



MARINE OMRÅDER 2013

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 123

2015



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2013

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 123

2015

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. 123
Titel:	Marine områder 2013
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:	Januar 2015
Redaktion afsluttet:	November 2014
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Naturstyrelsen; DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Bo Riemann, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Hansen, J.W. (red.) 2015: Marine områder 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 123 http://dce2.au.dk/pub/SR123.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I 2013 var der, lige som i 2012, flere indikationer på en positiv udvikling i miljøtilstanden. Sigt-dybden og dybdeudbredelsen af makroalger ved de åbne kyster og på stenrev var markant forøget i forhold til tidligere, og mængden af planteplankton (klorofyl) og primærproduktionen var markant reduceret, især i de åbne indre farvande. Desuden var næringssaltkoncentrationerne meget lave og for nogles vedkommende de hidtil laveste siden 1989. I modsætning til disse positive indikationer har ålegræssets dybdeudbredelse ikke vist nogen signifikant udviklingstendens langs de åbne kyster og i yderfjordene siden 1989, og ålegræsset vokser generelt ikke ud på så dybt vand som tidligere i inderfjordene. Det overordnede billede er derfor, at miljøforholdene er under forbedring, men fortsat sårbare over for påvirkninger og endnu langt fra målet om en god miljøtilstand - til trods for en markant reduceret belastning med næringssalte. Denne situation skyldes overvejende, at mange års eutrofiering har ført til strukturelle ændringer såsom manglende ålegræs og ophobning af organisk stof (mudder) og næringssalte i havbunden. De senere års studier af økosystemer peger således i retning af, at responsen på reduceret næringssaltbelastning (oligotrofiering) efter længere tids eutrofiering er meget kompleks. Komplexiteten skyldes bl.a., at eutrofiering ofte kun er én af mange påvirkninger (heriblandt klimaforandringer), hvilket også gør det vanskeligt og langsomt at vende tilbage til tidligere tiders tilstand. De indledningsvis nævnte positive ændringer kan suppleres med: 1) de senere års positive udvikling for ålegræs i nogle områder blev forstærket i 2013, 2) iltvindets udbredelse i de åbne indre farvande var beskedent trods ugunstige klimatiske forhold og 3) antallet af spættet sæl og gråsæl var stabilt eller i fremgang. For de miljøfarlige stoffer var udviklingen negativ for nogle parametre, positiv for andre og stabil for en del. De miljøfarlige stoffer var for de flestes vedkommende på niveau med eller lavere end tidligere år. Der er dog stadig en del tilfælde, hvor koncentrationen af især kviksølv, TBT og udvalgte PAH'er er over de anvendte vurderingskriterier, og negative biologiske effekter kan forekomme. Således blev der i næsten alle undersøgte kystnære områder fundet tegn på påvirkning fra miljøfarlige stoffer hos havsnegle og ålekvabber.
Emneord:	Overvågning, marine områder, miljøtilstand, klima, næringssalte, iltvind, ålegræs, makroalger, bundfauna, miljøfarlige stoffer, plankton, monitoring, marine areas, environmental quality, climate, nutrients, hypoxia, eelgrass, macroalgae, bottom fauna, hazardous substances
Layout:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne/Anne van Acker
Foto forside:	Marsvin i Storebælt. Foto: Karsten Dahl
ISBN:	978-87-7156-100-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	142
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR123.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	14
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	20
2 Klimatiske forhold	22
3 Næringssalttilførsler fra land	30
4 Atmosfærisk kvælstofdeposition	31
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	32
5 Næringssaltkoncentrationer	34
6 Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde	45
7 Iltforhold	56
8 Bundplanter: ålegræs og makroalger	64
9 Bundfauna	77
10 Havpattedyr – sæler og marsvin	87
11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter	100
Del 3 – Sammenfattende diskussion	113
12 Tilstand og udvikling	114
13 Ordliste	120
14 Referencer	127
Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer	135
Bilag 2 Dataanalyser – bundvegetation	141

[Tom side]

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE), Aarhus Universitet 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 2013.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

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

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentrene 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 i samråd med Naturstyrelsen, hvor rapporten har været i høring. Rapporten er baseret på data indsamlet af Naturstyrelsens decentrale enheder, Det Marine Fagdatacenter, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) og International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2013', som udgives af DCE, GEUS og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Jens Würgler Hansen

Den landsdækkende status for havmiljøet i 2013 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Klimatiske forhold

- Lufttemperaturen i 2013 var 0,7 °C varmere end i normalperioden 1961-1990, men lidt koldere end gennemsnittet for de sidste 12 år. Årets første seks måneder var relativt kølige, hvorimod de sidste seks måneder var en del varmere end normalen.
- Vindhastigheden var under normalen igennem hele året. Dog var der et par kraftige storme i slutningen af året. Den svage vind i januar-april, som hovedsageligt kom fra østlige retninger, bidrog formentlig til en jævn udstrømning af Østersøvand gennem de indre danske farvande.
- I 2013 var der generelt tørt og solrigt. Antallet af solskinstimer var 19 % over normalen og mængden af nedbør 6 % under normalen. Det meste af nedbøren faldt sidst på året.
- Havtemperaturen var lidt højere end i standardperioden, men sammenholdt med de seneste 10-15 år var 2013 koldere end normalt.
- Havtemperaturen er steget 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år.
- 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 kystnære områder).

Koncentrationer af næringssalte

- Kvælstofkoncentrationerne i 2013 var generelt lave for fjorde, kyster og åbne indre farvande, specielt for organisk kvælstof og total kvælstof.
- Fosforkoncentrationerne var på niveau med de senere år, men dog væsentlig lavere end i starten af 1990'erne for fjorde og kystnære områder.
- De uorganiske næringssaltkoncentrationer var relativt høje i starten af året som følge af udstrømmende Østersøvand og et mindre optag i planteplankton på grund af en sen forårsopblomstring.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning var meget høj i 2013 for fjorde og kystnære områder og på niveau med de senere år for de åbne indre farvande. Dette har resulteret i et større overskud af fosfor i de åbne indre farvande med en faldende potentiel fosforbegrænsning som konsekvens.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare faldende tendenser siden 1989, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, dog med en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og et mindre fald for kvælstof siden 2002.
- De aftagende næringssaltkoncentrationer 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.
- Siliciumkoncentrationerne i 2013 var på niveau med de seneste 10-15 år. Koncentrationen varierede kraftigt over året, især i de åbne indre farvande afhængig af påvirkningen fra henholdsvis Østersøen og Nordsøen.

Planteplankton, dyreplankton og sigtddybde

- I 2013 var der lige som i 2012 en større sigtddybde samt en lavere primærproduktion (algevækst) og klorofylkoncentration, især for de åbne indre farvande, hvilket indikerer en bedring i havmiljøets tilstand.

- I de danske fjorde og kystnære farvande er klorofylkoncentrationen faldet signifikant fra 1989 til 2013, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling for sigtddybden.
- I de åbne indre farvande har der været en tendens til stigende klorofylkoncentration og aftagende sigtddybde de senere år. Denne tendens er brudt af de lave klorofylkoncentrationer og de større sigtddybder i 2012 og 2013.
- Algevæksten i 2013 var fortsat på et relativt lavt niveau og er signifikant faldende over tid pga. lavere tilførsler af næringssalte. I fjordene var algevæksten dog noget højere end i 2012, formodentlig pga. øget frigivelse af næringssalte fra havbunden som følge af udbredt iltsvind, hvilket viser, at havmiljøet stadig er sårbart.
- Der blev rapporteret stigende forekomster af toksiske arter af planteplankton (*Dinophysis* sp.) i 2013 i forhold til 2012.
- Biomassen af ciliater var forøget i forhold til 2012, mens biomassen af det øvrige mikro-dyreplankton var på samme lave niveau som de seneste år.

Iltsvind

- Iltsvindet udviklede sig relativt markant i 2013 i en række kystvande (inkl. fjorde) grundet en varm sommer med forholdsvis svage vinde, mens der kun var meget lidt iltsvind i de åbne dele af de danske farvande.
- Det totale iltsvindsareal i september 2013 var større end de tre forudgående år, men mindre end i årene op til 2010. Knap halvdelen af iltsvindsarealet var ramt af kraftigt iltsvind.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt og tilstødende fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt/Lübeck Bugt. I Lillebælt og tilstødende fjorde samt i Det Sydfynske Øhav blev der frigivet svovlbrinte fra havbunden flere steder.
- De tidligst registrerede iltsvind var først i juni (Limfjorden) og sidst i juni (Aabenraa Fjord og Det Sydfynske Øhav). De fleste steder opstod iltsvindet i løbet af juli og starten af august og ophørte i forbindelse med den kraftige storm sidst i oktober.
- Iltindholdet i bundvandet har generelt været faldende i overvågningsperioden i de åbne indre farvande, men der har dog været en positiv udvikling i de seneste 10 år.

Bundplanter

- Langs de åbne kyster og i yderfjordene har ålegræssets dybdeudbredelse ikke vist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989, mens inderfjordenes og Limfjordens ålegræs generelt ikke vokser ud på så dybt vand som tidligere.
- Inden for de seneste fem år er der dog sket en positiv udvikling for ålegræs i en række fjorde, som var forstærket i 2013. I Limfjorden var den maksimale dybdeudbredelse således forøget med 46 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med 31 % fra 2008 til 2013. Dybdeudbredelsen var også markant forbedret i Kalundborg Fjord, samt i Øresund, Isefjord og Odense Fjord i 2013. Derimod har bl.a. Als Sund, Kolding Fjord og Vejle Fjord oplevet en negativ udvikling i forhold til 2012.
- For perioden 1989-2013 er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. De seneste fem år er der dog konstateret en signifikant fremgang på 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden og i yderfjordene, samt på 4-6 m's dybde ved de åbne kyster.

- Den reducerede tilførsel af næringssalte ser ud til at have en begyndende positiv effekt på ålegræssets udbredelse i visse områder. Det kan bl.a. hænge sammen med, at vandet i flere områder er blevet væsentligt klarere gennem de seneste år. Dog er ålegræsbestandene i mange områder reduceret så markant, at den positive udvikling i ålegræssets udbredelse er træg og forsinket i forhold til reduktionen i næringssaltbelastningen.
- Udviklingen i ålegræssets udbredelse og dækningsgrader udviser svingninger gennem hele overvågningsperioden (1989-2013). Derfor bør de positive tendenser i de seneste år (2008-2013) tolkes med varsomhed.
- Set over hele overvågningsperioden (1989-2013) har der været en positiv udviklingstendens i makroalgernes gennemsnitlige totale dækningsgrad i inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev, mens udviklingen i Limfjorden har været negativ. Tilsvarende har der været en signifikant positiv udvikling i de kumulerede dækningsgrader i fjorde og åbne kystområder bortset fra i Limfjorden, hvor udviklingen også for denne indikator har været negativ.
- Den totale algedækning på de undersøgte stenrev fra Skagerrak til Bælthavet var generelt god i 2013, hvilket er i overensstemmelse med den forøgede sigtdybde i de åbne indre danske farvande i forårshalvåret 2013.

Bunddyr

- Artsantallet (alfa-diversiteten), biomassen og i mindre grad individtætheden for bundfaunaen i fjorde og kystnære områder steg både i 2011 og 2013 signifikant med breddegraden fra Østersøen i syd til Skagerrak/Nordsøen i nord, mens der ikke var signifikant forskel mellem årene for nogen af parametrene.
- Langtidsudviklingen over perioden 1998-2013 af artsantal, individtæthed og biomasse var tydeligt forskellig for fjordene og de åbne kyster. Alle parametre udviste et fald i fjordene, mens der ingen ændring var for de åbne kyster. Dette støtter hypotesen om, at reduktionen i tilførslen af kvælstof (oligotrofiering) har haft en effekt ikke kun på koncentration af kvælstof, men også på bundfaunaen.
- Den højeste artsrigdom og individtæthed af bundfaunaen i de åbne farvande forekom i midten af 1990'erne, hvilket var sammenfaldende med højere næringssaltkoncentrationer. Det er sandsynligt, men dog usikkert, om de efterfølgende års faldende artsrigdom og individtæthed skyldes reduceret næringssaltbelastning (oligotrofiering), eftersom ændringerne er mindst i de mere lavvandede og typisk mere kystnære dele af de åbne områder, og eftersom biomassen ikke udviser en klar trend.
- I de åbne farvande var biomassen i 2013 den højeste siden 1995, hvilket skyldes en stor forekomst af muslinger, især molbøsters. I perioden 1994-2013 er der ikke nogen entydig udvikling i biomassen.
- Bundfaunaens artsantal i de åbne farvande blev halveret fra 1994 til 2008. I 2010 var der sket en stor stigning i artsrigdommen, som i 2011 og 2013 har ligget tæt på et niveau svarende til gennemsnittet for 1994-2008.
- Artsrigdommen og individtætheden er i høj grad bestemt af store mellemårige variationer i rekrutteringen, hvis årsager er ukendte.

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 2013 hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i fire populationer: Vadehavet, Limfjorden, Kattgat og den vestlige Østersø med vækstrater siden epidemien i 2002 på hen-

holdsvis 11 %, 8 %, 12 % og 14 %, dog med store fluktuationer i Limfjorden, der tyder på ind- og udvandring til og fra området.

- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i 2013 blev der registreret op til 76 i Kattegat, op til 87 i Vadehavet og 404 i den danske del af Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder.
- Enkelte gråsæler yngler nu hvert år i Danmark efter ca. hundrede års pause.
- I Nordsøen og Skagerrak observeredes i 2013 ca. halvt så mange marsvin som i 2011 og 2012. Det er ikke entydigt, hvad årsagen er til de færre observationer i 2013.
- Registreringer i Storebælt, Kalundborg Fjord, Lillebælt og Flensborg Fjord viste, at marsvin var til stede året rundt i alle områder, men at tætheden varierede over året.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

- Generelt blev der i 2013 fundet lave koncentrationer af miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk under vandrammedirektivets og andre grænseværdier, bortset fra kviksølv (Hg), tjærestoffer (PAH) og måske perfluorerede forbindelser (PFAS – se nedenfor).
- For dioxin, tjærestoffer (PAH), bromerede flammehæmmere (HBCDD og PBDE) og PFAS i biota var der kun en overskridelse af vandrammedirektivets grænseværdi for en PAH. Der blev fundet høje værdier for PFAS i lever, men vandrammedirektivets grænseværdi gælder for hele organismen, så der mangler en omregningsfaktor for at kunne vurdere betydningen af koncentrationerne over EQS-værdien i lever.
- I 61 % af muslingernes bløddele og for alle fisk var niveauet af Hg over vandrammedirektivets grænseværdi i både lever og filet.
- Trods forbuddet mod tributyltin (TBT) i skibsmaling var 50-75 % af prøverne fortsat over grænseværdien i det norske klassificeringssystem og OSPARs grænseværdi for god miljøtilstand i muslinger. TBT er dermed sammen med kviksølv den mest udbredte årsag til klassificering som dårlig miljøtilstand pga. belastning med miljøfarlige stoffer.
- Op til 40 % af sedimentprøverne havde så høje koncentrationer af Zn, Cu og Cd, at de ikke kan udelukkes at påvirke økosystemet.
- For PAH'er og naphthalen findes der OSPAR-grænser for ni stoffer. Af disse kan det ikke afvises, at der er risiko for påvirkning af følsomme arter pga. benzo(ghi)perylen (34 % af prøverne) og indeno(1,2,3-cd)pyren (6 % af prøverne) i sedimentet.
- Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med TBT, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande, men primært i de indre danske farvande. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres yderligere fremover.
- Ålekvabber udviste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktiviteter og PAH-metabolitter i galde. Der blev fundet en sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet og belastningen med PAH og PCB, men ikke mellem fejludviklede unger og de målte miljøfarlige stoffer.

