004	146	636440	6416185	B
1005	135	610943	6407973	B
1006	80	529417	6447375	B
1007	145	639196	6379140	B
1008	134	613969	6370743	B
1009	128	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
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

Stations- navn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
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	581913	6224084	B, C
ARH170117	109	586671	6211870	C
ARH190004	112	588513	6274839	B
ARH230902	106	574581	6259482	B, C
BRK1040050	192	860663	6121823	C
BRKBMPK2	193	943545	6144867	C
DMU1001	150	651098	6381422	B
DMU1007	145	639196	6379140	B
DMU1008	134	613969	6370743	B
DMU1009	128	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

Stations- navn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
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	139	624970	6270074	B
DMU418	170	687313	6251948	B, C
DMU431	190	734575	6197504	C
DMU441	186	727088	6130849	C
DMU443	136	629898	6102245	C
DMU444	191	774976	6103250	C
DMU449	180	716389	6077733	C
DMU450	129	613847	6062841	C
DMU905	154	660786	6341043	B
DMU921	178	708865	6237158	B, C
DMU922	164	673859	6227974	B, C
DMU925	144	634112	6222757	B, C
DMU935	133	610497	6168618	C
DMU939	137	626573	6138375	C
DMU952	148	650838	6049446	C
DMU954	179	712350	6042432	C
DMUM2	151	665863	6021754	C
DMUN3	113	593672	6051248	C
FRB1877	187	722469	6204670	C
FRB1937	174	690161	6218413	B, C
FRB1939	177	705578	6228388	B, C
FRB1993	163	678178	6209523	C
FRB2013	188	725877	6209308	C
FRB65	169	688891	6201862	C
FRB75	168	682641	6203673	C
FRB8000	162	676603	6200190	C
FRB8550	167	689703	6197625	C
FYN0018112	91	548254	6146120	C
FYN0018232	101	568491	6113791	C
FYN0018361	108	588007	6101573	C

Stations- navn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
FYN0018571	123	609231	6083406	C
FYN0018752	131	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	130	615080	6103623	C
FYN6500062	114	597090	6087459	C
FYN6700053	132	617597	6152867	C
FYN6900017	117	595428	6149429	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C
FYN6940622	120	596524	6162929	C
KBH1723	184	715027	6166255	C
KBK1728	189	734349	6160780	C
M2	151	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
NOR7715	100	554694	6385419	B
NOR7725	99	551661	6388144	B
RIB1510009	47	445036	6124807	A
RIB1610002	56	458605	6151982	A
RIB1610008	62	463423	6146560	A
RIB1620014	68	471393	6132386	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	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
SJYHADf0008	83	533904	6122704	C
SJYhadf008	84	537195	6135735	C
SJYKFF2	81	531190	6077206	C

Stations- navn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
SJYKFF5	94	552955	6077005	C
STO0101015	153	664962	6110922	C
STO0101047	157	671291	6111551	C
STO0102006	156	670444	6119971	C
STO0102013	159	672113	6121090	C
STO0103052	158	674892	6114421	C
STO0104002	155	676898	6105925	C
STO0201061	152	661040	6083806	C
STO0501059	165	685411	6057101	C
STO0601056	166	682130	6066116	C
STO0703006	182	710894	6097365	C
STO0704010	176	706688	6101047	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

Stations- navn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
VIB2300-23101	70	473302	6337881	B
VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
VIB3702-00001	63	464073	6273107	A, B
VIB3705-00001	72	481996	6279207	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	B
VIB3729-00001	77	517961	6272436	B
VSJ10003	161	674905	6194717	C
VSJ10006	160	677230	6178654	C
VSJ30006	143	635642	6188482	C
VSJ41007	138	629128	6171709	C
VSJ41008	138	629396	6171494	C
VSJ43020	142	637214	6148253	C
VSJ44011	141	638170	6134547	C
VSJ51013	147	645070	6124801	C
VSJ53016	149	656817	6120411	C

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2017

NOVANA

I 2017 var der status quo for nogle parametre i forhold til de senere års positive udvikling i havmiljøet, mens der var en tilbagegang for andre parametre. Året var karakteriseret ved en relativt lav afstrømning i årets første halvdel, en meget stor afstrømning i efteråret og en tilsvarende sæsonfordeling af tilførslen af næringsstoffer fra land til havet. Året var desuden kendetegnet ved relativt høje temperaturer trods en kølig sommer med relativt meget vind i juni og starten af august. Koncentrationerne af de opløste uorganiske næringsstoffer var forholdsvis lave i den første halvdel af året, og i enkelte tilfælde de hidtil laveste siden 1989. Den forøgede afstrømning i efteråret bevirkede dog en relativ stor stigning i koncentrationen af kvælstof i fjorde og kystvande. Iltsvindet startede meget tidligt i nogle områder og udviklede sig i udbredelse og styrke i løbet af sommeren, men sluttede i efteråret som normalt. Væksten af planteplankton og især koncentrationen af klorofyl var forøget i forhold til niveauet i 2012-2013, mens vandets klarhed var gennemsnitligt for perioden siden midten af 1990'erne. Forholdene i vandsøjlen var således samlet set dårligere i 2014-2017 end i 2012-2013. Ålegræssets generelt positive udvikling gennem de seneste ti år er stagneret. Dækningsgraden af makroalger (tang) i kystvande og yderfjorde i 2017 er steget i løbet af de seneste ti år, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, Limfjorden og på stenrev. Bundfaunaens artsdiversitet indikerer, at miljø-forholdene for bundfaunaen generelt var dårligere i de mere åbne farvande (Nordsøen/Skagerrak) end i de indre farvande, hvor bundfaunaen har udviklet sig positivt de senere år i de fleste områder. Bestanden af spættet sæl er mangedoblet siden slutningen af 1970'erne, men væksten er aftaget de seneste år. Antallet af gråsæl er forøget markant siden 2005, og gråsælen yngler igen i de danske farvande. Tætheden af marsvin varierer både mellem områder, sæsoner og år, men overordnet ser bestandene i Nordsøen og de indre danske farvande ud til at være stabile. Til trods for de senere års observerede forbedringer af miljøtilstanden har de sidste års udvikling vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu langt fra målet om en stabil, god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoff er (eutrofi ering) påvirkes miljøtilstanden negativt af andre forhold såsom fi skeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoff er. Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at ind-satsen for at sikre et bedre havmiljø virker. Men havmiljøet er fortsat under stort pres og responderer kun langsomt på de forbedrende tiltag.