Summary

Jens Würgler Hansen

The nationwide status of the Danish marine environment in 2013 is summarised by subject below.

Climate

- Air temperature was 0.7 °C higher in 2013 compared to normal (1961-1990) but slightly colder than compared to the last 12 years. The first six months were relatively cold, whereas the last six months were quite some warmer compared with the standard period.
- The wind speeds were generally low throughout the year. Although a few strong storms at the end of the year caused complete mixing of the water column. The weak wind in January-April, mainly from eastern directions, probably contributed to a steady transport of water from the Baltic Sea up through the inner parts of the open Danish waters.
- In 2013 the weather was generally dry and sunny. The number of sun hours was 19 % above normal and the amount of precipitation was 6 % below normal.
- Sea temperature was a little higher than normal, but colder when compared to the latest 10-15 years.
- Sea water temperatures have increased 1-1½ °C during the last 30-40 years.
- Since the mid-1980s, pH of sea water has been reduced (approx. 0.2 in open inner waters and approx. 0.1 in fjords and coastal waters).

Nutrient concentrations

- Overall, nutrient concentrations in 2013 were very low, especially for organic nitrogen and total nitrogen.
- Phosphorus concentrations were comparable to the levels in recent years, but significantly lower than at the beginning of the 1990s for fjords and coastal waters.
- Concentrations of inorganic nutrients were relatively high in the beginning of the year due to outflow of water from the Baltic Sea and a reduced uptake by phytoplankton due to a late spring bloom.
- Potential nitrogen limitation was very high in 2013 in fjords and coastal waters and comparable to the level in recent years in the open inner waters. This has resulted in a relatively large excess of phosphorus, and accordingly a decrease in the potential phosphorus limitation.
- Nitrogen and phosphorus concentrations show a clear decreasing trend since 1989, especially considering variations in year to year freshwater run-off. There is, however, a tendency to stagnation in phosphorus concentrations after 1997, and only a slight decrease in nitrogen concentrations after 2002.
- The reduced nutrient concentrations can to a large extent be attributed to waste water treatment of phosphorous and a reduced nitrogen surplus from agricultural production.
- Silicate concentration was on the average level for the last 10-15 years. Concentrations varied strongly during the year, especially in the open inner waters depending on the influence from the Baltic Sea and the North Sea.

Phytoplankton, zooplankton, and water clarity

- Higher water clarity (Secchi depth) and lower chlorophyll concentrations and primary production (algae growth) in 2013, especially in the open inner waters, indicated an improvement in the state of the marine environment.
- In fjords and coastal waters, chlorophyll concentration was reduced significantly from 1989 to 2013, whereas the change in Secchi depth has been more variable.
- In the open inner waters there has been a tendency to increasing chlorophyll concentration and decreasing Secchi depth. This trend was, however, broken by the low chlorophyll concentration and the high Secchi depth in 2012 and 2013.
- Algae growth was on a relatively low level in 2013 and has decreased significantly over time due to lower input of nutrients. The algae growth was somewhat higher in the fjords than in 2012, most likely caused by increased release of nutrients from the sediment due to widespread oxygen depletion. This demonstrates the vulnerability of the marine environment.
- There were reports of increasing amounts of toxic species of phytoplankton (*Dinophysis* sp.) in 2013 compared to 2012.
- The biomass of ciliates was higher than in 2012, but the biomass of the remaining micro zooplankton was on the same low level as in recent years.

Oxygen deficiency

- Oxygen depletion in 2013 was relatively significant in a number of coastal waters (incl. fjords) due to a warm summer with relatively weak winds, whereas oxygen depletion was not intensive or widespread in the open parts of the Danish waters.
- The estimated total area affected by oxygen deficiency in September 2013 was larger than in the last three years but less than in the years up to 2010. Almost half of the area was affected by severe oxygen deficiency.
- The main affected areas – with respect to the duration and intensity of oxygen deficiency – were the Limfjord, the Mariager Fjord, the southern Little Belt, including the fjords of southern Jutland, the archipelago south of Funen, and Fehmarn Belt/Lübeck Bight. In the Little Belt including some fjords and in the archipelago south of Funen toxic hydrogen sulphide was released from the sediments.
- Oxygen depletion started at the beginning of June (the Limfjord) and late June (Aabenraa Fjord and the archipelago south of Funen). In most areas, oxygen deficiency was registered from July-August and disappeared completely in connection with a violent storm in late October.
- Oxygen concentrations have generally been decreasing during the period of monitoring in the open parts of the inner Danish waters, but during the past 10 years there has been a positive development.

Bottom flora

- Along the open coastal waters and in the outer fjords, the depth limit of eelgrass has not shown any significant trends since 1989, while the eelgrass in the inner fjords and in the Limfjord overall has receded to shallower water.
- Within the latest five years, an improvement has taken place for eelgrass in some fjords. These improvements were further developed in 2013. In the Limfjord, the maximum depth distribution has increased by 46 % and the main coverage by 31 % from 2008 to 2013. The depth distribution has also significantly improved in Kalundborg Fjord, the Sound, the Isefjord

and Odense Fjord in 2013. In contrast, Als Sound, Kolding Fjord, and Vejle Fjord have experienced a negative change.

- The eelgrass shows an overall tendency to cover still less of the bottom along the monitored transects in the period from 1989 to 2013. However, during the past five years coverage has improved at depths of 1-2 m and 2-4 m in the Limfjord and in the outer parts of the fjords, respectively, as well as at depths of 4-6 m at the open coast.
- The reduced nutrient loading seems to begin to have positive effects on the eelgrass distribution in some areas. This may i.a. be related to the improved water clarity during recent years. However, the eelgrass populations in many areas have diminished to an extent that the positive development in eelgrass distribution is slow and delayed compared to the reduction in nutrient loading.
- The development in eelgrass distribution and coverage fluctuated during the period of monitoring (1989-2013). Therefore, the positive trends in recent years (2008-2013) should be interpreted with caution.
- For the monitoring period (1989-2013) there has been a positive trend for the total cover of macro algae in inner fjords, outer fjords, coastal waters and on reefs, whereas the trend has been negative for the Limfjord. Similarly, there has been a significant positive trend for the cumulated cover in fjords and open coastal areas except for the Limfjord, where also this trend has been negative.
- The total macroalgal coverage in the deeper parts of selected stone reefs in the open parts of the Kattegat was generally good in 2013, which is in accordance with the improvement of the Secchi depth in the open inner Danish waters in the first half of the year.

Bottom fauna

- In both 2011 and 2013 the species richness (alpha diversity), biomass, and to a lesser extent the abundance for bottom fauna in fjords and coastal areas increased with latitude from the Baltic Sea in the south to the North Sea in the north, whereas there was no significant difference between the years for any of the parameters.
- The long-term development of species richness, abundance, and biomass clearly varied between the fjords and the open coastal areas during the monitoring period (1989-2013). All parameters decreased in fjords, whereas there were no changes for the open coastal areas. This supports the hypothesis that reduction in nitrogen loading (oligotrophication) has had an effect on bottom fauna.
- In the open waters, the biomass in 2013 was the highest since 1995 due to a large number of clams, especially black clams. In the period 1994-2013 there was no clear trend for biomass.
- The species richness and the abundance were halved from 1994 to 2008. In 2010 the species richness increased significantly, whereas the number of species in 2011 and 2013 was close to the average level for 1994-2008.
- The highest species richness and abundance of bottom fauna in the open waters was in the mid 1990's, a period with high nutrient concentrations. However, it is most likely but uncertain whether the subsequent decrease in the species richness and abundance was due to reduced nitrogen loading (oligotrophication), as the changes are smallest in the shallower and typical more coastal parts of the open waters, and as the biomass does not show any clear trend.
- The species richness and the abundance are highly dependent on inter annual variation in recruitment. However, the cause of these variations in recruitment is not known.

Seals and porpoise

- The harbour seal is the most common seal in Denmark and the population has increased from approx. 2,000 animals in 1976 to approx. 17,000 animals in 2013 mainly due to a hunting ban in 1977 and the establishment of a number of seal sanctuaries where access is prohibited.
- The harbour seal is divided into four populations: the Wadden Sea, the Limfjord, the Kattegat, and the western part of the Baltic Sea with growth rates since the epidemic in 2002 of 11 %, 8 %, 12 %, and 14 %, respectively.
- The grey seal population has shown improvement over the past 10 years and in 2013 up to 76 in the Kattegat, up to 87 in the Wadden Sea, and 404 in the Danish part of the Baltic Sea were registered.
- Some grey seals are now breeding regularly in Denmark after approx. a hundred-year break.
- The number of harbour porpoises in the North Sea and Skagerrak registered in 2013 was approximately half as many as found in 2011 and 2012. There is no clear explanation for the fewer registrations in 2013.
- Registrations from the Great Belt, Kalundborg Fjord, Little Belt and Flensborg Fjord showed that the porpoises are present all year round, but that the abundance varied seasonally.

Hazardous substances and biological effects

- Levels of hazardous substances in samples from mussels and fish were generally low and below EU's Environmental Quality Standard (EQS) and other criteria except for mercury (Hg), tars (PAH), and possibly perfluorinated compounds (PFAS – see below).
- For dioxin, tars (i.e. PAHs), brominated flame retardants (HBCDD and PBDE), and PFAS in biota only one PAH exceeded EQS. High concentrations of PFAS were found in liver, but as the EQS is for whole organisms a conversion factor is needed before the significance of the concentrations in liver can be assessed.
- In 61 % of the soft tissue samples from mussels and in all fish samples the level of Hg exceeded EQS.
- Despite the ban on use of organotin (TBT) in anti-fouling bottom paint 50-75 % of the mussel samples exceeded the OSPAR Environmental Assessment Criteria (EAC) for 'good' status. TBT and Hg are the most common reason to classification below 'good' status due to the load of environmentally hazardous substances.
- In 40% of the sediment samples, the concentration of zinc (Zn), copper (Cu), and cadmium (Cd) was so high that negative effects could not be ruled out.
- For PAHs and naphthalene, OSPAR has criteria for nine substances. Of these it cannot be ruled out that there is risk for impact of sensitive species due to benzo(ghi)perylene (34 % of samples) and indeno(1,2,3-cd)pyrene (6 % of samples) in the sediment.
- Imposex and intersex in snails, which are caused by TBT, are still widespread and an environmental problem in Danish waters, primarily in inner Danish waters. However, the level has decreased markedly in recent years, which indicates that further improvements can be expected.
- Investigation of eelpout showed marked differences in the degree of effects between areas, both concerning presence of malformation in fry, CYP1A enzyme activity, and PAH metabolites in the bile. A correlation between the activity of CYP1A and the concentration of PAH and PCB was found, whereas no correlation could be documented between malformed fry in eelpout and hazardous substances.

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 udledningerne 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. 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. Det seneste samlende politiske tiltag på miljøområdet er 'Grøn Vækst' og udløberne af denne aftale, fx beslutningen om etablering af randzoner langs vandløb. Grøn Vækst er en samlelov, der omfatter ændring af i alt syv love på miljøområdet herunder Vandløbsloven, Miljømålsloven og Miljøbeskyttelsesloven. Grøn Vækst sætter bl.a. rammerne for gennemførelsen af vand- og naturplaner.

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 eutrofieringsgrad, dvs. mængden af 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 variable, man havde valgt i overvågningsprogrammet, generelt var gode til at beskrive effekter af kvælstof og fosfor for 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 udført fra 1998 til 2003. Dog blev det tidligere program udvidet med overvågning af miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet. Målehyppigheden blev også intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer i de åbne farvande i de marine områder, 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, er tilpasset implementeringen af vandramme- og natura 2000-direktiverne. Det betyder bl.a., at den geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og tidsserier.

Formålet med overvågningen

NOVANA-programmets overordnede formål på det marine område er at følge udviklingen, tilstanden og påvirkningerne af vandmiljøet.

Overvågningen gennemføres i forhold til behovene ud fra følgende kriterier i prioriteret rækkefølge:

- 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:

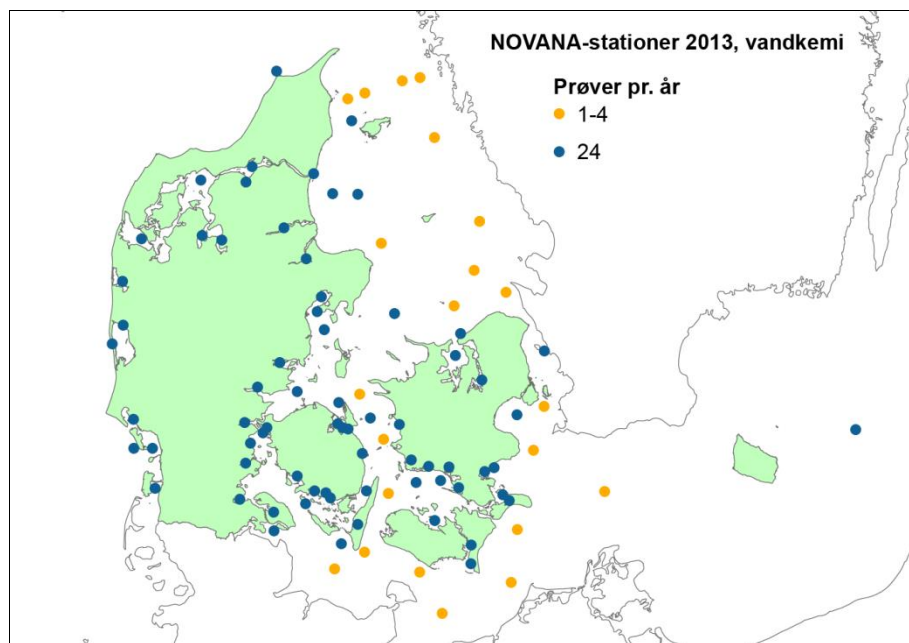
- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter blomsterplanter, plankton, makroalger, bundfauna, vandkemi og miljøfarlige stoffer.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringssalttilførsel og biologiske effekter og redegøre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

Områder og prøvetagningsprogram

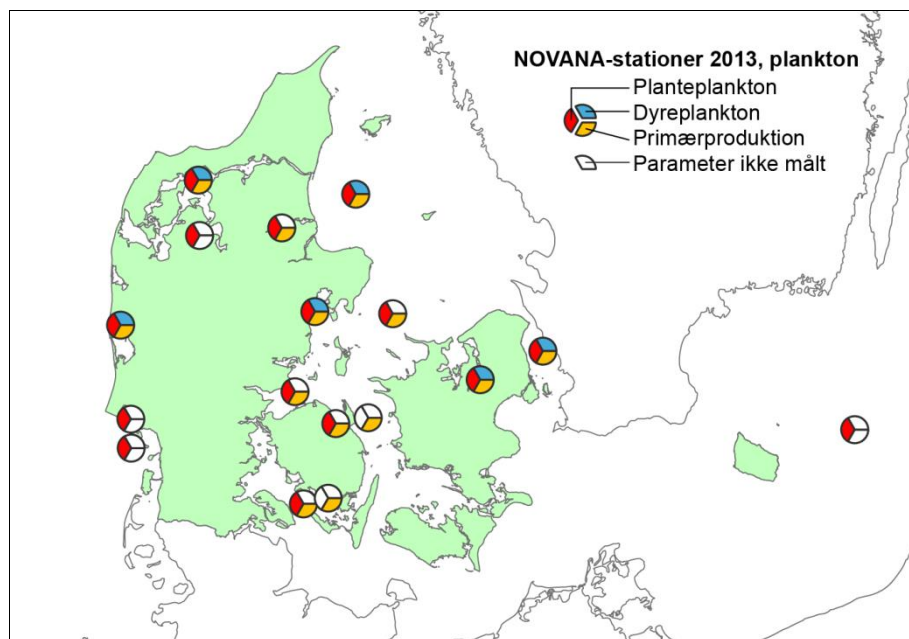
Intensiteten af den nationale overvågning af det marine miljø varierer mellem områderne. Således er tætheden af målestationer samt i nogle tilfælde målefrekvensen og antallet af parametre større i de kystnære områder end i de åbne farvande.

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 1.1-1.7* viser placeringen af stationerne, hvor de forskellige typer målinger er foretaget, som danner grundlaget for denne rapport – derudover overvåges havpattedyrene spættet sæl, gråsæl og marsvin, som også omtales i denne rapport.

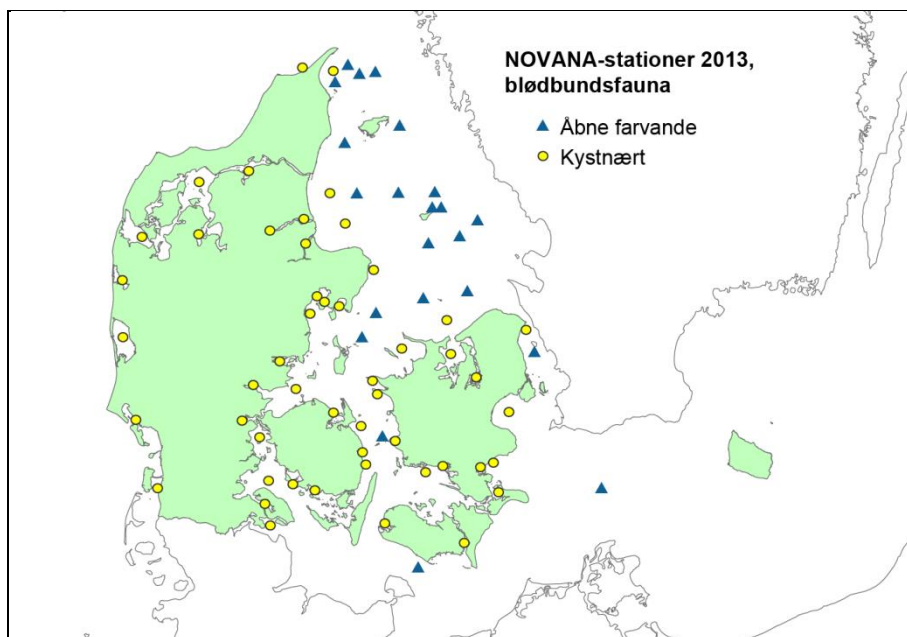
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, salinitet-, temperatur-, sigtdybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger i 2013. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen).



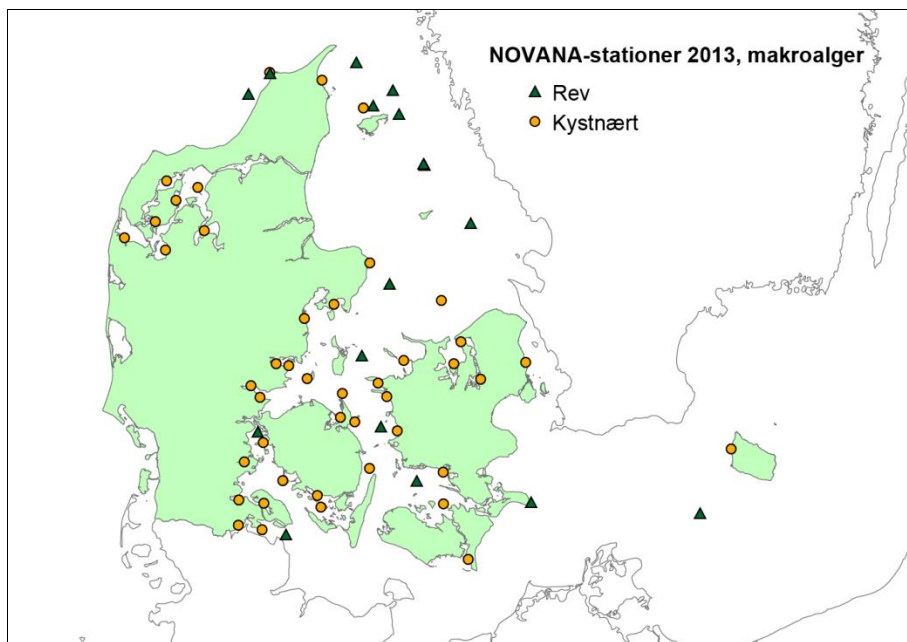
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion i 2013.



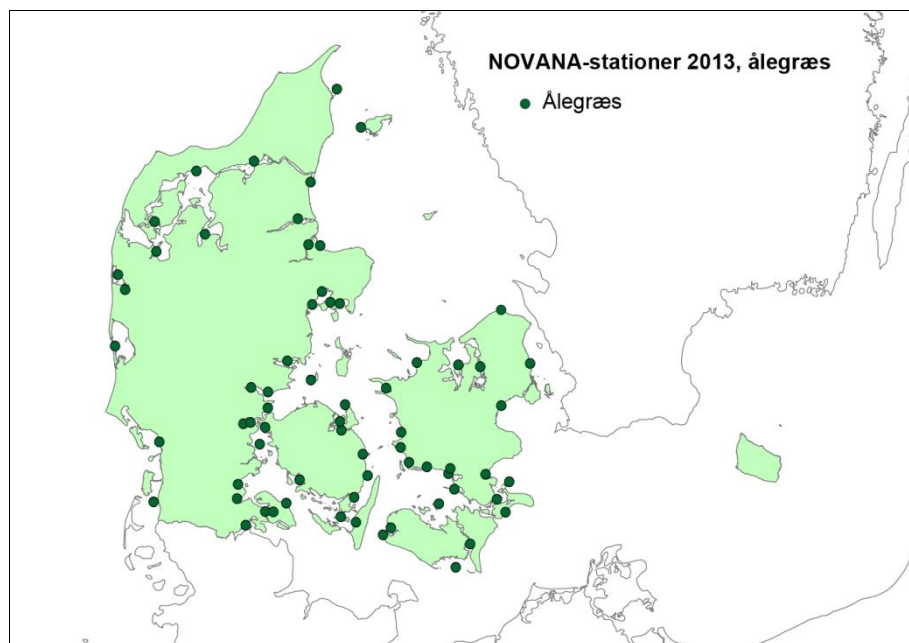
Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna i 2013.



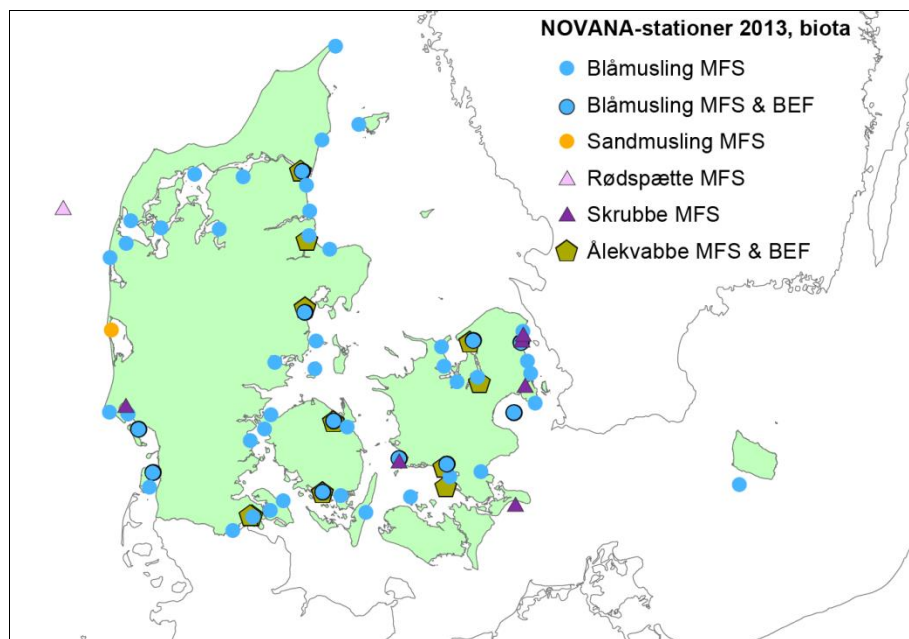
Figur 1.4. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalger kystnært og på stenrev i 2013.



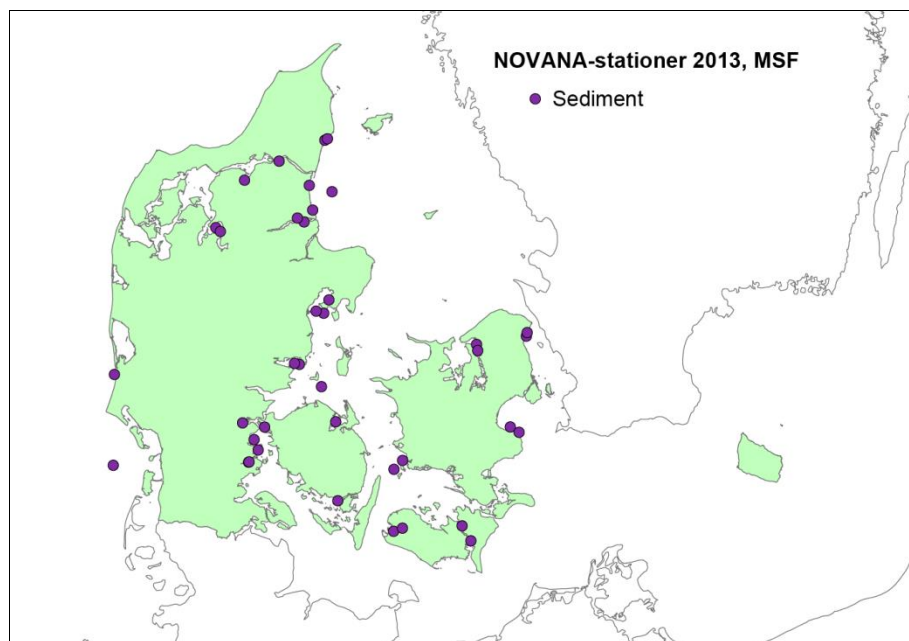
Figur 1.5. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af ålegræs i 2013.



Figur 1.6. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) og biologiske effekter (BEF) i biota i 2013.



Figur 1.7. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i sedimenter i 2013.



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.

De fysiske forhold som vanddybde og bundstruktur er generelt stabile sammenlignet med de betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, saltholdighed, temperatur og lagdeling.

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 næringssalte og miljøfarlige stoffer til vandmiljøet afhænger af klimatiske forhold som nedbør, vind og temperatur. Udledning af næringssalte og miljøfarlige stoffer belaster miljøet, men også fiskeri, klapning af opgravet materiale, skibsfart, offshore industri, anlæg på søterritoriet, rekreative aktiviteter og indførsel af fremmede arter påvirker miljøforholdene.

Tilførslen af næringssalte har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i farvandene. Udledning af store mængder næringssalte (eutrofiering) medfører en stor produktion af planteplankton, som gør vandet 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 planteplanktonet dør, synker det ned på bunden, hvor bakterier bruger ilt til at nedbryde planktonet. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bundvandet, kan der opstå iltvind, så bunddyr og planter dør og fisk flygter.

Eutrofiering kan også øge risikoen for opblomstring af giftigt planteplankton, der kan misfarve vandet, danne skum og producere toksiner, som kan dræbe bunddyr og fisk og medføre skaldyrsforgiftning af fugle, sæler og mennesker.

Eutrofiering fremmer ligeledes væksten af hurtigvoksende makroalger som søsalat og fedtemøg. Makroalgerne skygger for ålegræsset og andre blomsterplanter og udøver fysisk stress på især blomsterplanternes spirer, når algerne skurer hen over bunden som følge af kraftig vind og strøm. Desuden kan der ske opskyl af alger i store mængder, hvilket forringer strandenes rekreative værdi.

Reduceret udbredelse af ålegræseenge og tangskove samt færre bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk. Eutrofiering påvirker således struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundplanter, bunddyr og fisk), hvilket ofte resulterer i en lavere biodiversitet og et mere sårbart miljø.

Overfiskeri 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 yderligere en fysisk forstyrrelse af havbunden. Fiskeri kan også påvirke sy-

stemers følsomhed over for andre presfaktorer som iltsvind, forurening og sygdomsudbrud.

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.

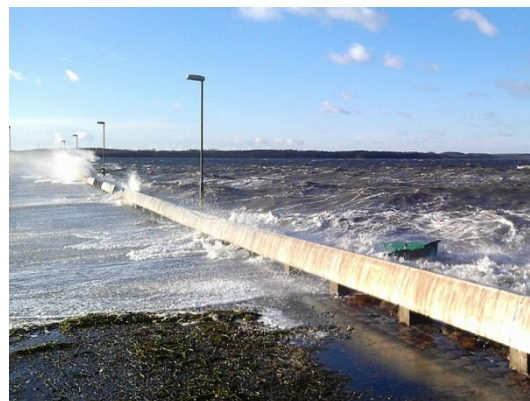
Klimaforandringer er endnu en faktor, som har indflydelse på økosystemerne. Klimaforandringer har en direkte effekt fx gennem stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for andre presfaktorer såsom iltsvind. Samspillet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer fører til forandringer, som bringer forstyrrelser i de naturlige forhold og som bl.a. kan påvirke fødekæderne.

De mange forskellige påvirkninger indgår i en cocktail, hvis samlede effekt er svær at forudsige, lige som 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 vand i overfladen og den horisontale advektive transport. Nedbør og afstrømning har betydning for den mængde næringsalte, som udvaskes fra landjorden. Der kan være store år til år variationer i disse klimatiske forhold, som kan medvirke til at forklare den tidsmæssige udvikling i den marine miljøtilstand.



Stormen Bodil hærger ved molen på Risø, Roskilde Fjord. Foto: Charlotte Hviid.

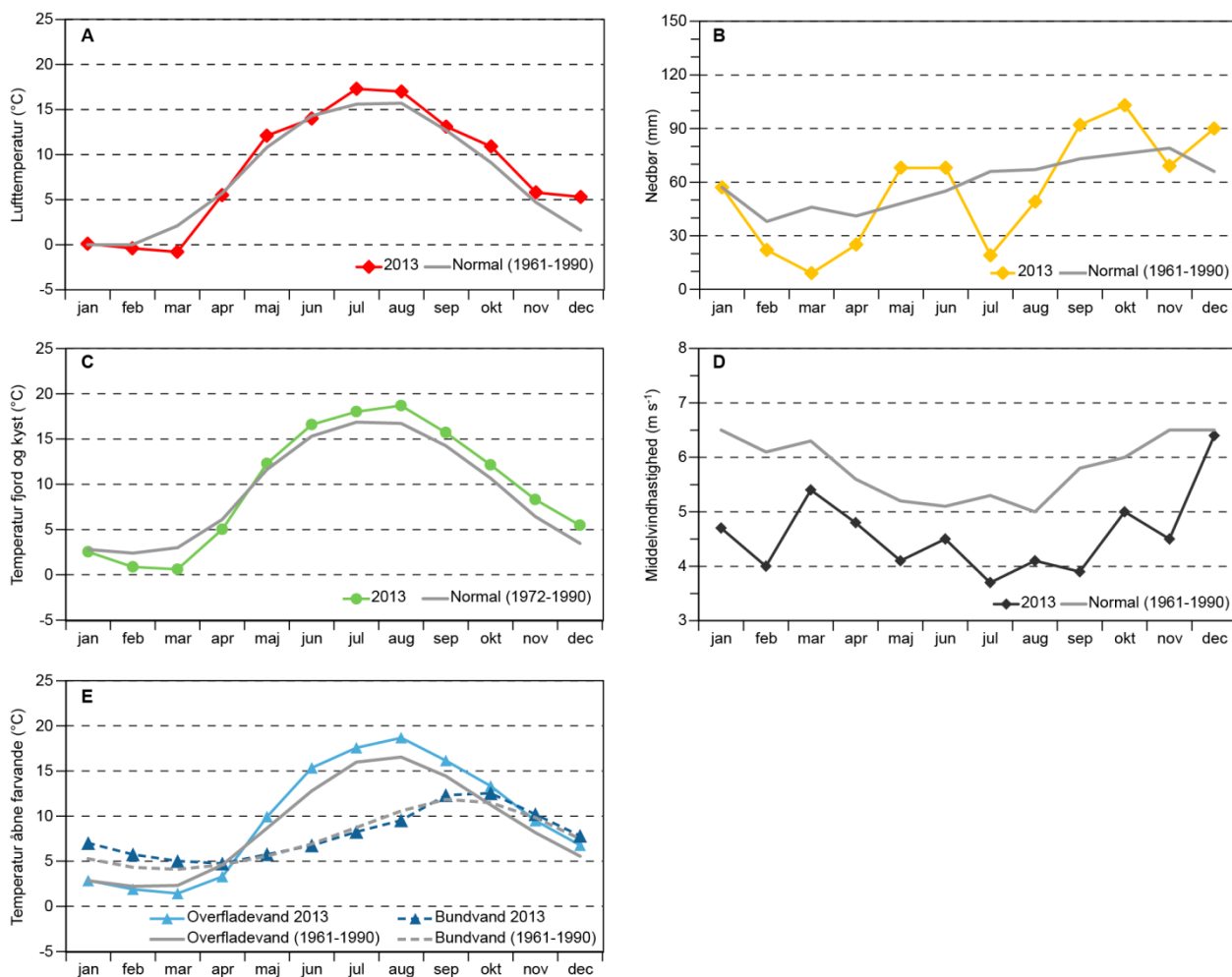
De klimatiske forhold i Danmark i år 2013 beskrives med arealvægtede gennemsnit af temperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2013 (*Cappelen 2014*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DCE (1990-2013), samt middel vandtemperaturer beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med standardperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association). Derudover er der anvendt data for vind og global indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) og Risø (1995-2013) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Institutet i København (1993-2013) 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 kystnære områder, hvorimod den er opdelt i overflade (≤ 10 m) og bundvand (≥ 20 m) for de åbne farvande.

Sæsonvariation i 2013

Vinter (januar - februar)

I vinteren 2013 var lufttemperaturen kun $0,2$ °C lavere end for standardperioden (*figur 2.1*). Men sammenlignet med de seneste 10-15 år var vinteren 2013 relativt kold. Både januar og februar havde vekslende perioder med mildt vejr og frost. Eksempelvis var den højeste temperatur $9,9$ °C og den laveste temperatur $-17,6$ °C. Efter de varme vintre i 2007 og 2008 har der været fem relativt kolde vintre. Antallet af solskinstimer var normalt for årstiden. Nedbøren var normal i januar, hvorimod februar var tør med kun 22 mm mod normalt 38 mm. Vinden var svag og næsten 2 m s⁻¹ under normalen i de to vintermåneder og kom fra skiftende retninger (*figur 2.2*). Et stormlavtryk bevægede sig nord om Danmark i slutningen af januar, hvilket gav hård kulning mange steder med vindstød af stormstyrke.

Det relativt kolde vejr påvirkede overfladevandet, specielt i de lavvandede fjorde og kystnære områder, hvor temperaturen faldt fra 2,8 °C i januar til 0,9 °C i februar (figur 2.1). Temperaturen i de åbne indre farvande var normale i overfladen og ca. 1,5 °C varmere end normalt i bundvandet.

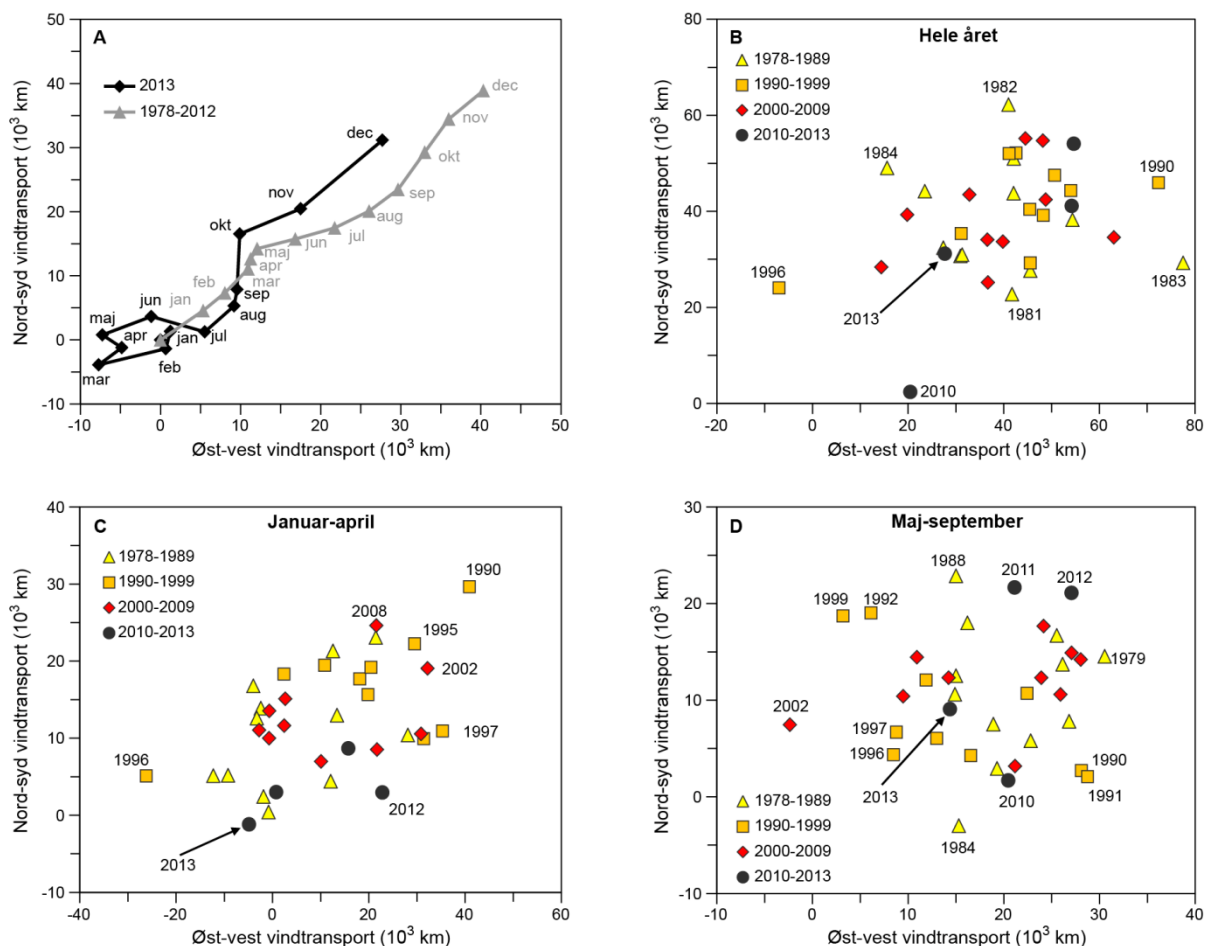


Figur 2.1. Årsvariation i 2013 sammenholdt med standardperioden/normalen (1961-1990) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) vandtemperatur for fjord- og kystnære stationer, D) middelvindhastighed og E) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande. Datakilder: A, B og D) DMI; C og E) DCE og Naturstyrelsen.

Forår (marts - maj)

Foråret var koldere end normalt med en middel lufttemperatur på 5,6 °C mod 6,2 °C i et normalår (figur 2.1). Specielt marts var meget kold med en lang kuldeperiode og en gennemsnitlig lufttemperatur på 2,9 °C under normalen, hvorimod april var som standardperioden og maj lidt højere. Sammenholdt med perioden efter 2000 var foråret 2013 næsten 2 °C koldere end middeltemperaturen for perioden, og marts var den koldeste forårsmåned siden 1987. Til gengæld var marts meget solrig med 124 solskinstimer mod normalt 88 timer. Indstrålingen i april og maj var derimod normal. Nedbøren var næsten 25 % under normalen, og specielt marts var tør med kun 9 mm regn. I maj faldt der kraftig regn, og der var skybrud flere steder i landet. Vinden var i middel ca. 0,9 m s⁻¹ under normalen for de tre forårsmåneder (ca. 16 % mindre), og der blev kun registreret en enkelt kraftig storm. I marts blæste en kraftig nordøstenvind i flere uger, hvorimod april og maj havde mere skiftende vindretninger (figur 2.2).

Den kraftige vind fra øst med lave temperaturer i marts havde en nedkølede virkning på overfladevandet. I fjorde og kystnære områder var temperaturen i marts 2,4 °C under normalen, og overfladevandet i de åbne farvande var ligeledes 0,9 °C under normalen i marts. Temperaturen i overfladen forblev stadig relativt lave i april, men steg til over normalen i maj. Bundvandet i de åbne indre farvande var kun svagt varmere end normalen. De svage vinde i forårs-månederne kan have reduceret tilførslen af varmere Skagerrakvand.



Figur 2.2. Retningsbestemt vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten. A) Årsvariation i 2013 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, hvilket kan bevirke en større påvirkning af Den jyske Kyststrøm i vintermånederne (jan.-apr.) og en større fornyelse af ilten i bundvandet (maj-sep.). Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institut.

Sommer (juni - august)

Sommeren 2013 begyndte på det jævne med en middel lufttemperatur lige under normalen, men det blev der rådet bod på i juli og august, hvor temperaturerne steg til ca. 1,5 °C over normalen (figur 2.1). Juni og starten af juli var præget af ustadigt vejr, men blev så fulgt af en stabil periode med varmt sommervejr. Sommeren var mere solrig end normalt, og specielt juli skilte sig ud med mange solskinstimer og høj solindstråling. Til gengæld var nedbøren lav (28 % under normalen), hvilket i høj grad skyldtes en meget tør juli måned, hvor den kun faldt 19 mm. Nedbørsmængden i 2013 var den laveste siden 2000; hvor der generelt er faldet mere regn om sommeren end i standardperioden. Middelvinden var også lav i sommeren 2013 med et gennemsnit på 4,2 m s⁻¹ mod 5,1 m s⁻¹ i standardperioden.

Den varme sommer medførte, at temperaturen i fjorde og kystnære områder var 1,5 °C varmere end normalt. I de åbne indre farvande var temperaturen 2,1 °C over normalen for overfladevandet. Den relativt kraftige opvarmning af overfladevandet kan skyldes en mindre opblanding af bundvand, som på dette tidspunkt af året har en afkølede effekt på overfladelaget. De svage vinde i sommermåneder har formentlig betydet en kraftigere lagdeling og reduceret tilførsel af tungere saltvand fra Skagerrak. Derved var opvarmningen af bundvandet noget langsommere end normalt, hvilket resulterede i bundvandstemperaturer 0,6 °C under normalen.

Efterår (september - december)

I de tre første efterårsmåneder var lufttemperaturen ca. 1 °C over normalen, og december var usædvanlig varm med en gennemsnitstemperatur på 5,3 °C mod normalt 1,6 °C (*figur 2.1*). Samlet set blev efteråret 2013 1,7 °C varmere end normalt. Solen skinnede lidt mere end normalt – specielt i september. Der faldt 20 % mere regn i efteråret 2013 end normalt, og især september, oktober og december var våde. Selvom middelvinden var lavere end normalen i alle efterårsmåneder, specielt september, oktober og november, så blev landet hærget af to kraftige storme i oktober og december (Allan og Bodil), hvor rekorden for den højest målte vindhastighed blev registreret under den første storm.

Havtemperaturen i overfladen fortsatte med at være høj i efteråret 2013. I fjorde og kystnære områder var havtemperaturen 1,7 °C over normalen, og i de åbne indre farvande var overfladevandet 1,6 °C over normalen. Dette mønster med konsekvent højere temperaturer i andet halvår af 2013 (~1-2 °C) minder om de varme år i midten af 00'erne. Den langsomme opvarmning af bundvandet betød, at temperaturen først steg til over normalen i september. Bundvandstemperaturen var 0,6 °C varmere end normalen for hele efteråret.

Året som helhed

Året 2013 var med en middel lufttemperatur på 8,4 °C lidt varmere end normalen på 7,7 °C, men samtidig lidt under middel for perioden siden 2001. Fire af årets måneder, alle i løbet af det første halvår, var koldere end normalen (februar, marts, april og juni). Starten på 2013 var derfor relativt kold, mens skiftet til varmere vejr i løbet af sommeren holdt resten af året.

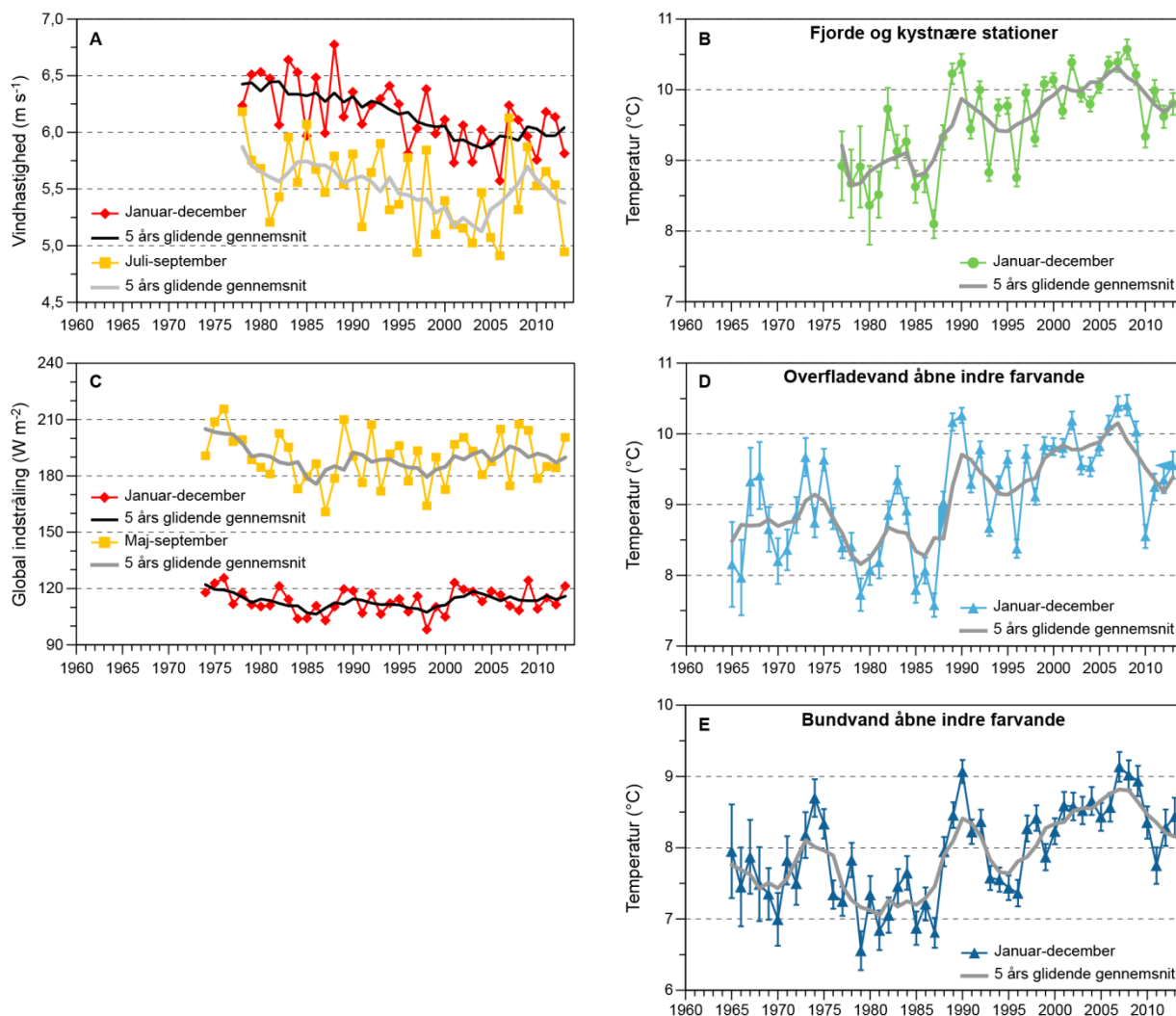
Antallet af solskinstimer var 19 % over normalen i overensstemmelse med tendensen til stigende indstråling siden 1980. Sammenlignes med perioden efter 2001 var 2013 lidt mere solrig end middelværdien for perioden.

I 2013 faldt der 669 mm regn, hvilket er 6 % under normalen og 13 % lavere end gennemsnittet for 2001-2010. Som i de senere år var vinden generelt lav henover hele året. Der blev registreret fire storme i løbet af året, hvoraf de to sidste i efteråret var særdeles kraftige.

Havtemperaturen i fjorde og kystnære områder var 0,6 °C over normalen, og temperaturen i overfladelaget og bundvandet for de åbne indre farvande var henholdsvis 1,0 og 0,4 °C varmere end normalt. Overfladevandet i fjorde, kystnære områder og i de åbne indre farvande var relativt koldt i årets første fire måneder, men blev varmet hurtigt op i løbet af maj og sommermånederne. Det relativt kolde bundvand i de åbne indre farvande i sommermånederne kunne tyde på en mindre blanding mellem overfladevand og bundvand foruden en mindre advektiv transport i bundlaget.

Langtidsudvikling

Den årlige middel vindhastighed er aftaget fra $6,4 \text{ m s}^{-1}$ i 1980'erne til omkring $6,0 \text{ m s}^{-1}$ siden 2000, dog med en stigende tendens i de seneste 10 år (figur 2.3A). Der har været en tendens til, at vindhastigheder i juli-september var knap 1 m s^{-1} lavere sammenlignet med året som helhed, men i perioden 2007-2012 blæste det næsten lige så meget i disse måneder som for året som helhed. I 2013 var vindhastigheden i juli-september meget lav, den tredje laveste siden 1978, og passede til mønstret før 2007. Denne lave middelvind i de typiske iltsvindsmåneder har formodentlig styrket lagdelingen af vand-søjlen og dermed bidraget til, at iltsvindets styrke og udbredelse i 2013 blev forstærket i forhold til perioden 2010-2012 (se kapitel 7).



Figur 2.3. Tidlig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystnære områder, C) global indstråling, D) overfladevandtemperatur i de åbne indre farvande og E) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Datakilder: A og C: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institut, Landbohøjskolen; B, D og E: DCE og Naturstyrelsen. Middelttemperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser.

Selvom vinden generelt har været svag siden 2000, er der ingen indikationer af, at vindretningen har ændret sig siden 1978 (figur 2.2B-D). Den dominerende vindretning er oftest fra sydvest i alle årets måneder, men i de første fem måneder af 2013 var vindtransporten domineret af østlige strømninger, specielt i marts måned (figur 2.2A). Derved blev den samlede vindtransport for 2013 knapt så domineret af de sydvestlige vinde (figur 2.2B), selvom årets sidste tre måneder alvorligt prøvede at rette op på dette (figur 2.2A).

Vindtransporten i januar-april, som har betydning for transporterne af uorganiske næringssalte gennem de indre danske farvande, var usædvanlig svag i 2013 (*figur 2.2C*). Dette har formentlig betydet, at transporten gennem de indre danske farvande har været domineret af udstrømmende Østersøvand. Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten og opblandingen af bundvand i de indre farvande, var også relativt svag men knap så udtalt som for januar-april (*figur 2.2D*). Dette har formentlig medført en mindre transport i både overflade- og bundvand.

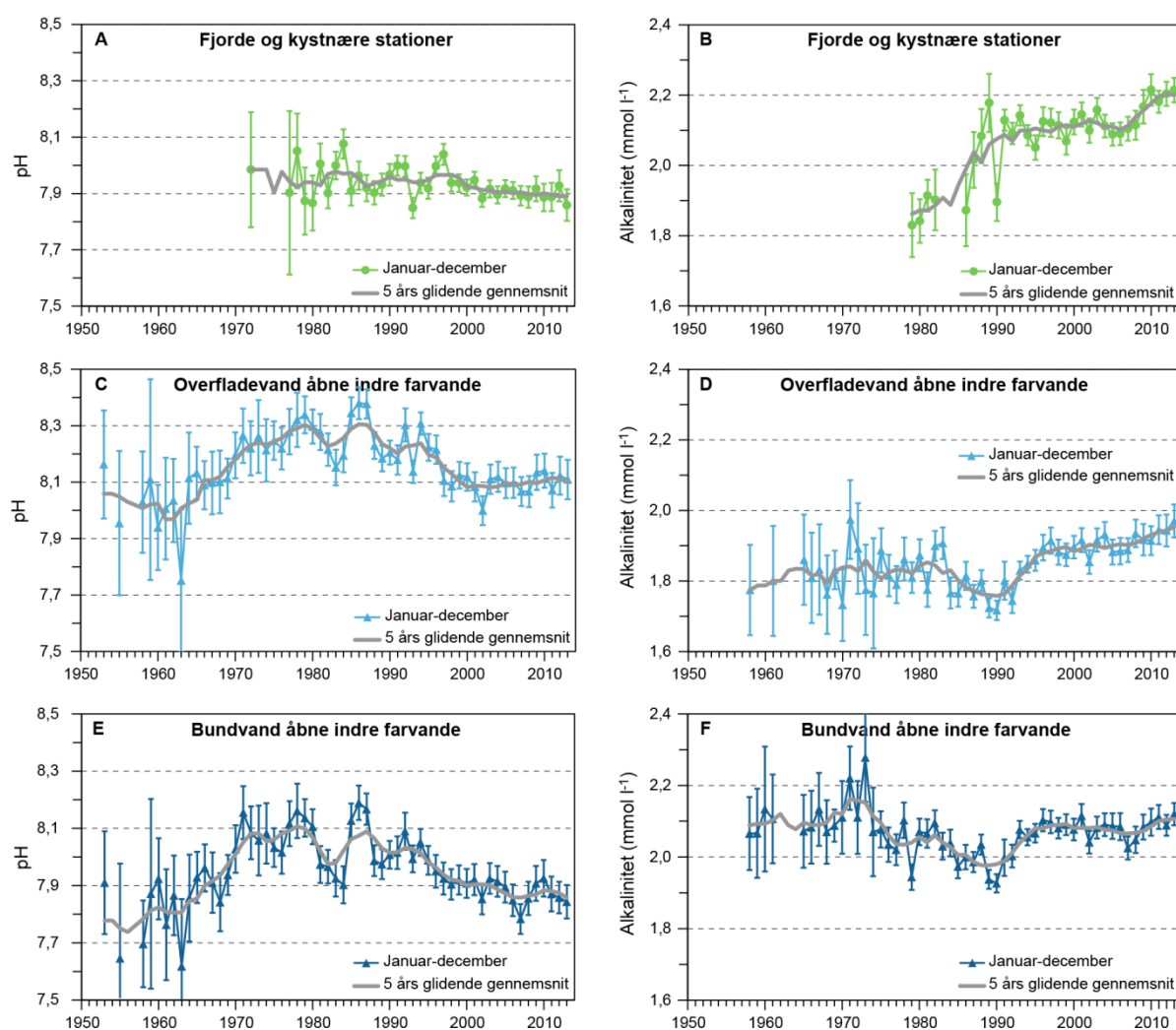
Indstrålingen i 2013 var relativt høj for både maj-september og for året som helhed (*figur 2.3C*). Specielt marts-april og juni-juli havde markant højere indstråling. Indstrålingen på årsplan og i sommermånederne var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfattige 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen, men har ikke helt nået niveauet fra 1970'erne.

Temperaturen i de danske farvande er steget med 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år, selvom 2010-2013 var næsten 1 °C koldere end 2006-2009. I 2013 var temperaturen i overfladen sammenlignelig med årene efter 1988-89, hvor der skete et markant skift i temperaturen (*figur 2.3B & D*). Der har ikke været nogen overordnet markant tendens i overfladevandtemperaturen siden 1989, udover at temperaturerne generelt var høje i perioden 2006-2009. Bundvandstemperaturen i 2013 var 0,2 °C højere end i 2012, og de seneste fire år bryder med den generelt stigende tendens for bundvandet siden midten af 1990'erne (*figur 2.3F*). Den forholdsvis lave bundvandstemperatur i 2013, sammenlignet med perioden efter 2000 og specielt 2007-2009, skyldes formentlig mindre opblanding og advektiv transport i sommermånederne. Udviklingstendenserne følger hinanden for fjorde og kystnære områder samt for overflade- og bundvand i de indre danske farvande. Temperaturudviklingen er dog ikke konstant tiltagende, men foregår som gradvist stigende oscillationer.

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (*figur 2.4*, 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 kystnære områder og ca. 0,2-0,3 i de indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO₂ i atmosfæren og faldende tilførsler af næringssalte fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen.

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. Efter fald i pH fra det høje niveau i 1980'erne har pH stabiliseret sig omkring 7,9 i fjorde og kystnære områder og omkring 8,1 i overfladevandet i de åbne indre farvande (*figur 2.4*). I bundvandet i de indre danske farvande sker der fortsat et mindre fald i pH. Faldende pH burde medføre et fald i alkaliniteten, medmindre der tilføres andre kemiske komponenter, som kan forskyde ligevægten inden for karbonatsystemet. Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de indre danske farvande, hvor 2013 havde det højeste niveau hidtil (når der ser bort fra den usikre middelværdi i 1971), 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 fosfat

koncentrationer i Østersøen som følge af mere udbredt iltsvind siden 1993 (Carstensen *m.fl.* 2014).



Figur 2.4. Årsmiddel ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for pH og alkalinitet i fjorde og kystnære områder (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 Naturstyrelsen.

Sammenfatning

- Året 2013 var varmt i forhold til standardperioden 1961-1990, men lidt koldere end gennemsnittet for de sidste 12 år. Årets første seks måneder var relativt kølige, hvorimod de sidste seks måneder var en del varmere end normalen.
- Vindhastigheden var under normalen igennem hele året. Dog var der et par kraftige storme i slutningen af året. Den svage vind i januar-april, som hovedsageligt kom fra østlige retninger, bidrog formentlig til en jævn udstrømning af Østersøvand gennem de indre danske farvande.
- I 2013 var der generelt tørt og solrigt. Antallet af solskinstimer var 19 % over normalen og mængden af nedbør 6 % under normalen. Det meste af nedbøren faldt sidst på året.
- Overfladevandet i de åbne indre farvande oplevede en relativt kraftig opvarmning i maj-august samtidig med, at bundvandet ikke blev opvarmet som ellers forventet. Dette kunne indikere en kraftigere lagdeling og en mindre tilførsel af Skagerrakvand til bundlaget.

- Vandtemperaturerne var lidt højere end i standardperioden, men sammenholdt med de seneste 10-15 år var 2013 koldere end normalt. Vandtemperaturen fra 2010 til 2013 har været næsten 1 °C koldere end i de varme år fra 2006 til 2009.
- Havtemperaturen er steget 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år.
- 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 kystnære områder).
- Overfladevandet i de åbne indre farvande har de senere år haft en stigende alkalinitet, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet fra Østersøens opland og øgede fosforkoncentrationer grundet mere udbredt iltsvind i Østersøen.

3 Næringssalttilførsler fra land

Kapitlet er udeladt i år - for informationer om tilførsler til de marine områder fra land henvises til rapporten *Vandløb 2013 (Wiberg-Larsen m.fl. 2015)*.

4 Kvælstoftilførsel fra luft

Kapitlet er udeladt i år - for informationer om kvælstoftilførsler til de marine områder fra luft henvises til rapporten *Atmosfærisk deposition 2013* (Ellermann m.fl. 2015).

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Det overordnede formål med den marine del af NOVANA-programmet 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 i relation til overvågningsbehov og -forpligtigelser i 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 især i form af udledning af næringssalte og miljøfarlige stoffer samt erhvervsfiskeri.

Påvirkningerne er dynamiske og miljøindikatorerne responderer ved en variation hen over året og en variation 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 udvikling i belastningen tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række indikatorer ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrektionerne er kun sket i forhold til variationer i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande. 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 for de enkelte indikatorer for at give et nationalt billede af tilstand og udvikling. På den måde 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 på en række områder. Anvendelsen af et generelt indeks eller middelværdi betyder, at udviklingen lokalt i nogle tilfælde kan være forskellig fra den generelle nationale tendens.

Bilag 1 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte indeksering og klimakorrektion.

Klimaforandringer påvirker også tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten og komplicerer årsagssammenhængene. Ændringer i miljøtilstanden kan således både skyldes naturlig variation, menneskelig aktivitet og klimaforandringer, hvor sidstnævnte formodentlig især skyldes menneskeskabte forhold. De klimakorrigerede data er således normaliseret i forhold til år til

år variationen i klimatiske forhold, både hvad angår komponenten naturlig variation og komponenten klimaforandringer. En videreudvikling af klimakorrektionerne vil derfor kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klima-relaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed effekten af de miljøforbedrende tiltag.

5 Næringssaltkoncentrationer

Jacob Carstensen

Eutrofiering skyldes hovedsageligt en stor tilførsel af næringssalte, som medfører en forøget produktion af bl.a. planteplankton i de danske farvande med deraf afledte effekter. Næringssaltkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder og indgår desuden til at understøtte klassifikationen af de biologiske elementer i de europæiske direktiver. Totalkoncentrationerne 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 mikroalger og planter på bunden binde vandsøjens næringssalte, som for størstedelen dog frigives igen, når organismerne dør. Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) optages direkte af planteplankton i vandsøjlen samt mikroalger og planter på bunden, hvor det omdannes til partikulært organisk materiale. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringssalt for kiselalger. Den organiske del af kvælstof og fosfor skal hovedsageligt omsættes bakterielt, før den kan optages af planteplanktonet. Planteplankton har gennemsnitlig behov for kvælstof og fosfor i molforholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave værdier (< 10) indikerer, at kvælstof formodentlig er begrænsende for primærproduktionen, og høje værdier (> 20) indikerer potentiel fosforbegrænsning.

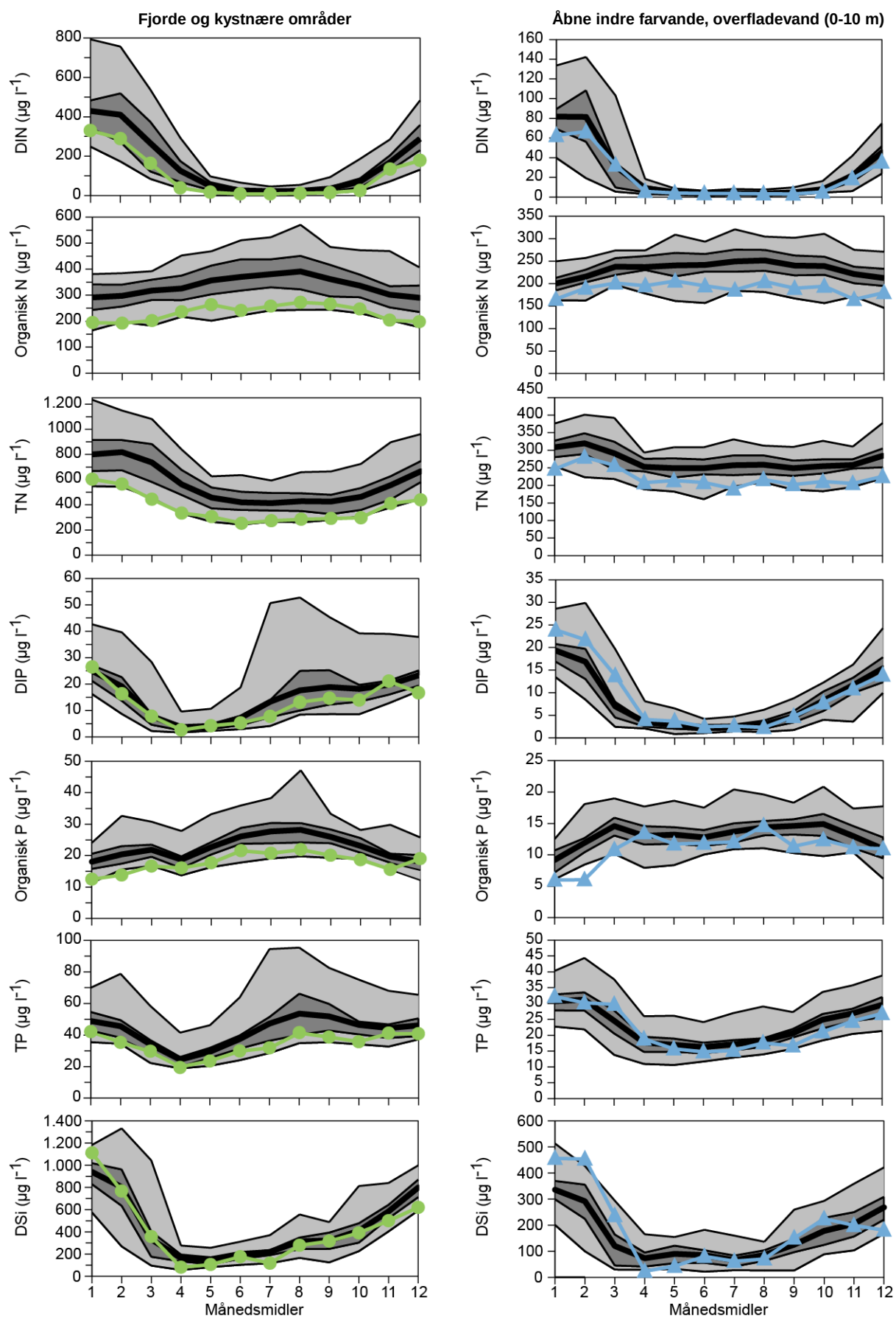


Laborant Dorete W. Jensen i gang med næringssaltanalyser. Foto: Anne van Acker.

Årsmidler af næringssaltkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Stationerne er opdelt i fjorde og kystnære områder samt i de åbne farvande i henhold til prøvetagningsbeskrivelsen fra NOVANA-programmet. Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen er anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringssaltkoncentrationerne (*Bilag 1*). Den tidslige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2013 og for de seneste 10 år.

Sæsonvariation i 2013

Både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, og niveauerne for 2013 var, som forventet, lavere end langtidsmidlerne (1989-2012). For at vurdere sæsonfordelingen i 2013 er månedsmidlerne for 2013 sammenholdt med fordelingen af månedsmidler fra de tidligere år (*figur 5.1*).



Figur 5.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i 2013 for fjorde og kystnære områder (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2012). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var generelt lave og væsentlig under langtidsmidlerne i hele året. I maj blev registreret den hidtil laveste DIN-månedsmiddel for denne måned, det samme var tilfældet for organisk N i februar og november, og for TN-niveauerne i marts, oktober og december. TN-månedsmidlerne var faktisk tæt på at være minimale i stort set alle måneder. DIN-koncentrationer i starten og slutningen af 2013 var relativt høje (niveau med nedre kvartil), hvilket skyldes, at tilførslen fra land var relativ stor i starten og slutningen af året (*Wiberg-Larsen m.fl. 2015*).

Et næsten tilsvarende mønster gjorde sig gældende for kvælstofkoncentrationerne i de åbne farvande, hvor der var meget lave kvælstofkoncentrationer i næsten alle måneder med undtagelse af februar og marts. I disse to måneder var DIN- og TN-koncentrationerne relativt høje, hvilket kan hænge sammen med en større udstrømning fra Østersøen og en sen forårsopblomstring. De hidtil laveste registrerede niveauer i de respektive måneder blev observeret for TN i januar og juli og i november for organisk N. I 2013 var koncentrationen af DIN derimod tæt på middelniveauet for de tidligere år i både starten og slutningen af 2013. De relativt høje DIN-koncentrationer i de første tre måneder kan skyldes, at der grundet den sene og ikke særlig markante forårsopblomstring var et beskedent optag af næringssalte i årets start.

Sammenholdt med langtidsmidlen var koncentrationerne af organisk P og TP i fjorde og kystnære områder generelt lave gennem hele året med undtagelse af december, hvor mængden af organisk P var på niveau med langtidsmidlen. Den relativt høje DIP-koncentration indikerer et større overskud af DIP i forhold til DIN, som er mest begrænsende for vækst af planteplankton. Der var ingen markant forøgelse af DIP i efterårsmånederne, hvilket indikerer, at der ikke har været nogen større pludselig fosforfrigivelse fra havbunden i tilknytning til årets iltsvind.

Fosforkoncentrationerne i de åbne farvande i 2013 var mere på niveau med langtidsmidlerne uden bemærkelsesværdige ændringer i fordelingen henover året for TP. Koncentrationen af organisk P var lav i årets første tre måneder, samtidig med at mængden af DIP var forholdsvis høj. Dette skyldes formodentlig et lavt optag af DIP i disse måneder grundet den sene og ikke særlig store forårsopblomstring i 2013 (se *kapitel 6*).

Koncentrationen af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystnære områder var relativt høj i årets første tre måneder, hvilket bekræfter mønstret for DIN og DIP med et lavt optag af DSi af kiselalger, som normalt dominerer forårsopblomstringen. Den relativt høje DSi-koncentration i fjorde og kystnære områder kan til dels også skyldes påvirkning af Østersøvand, som har relativt høje DSi-koncentrationer. Disse to faktorer, lavt optag af DSi og udstrømmende Østersøvand, var endnu mere markante for DSi-koncentrationerne i overfladevandet i de åbne indre farvande. DSi-niveauet i februar var således det hidtil højeste for denne måned. DSi-koncentrationen var stadig relativt høj i marts måned, men faldt i april til det hidtil laveste niveau. Årsagen her til er formodentlig, at den langvarige kraftige østenvind i marts måned har presset en masse Østersøvand ud gennem de indre farvande (se *kapitel 2*), hvilket har resulteret i en lav vandstand i Østersøen. Efterfølgende er der strømmet en større mængde Nordsøvand tilbage i de åbne indre farvande, som generelt er karakteriseret ved en lav DSi-koncentration. De sidste måneder af 2013 var også karakteriseret ved et fald i DSi-koncentrationen, hvilket formodentlig skyldes, at den kraftige vindtransport fra sydvest (se *kapitel*

2) har skubbet en del Nordsøvand med lavt indhold af DSi ind i de indre farvande.

I bundvandet blev de hidtil laveste koncentrationer for de respektive måneder observeret for DIN i maj, juli og december, for DIP i december og for DSi i maj og december (resultater ikke vist). De skiftende hydrologiske forhold mellem ind- og udstrømninger skabte også variationer i koncentrationerne af de uorganiske næringssalte. DIN-koncentrationerne burde forventelig være lave, men var relativt høje i februar-marts og specielt august-oktober. DIP-koncentrationen var på niveau med langtidsmidlen, som forventet, i det meste af året med undtagelse af december. DSi-koncentrationerne skiftede mellem relativt høje værdier i februar-marts, relativt lave værdier i april-maj, relativt høje værdier i september-oktober og relativt lave værdier i november-december. Udstrømmende Østersøvand i februar-marts har formodentlig isoleret bundvandet og reduceret den advektive tilførsel af overfladevand fra Skagerrak til bundlaget. Derved forblev koncentrationerne af de uorganiske næringssalte høje i bundvandet frem til april. I april blev bundvandet udskiftet med nyt fra Nordsøen, som er karakteriseret ved lave koncentrationer af DIN og DSi. Den kraftigere lagdeling og reducerede advektive transport i bundlaget i løbet af sommeren (se *kapitel 2*) har medført en akkumulering i bundvandet af DIN og DSi, som er frigivet ved remineralisering af organisk materiale. Der var også en mindre akkumulering af DIP i bundvandet i denne periode, hvilket indikerer, at iltforholdene i de åbne indre farvande generelt har været tilstrækkelig gode til at undgå en større frigivelse af fosfat fra sedimenterne. De lave værdier for både DIN, DIP og DSi i årets sidste to måneder skyldes formodentlig de to kraftige storme i slutningen af oktober og starten af december (se *kapitel 2*), som har medført en større blanding af overfladevand og bundvand. Dette bekræftes også af stigende saltholdighed i overfladevandet og faldende saltholdighed i bundvandet i slutningen af året.

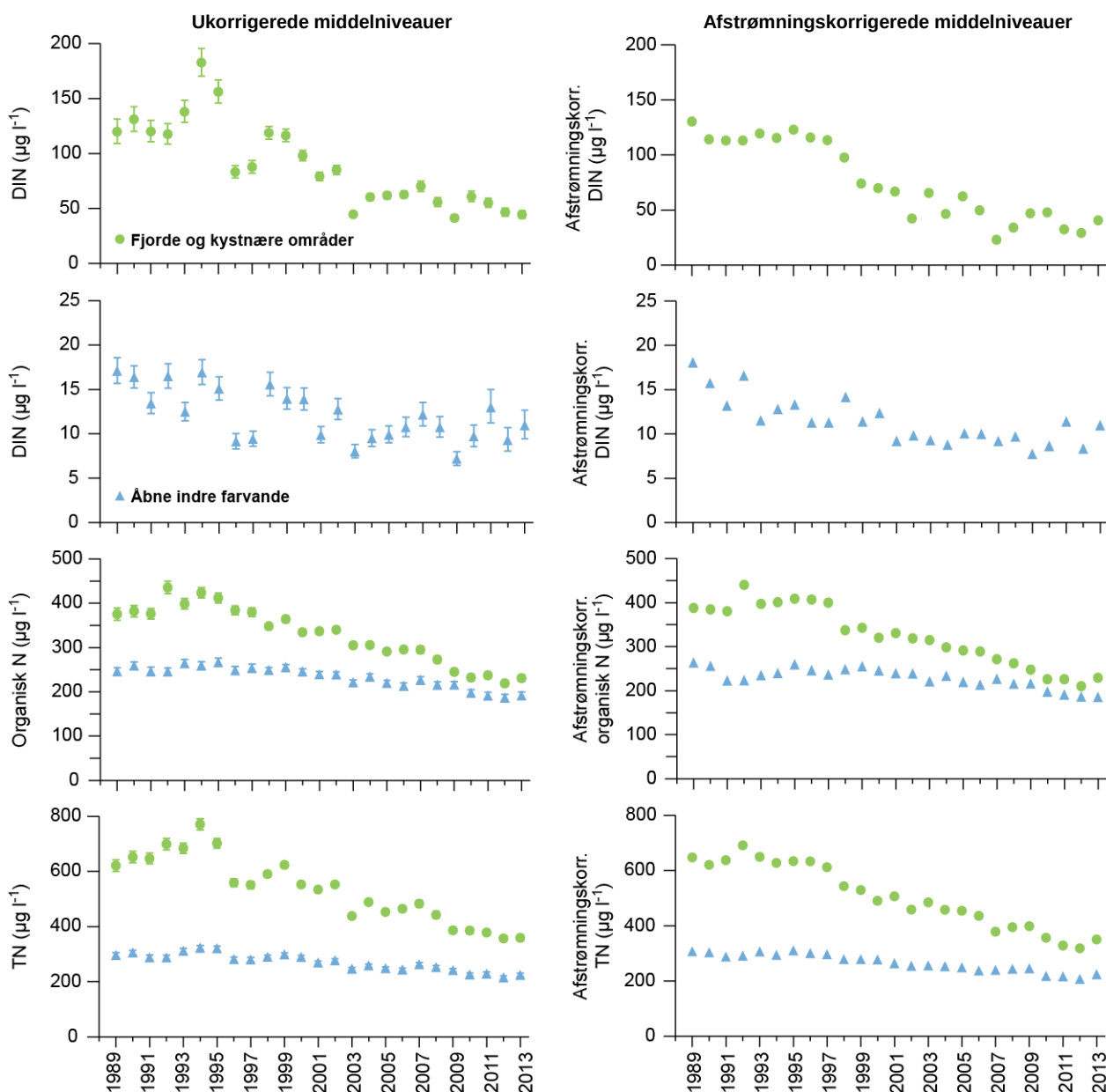
Koncentrationerne af organisk N og TN i bundvandet var meget lave det meste af året, og variationerne i DIN henover året var knapt så tydelige. De hidtil laveste værdier for TN i de respektive måneder blev registreret i januar, maj og juli, ligesom de hidtil laveste værdier for organisk N blev observeret i september og november. Koncentrationen af TP var generelt lav, og det hidtil laveste TP-niveau blev registreret i december, hvilket skyldes opblanding af vandmasserne efter de to storme. I 8 af årets 12 måneder var niveauet for organisk P det hidtil laveste, hvilket kan tilskrives en større opholdstid i bundvandet og omsætning af organisk materiale, som følge af den reducerede advektive transport. De laveste niveauer for organisk P blev observeret i januar-marts, maj-juni og august-oktober. Der var i 2013 ingen indikationer på, at vand fra Den jyske Kyststrøm skulle have trængt ind i de indre danske farvande.

Som helhed var både kvælstof- og fosforkoncentrationerne i 2013 lave i fjorde og kystnære områder. I de indre danske farvande var kvælstofkoncentrationerne også meget lave, hvorimod fosforkoncentrationerne var på niveau med de senere år. Det mest karakteristiske ved 2013 var det lave optag af uorganiske næringssalte i årets første måneder, hvilket skyldes en sen og svag forårsopblomstring (se *kapitel 6*). Der var ingen indikationer af større frigivelser af fosfor fra sedimenterne som følge af iltsvind i 2013, på trods af en reduceret advektiv transport i bundvandet i de åbne indre farvande henover sommeren.

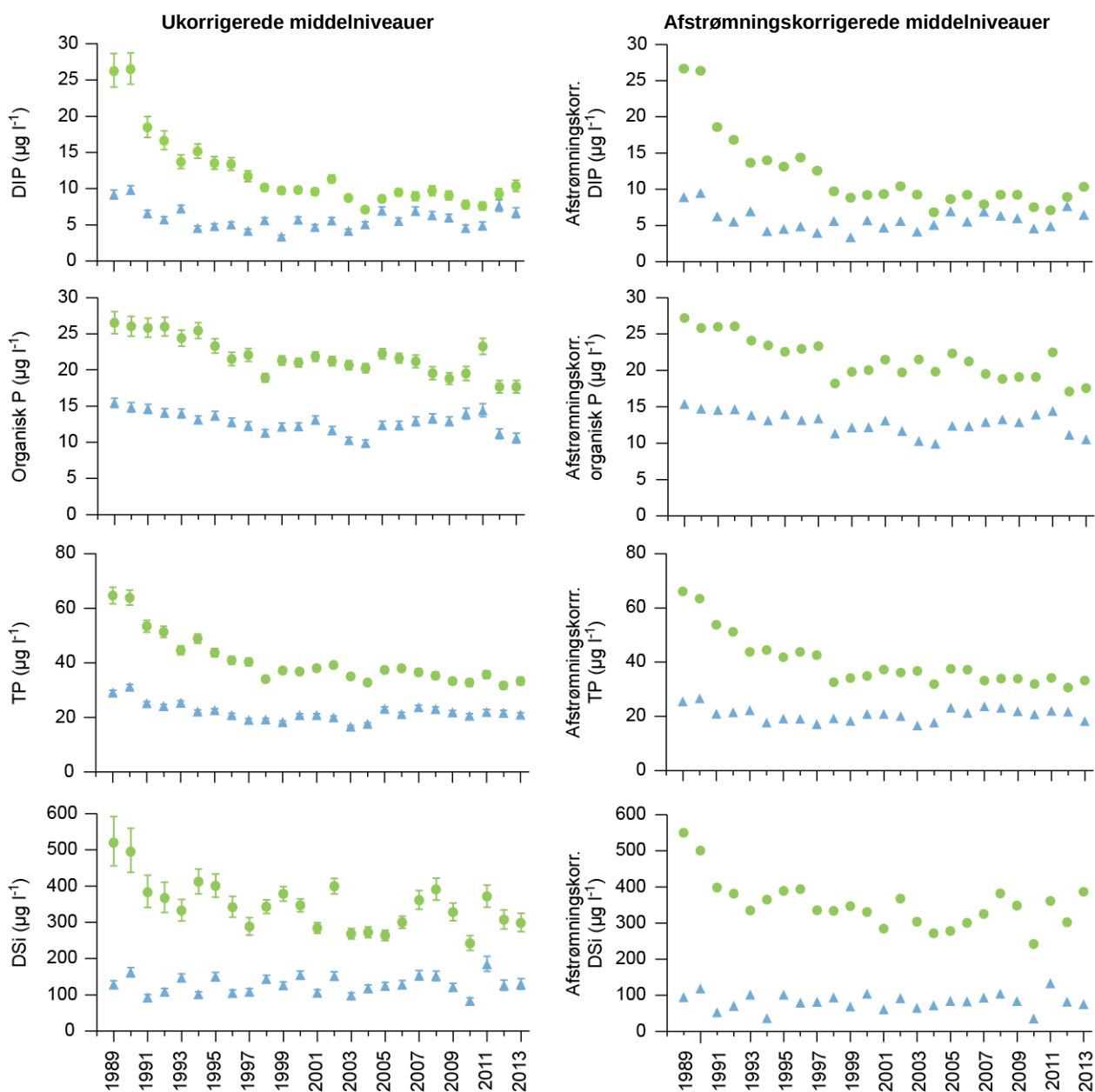
Tidlig udvikling i fjorde og andre kystnære områder

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, og 2013-årsmidlerne for DIN, TN og organisk N var alle de hidtil næstlaveste (figur 5.2). TN-koncentrationen er faldet jævnt siden 1994 og er næsten nået det halve af niveauet fra midten af 1990'erne. DIN-koncentrationen faldt ligeledes fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med en årsmiddel omkring $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Årsmidlen for TN var $359 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket næsten er på niveau med det hidtil laveste niveau i 2012 ($356 \mu\text{g l}^{-1}$). Koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2013 var reduceret med henholdsvis 62 %, 39 % og 42 % i forhold til middelniveauet for 1989-2002.

Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, var kvælstofkoncentrationerne i 2013 på niveau med de seneste 4-5 år. Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2013 med 1989-2002, er der sket et fald på 60 %, 39 % og 41 % for henholdsvis DIN, organisk N og TN. Der er en stagnerende tendens for de afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer omkring et niveau på $40 \mu\text{g l}^{-1}$, hvorimod organisk N og TN fortsat falder.



Figur 5.2 fortsætter på næste side...

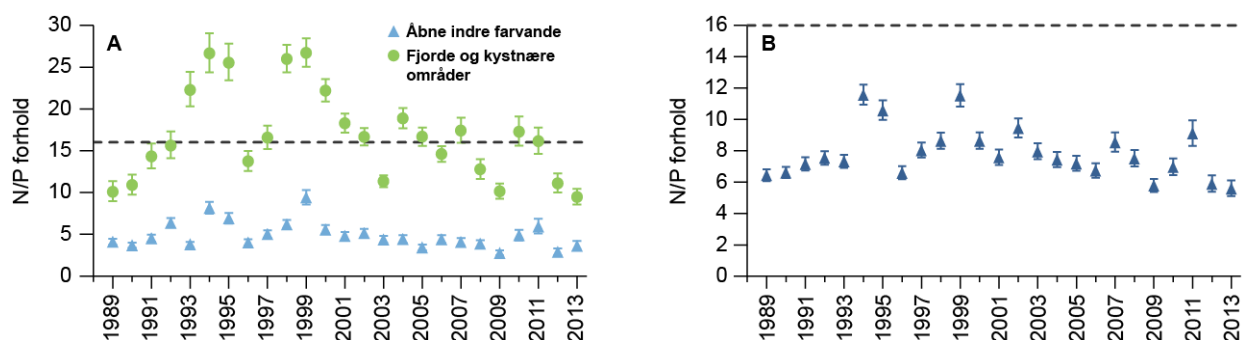


Figur 5.2. Årsmiddelkoncentrationer ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, TN, DIP, TP og DSI (venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne) for fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre danske farvande (▲). For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser.

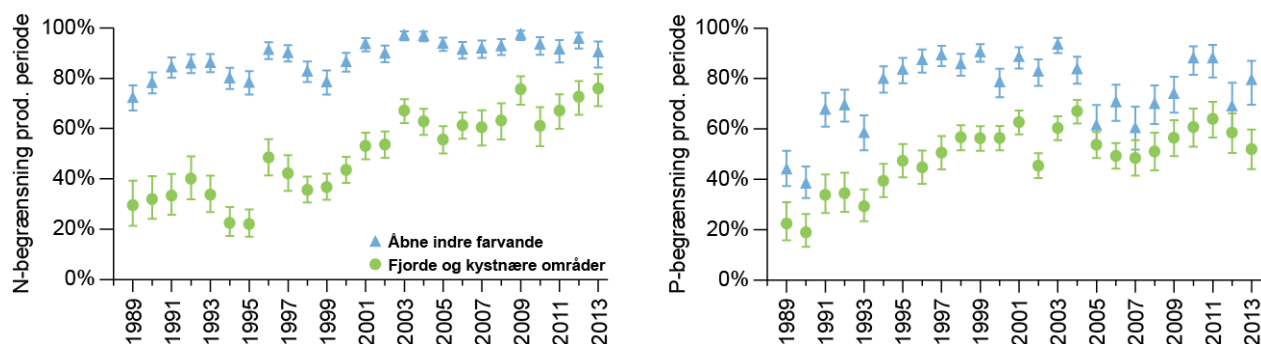
Årsmidlen for DIP var den højeste siden 2002, hvorimod organisk P nåede det hidtil laveste niveau. Den relativt høje DIP-koncentration i de seneste tørre år kan skyldes en øget kvælstofbegrænsning og dermed overskud af DIP. Koncentrationen af organisk P var derimod den hidtil laveste, og TP-koncentrationen var også lav. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis $7-10 \mu\text{g l}^{-1}$ og $32-38 \mu\text{g l}^{-1}$ efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne. I forhold til 1989 var fosforkoncentrationerne i 2013 reduceret betragteligt med 60 % for DIP, 33 % for organisk P og 49 % for TP. Afstrørningskorrektionen havde kun en ubetydelig effekt på fosforniveauerne.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 250 og 400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2013 var normal (298 $\mu\text{g l}^{-1}$). Afstrømningskorrektoren ændrede ikke niveauet nævneværdigt. Det normale DSi-niveau er resultatet af to modsatrettede faktorer: En kraftigere kvælstofbegrænsning, som giver højere niveauer, og påvirkningen af vand fra den centrale Nordsø, som sænker niveauet.

Molforholdet mellem årsmidler af DIN og DIP toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige under Redfield-forholdet 16:1 (figur 5.3A). Molforholdet i 2013 var det hidtil laveste siden 1989. 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. Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden midten af 1990'erne, mest markant i perioden fra 1998 til 2003 (figur 5.4). I de senere år har kvælstof været potentielt begrænsende i ca. 65-75 % af den produktive periode. Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i ca. 50-60 % af den produktive periode. Fosforbegrænsningen var dog forholdsvis lav i 2013, hvilket formodentlig skyldes, at den øgede kvælstofbegrænsning bevirkede et større overskud af fosfor.



Figur 5.3. 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 kystnære områder (●) og åbne indre farvande (▲) og B) bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande (▲). Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.



Figur 5.4. Årsmiddel ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for potentiel begrænsning af kvælstof og fosfor i fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre farvande (▲) udregnet som sandsynligheden for, at målinger i overfladevandet (0-10 m) i den produktive periode (marts-september) lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion (28 $\mu\text{g l}^{-1}$ for DIN og 6,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ for DIP).

Tabel 5.1. Trendanalyser for udviklingen i næringssalte 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. Statistisk signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone. Bemærk at tabellen ud over trendanalyser for fjorde og kystnære områder også omfatter analyser for overfladevand og bundvand for de åbne indre farvande.

Område	Næringssalt	Ukorrigerede		Afstrømningskorrigerede	
		1989-2013	2004-2013	1989-2013	2004-2013
Fjorde og kystnære områder	DIN	-4,398 (<0,0001)	-1,999 (0,5579)	-4,528 (<0,0001)	-1,717 (0,1971)
	Org. N	-8,285 (<0,0001)	-10,172 (<0,0001)	-8,840 (<0,0001)	-10,032 (<0,0001)
	TN	-14,967 (<0,0001)	-15,905 (<0,0001)	-15,502 (<0,0001)	-15,281 (0,0001)
	DIP	-0,549 (<0,0001)	0,126 (0,2944)	-0,565 (<0,0001)	0,132 (0,3106)
	Org. P	-0,290 (<0,0001)	-0,321 (0,1281)	-0,311 (<0,0001)	-0,311 (0,1257)
	TP	-1,027 (<0,0001)	-0,362 (0,1394)	-1,060 (<0,0001)	-0,341 (0,1729)
	DSi	-5,430 (0,0020)	2,885 (0,6212)	-5,327 (0,0021)	7,093 (0,1968)
Overfladevand, åbne indre farvande	DIN	-0,262 (0,0004)	0,056 (0,7711)	-0,282 (<0,0001)	0,068 (0,6257)
	Org. N	-2,917 (<0,0001)	-4,943 (0,0003)	-2,718 (<0,0001)	-4,932 (0,0003)
	TN	-3,797 (<0,0001)	-4,454 (0,0020)	-4,106 (<0,0001)	-4,367 (0,0026)
	DIP	-0,041 (0,3444)	0,050 (0,6803)	-0,038 (0,3818)	0,051 (0,6785)
	Org. P	-0,096 (0,0131)	0,064 (0,7111)	-0,107 (0,0064)	0,064 (0,7103)
	TP	-0,209 (0,0178)	0,079 (0,7027)	-0,181 (0,0259)	0,083 (0,6743)
	DSi	0,394 (0,5771)	0,928 (0,7724)	0,051 (0,9391)	-0,289 (0,9252)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,656 (0,0146)	-0,583 (0,5681)	-0,546 (0,0005)	-0,532 (0,4339)
	TN	-4,696 (<0,0001)	-4,860 (0,0146)	-4,386 (<0,0001)	-4,736 (0,0039)
	DIP	-0,093 (0,1982)	0,143 (0,3474)	-0,068 (0,3655)	0,144 (0,3446)
	TP	-0,406 (0,0002)	-0,041 (0,8809)	-0,380 (0,0008)	-0,038 (0,8849)
	DSi	0,939 (0,2784)	-2,497 (0,4258)	0,545 (0,4302)	-2,111 (0,3792)

Både de ukorrigerede og de afstrømningskorrigerede næringssaltkoncentrationer udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2013, med undtagelse af DSi (tabel 5.1). Men til forskel fra tidligere år var faldet i koncentrationer af kvælstof lige så signifikant som for fosfor. Derimod er det kun organisk N og TN, som har været signifikant faldende over de seneste 10 år. Den potentielle næringssaltbegrænsning over perioden 1989-2013 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor (resultater ikke vist).

Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Kvælstofkoncentrationerne i overfladelaget i de åbne indre danske farvande i 2013 var blandt de laveste registrerede for organisk N og TN, hvorimod DIN-koncentrationerne var på niveau med gennemsnittet for de seneste 10 år, om end lavere end for perioden 1989-2000 (figur 5.2). Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2000, mens TN er aftaget jævnt siden 1989 fra omkring $250 \mu\text{g l}^{-1}$ til omkring $225 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2013. Sammenholdt med perioden 1989-2002 var koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2013 reduceret med 20-24 %.

De afstrømningskorrigerede koncentrationer i 2013 for organisk N og TN var ligeledes blandt de hidtil laveste, hvorimod de afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer var på niveau med gennemsnittet for de seneste 10 år. De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set siden 1989, dog med en tendens til stagnation for DIN siden 2000 og et fortsat svagt fald for organisk N og TN. Dette har for DIN og TN resulteret i et niveau på omkring henholdsvis $10 \mu\text{g l}^{-1}$ og $220 \mu\text{g l}^{-1}$ for et år med middel afstrømning.

DIP, organisk P og TP har stabiliseret sig omkring henholdsvis 6, 14 og $20 \mu\text{g l}^{-1}$, dog med en svagt stigende tendens efter 2000. Denne udvikling skyldes sti-

gende fosforniveauer i Østersøen og stigende N-begrænsning i kystzonen, som har øget eksporten af fosfor fra kystzonen.

DSi-niveauet i 2013 ($129 \mu\text{g l}^{-1}$) var gennemsnitlig for hele perioden siden 1989. 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 forholdet mellem DIN og DIP i overfladevandet i de åbne farvande har været langt mindre systematisk end for fjorde og kystnære områder, dog kendetegnet ved høje værdier i afstrømningsrige år og tendens til stabilisering omkring et forhold lige under 4:1 i overfladevandet (*figur 5.3A*). N/P-forholdet i 2013 var det tredje laveste (efter 2009 og 2012) siden 1989.

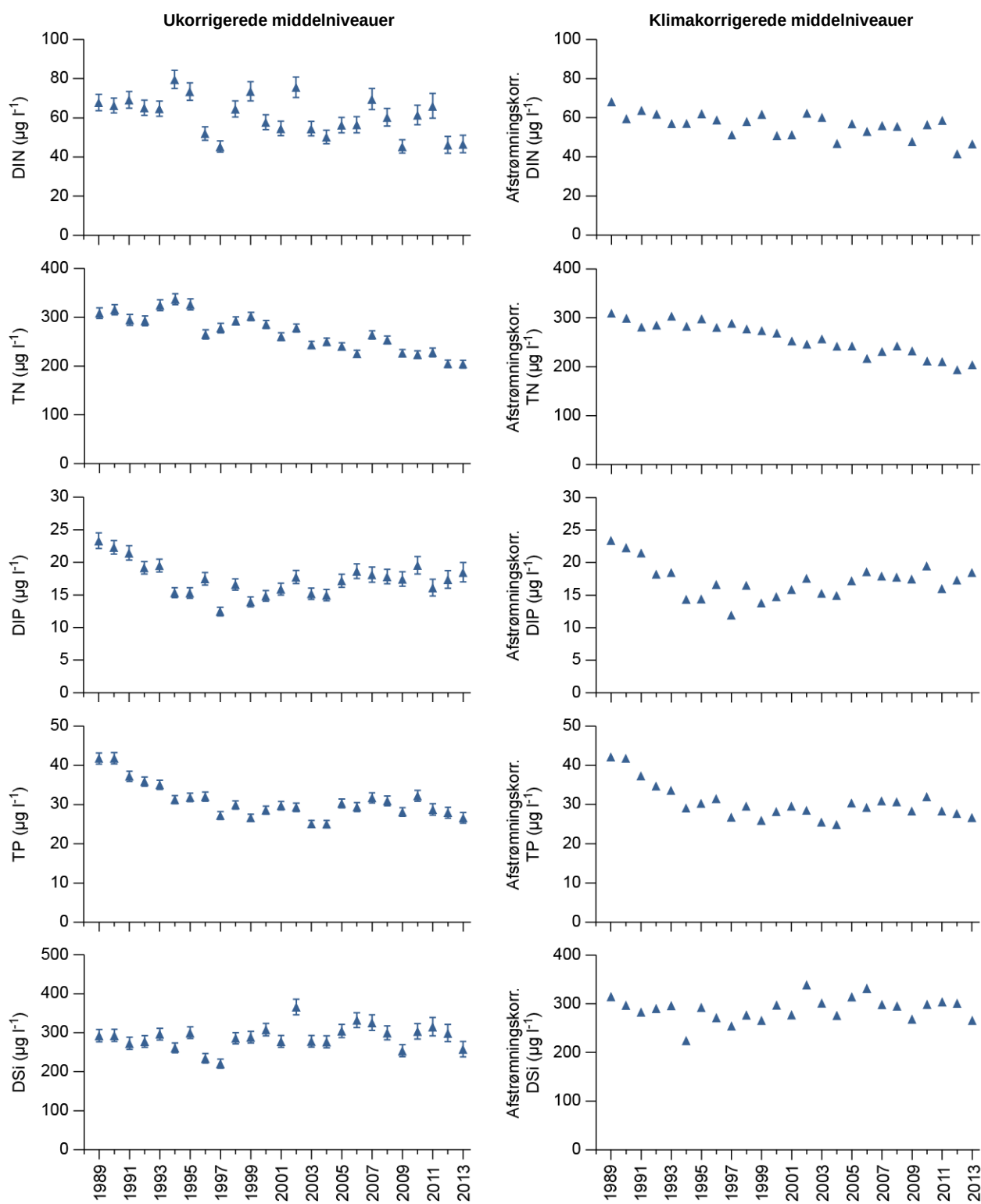
De faldende koncentrationer af næringssalte i vandet har resulteret i stigende potentiel næringssaltbegrænsning (*figur 5.4*). Væksten af planteplankton har siden 2001 været potentielt begrænset af kvælstof i mere end 90 % af den produktive periode. I 2013 var den potentielle kvælstofbegrænsning den laveste siden 2002, men stadig på 91 % i den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning var sammenlignelig med de seneste 10-15 år. I 2013 var planteplanktonets vækst potentielt begrænset af fosfor i 80 % af den produktive periode. Det betyder, at i en stor del af den produktive periode har koncentrationerne af både DIN og DIP været på et så lavt niveau, at begge næringssalte har været potentielt begrænsende samtidig.

Der er observeret signifikant faldende niveauer for DIN, organisk N, TN, organisk P og TP, både for de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede koncentrationer, hvorimod DIP og DSi ikke udviser nogen tendens (*tabel 5.1*). Selv om fosforkoncentrationerne faldt i starten af 1990'erne, så er der ingen udvikling for DIP set over hele perioden. For de seneste 10 år er det kun organisk N og TN, som udviser signifikante fald. I overensstemmelse hermed var den potentielle begrænsning af algevæksten kun signifikant stigende for kvælstof for perioden 1989-2013 (resultater ikke vist).

Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

TN-koncentrationen i 2013 var den hidtil laveste og DIN-koncentrationen den fjerde laveste (*figur 5.5*). TN-niveauet er faldet fra $> 300 \mu\text{g l}^{-1}$ i starten af overvågningsperioden til $203 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2013, og faldet ser ud til at fortsætte både for de ukorrigerede og korrigerede årsmidler. DIN-niveauet har ligget stabilt mellem 50 og $70 \mu\text{g l}^{-1}$ det meste af perioden, men var i 2013 relativt lavt sammenlignet med de senere år og i forhold til afstrømningen.

DIP-koncentrationen faldt frem til 1997 til et niveau omkring $13 \mu\text{g l}^{-1}$, hvorefter der har været en stigende tendens til omkring $18 \mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 5.5*). I 2013 var DIP på niveau med de senere år. Det skyldes formodentlig, at årets iltvind kun førte til en begrænset frigivelse af fosfor fra sedimenterne. De relativt høje koncentrationer i de seneste 10 år skyldes en stabil til stigende tilførsel fra land, fosforfrigivelse i tilknytning til iltvind, øgede DIP-koncentrationer i Østersøen og for nogle års vedkommende en stor forårsopblomstring med efterfølgende sedimentation og remineralisering. TP-koncentrationen i 2013 var på niveau med de seneste 10-15 år, og der har ikke været nogen udvikling siden 2000, efter at TP-niveauet faldt ca. 30 % fra 1989 til 2000.



Figur 5.5. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande (venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne).

Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for perioden som helhed, hvor niveauet har ligget omkring $290 \mu\text{g l}^{-1}$ (figur 5.5). Niveauet i 2013 ($257 \mu\text{g l}^{-1}$) var dog relativt lavt sammenlignet med de senere år. De afstrømningskorrigerede DSi-koncentrationer viser et fald i starten af perioden frem til midten af 1990'erne, efterfulgt af en stigning og siden 2000 et nogenlunde konstant niveau.

Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende til et niveau omkring 6:1 i de seneste par år (*figur 5.3B*). I 2013 var forholdet det hidtil laveste.

Koncentrationerne af DIN, TN og TP er faldet signifikant gennem hele perioden, både uden og med afstrømningskorrektur (*tabel 5.1*). Over de seneste 10 år er det derimod kun TN-koncentrationen, både med og uden afstrømningskorrektur, som er faldet signifikant. Hverken DIP eller DSi udviste nogen signifikante tendenser gennem perioden eller de seneste 10 år, heller ikke hvis der korrigeres for variationer i ferskvandstilførslen fra land.

Sammenfatning

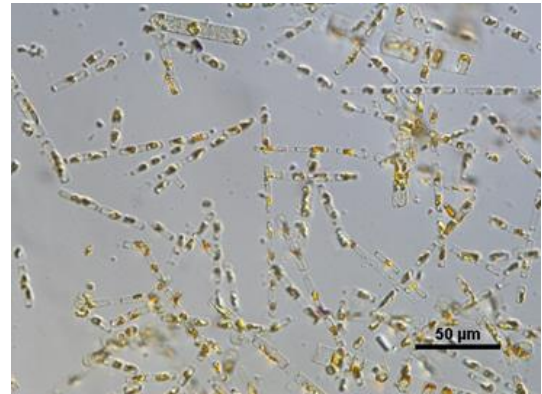
- Kvælstofkoncentrationerne i 2013 var generelt lave for fjorde, kyster og åbne indre farvande, specielt for organisk kvælstof og total kvælstof.
- Fosforkoncentrationerne var derimod på niveau med de senere år, men dog væsentlig lavere end i starten af 1990'erne for fjorde og kystnære områder.
- De uorganiske næringssaltkoncentrationer var relativt høje i starten af året som følge af udstrømmende Østersøvand og et mindre optag i plan-teplankton på grund af en sen forårsopblomstring.
- Udviklingen i de uorganiske kvælstofkoncentrationer er stagneret, hvorimod de organiske kvælstofkoncentrationer fortsat falder. Dette kan betyde, at der fortsat sker en generel reduktion af organisk materiale i de danske havområder.
- Der var ikke indikationer på, at Den jyske Kyststrøm påvirkede de indre danske farvande i 2013.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning var meget høj i 2013 for fjorde og kystnære områder og på niveau med de senere år for de åbne indre farvande. Dette har resulteret i et større overskud af fosfor i de åbne indre farvande med en faldende potentiel fosforbegrænsning som konsekvens.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare faldende tendenser siden 1989, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, dog med en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og et mindre fald for kvælstof siden 2002.
- De aftagende næringssaltkoncentrationer 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.
- Siliciumkoncentrationerne i 2013 var på niveau med de seneste 10-15 år. Koncentrationen varierede kraftigt over året, især i de åbne indre farvande afhængig af påvirkningen fra henholdsvis Østersøen og Nordsøen.

6 Planteplankton, dyreplankton og sigtddybde

Hans Jakobsen, Stiig Markager, Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Planteplankton er det første led i den pelagiske fødekæde og består af små fritsvævende alger. De fungerer som 'planter', idet de indeholder kloroplaster (grønkorn) og benytter solens lysenergi samt næringssalte i vandet til deres vækst. Noget af planteplanktonet ernærer sig dog desuden eller udelukkende som 'dyr' ved at æde andre organismer. Planteplankton har korte generationstider. Derfor reagerer planteplankton meget hurtigt

på forhold, der påvirker deres vækst, fx ændrede tilførsler af næringssalte og lysindstråling. Primærproduktionen i de frie vandmasser er et mål for planteplanktonets vækst, og vandets koncentration af klorofyl *a*, det grønne farvestof i grønkornene, benyttes som en indikator for den samlede mængde af planteplankton. Mængden af planteplankton i vandet påvirker vandets klarhed og dermed mere generelt miljøtilstanden i havmiljøet.



Kiselalgesamfund indsamlet i Randers Fjord i maj 2014. Prøven er efter indsamling fikseret i en iodopløsning, som giver den brune farve.

Foto: Hans Jakobsen

Vandets klarhed (sigtddybde), mængden af planteplankton i vandet (klorofyl *a*) og algevæksten (primærproduktion) benyttes til at beskrive miljøtilstanden i marine områder. Disse parametre er forbundet, idet en høj primærproduktion kan medføre en høj klorofylkoncentration og en reduceret sigtddybde. Der er dog ikke altid en stærk sammenhæng mellem primærproduktionen og mængden af planteplankton i de frie vandmasser. Dette skyldes, at en betydelig del af planteplanktonet fjernes fra vandsøjlen af græssende dyreplankton eller sedimenterer ned på havbunden.

Planteplankton er også en kilde til ilt til havet, da der dannes ilt i forbindelse med primærproduktionen. Dette mindsker risikoen for iltvind med efterfølgende negative konsekvenser for det marine liv ved bunden. Samtidig med at planteplanktonet bidrager med ilt, kan planteplanktonet også være en kilde til iltforbrug. Når planteplanktonet sedimenterer på havbunden efter forårsopblomstringen, omsætter sedimentets mikroorganismer det sedimenterede planteplankton under forbrug af ilt.

I fjorde og kystnære områder vil bundlevende organismer som fx blåmuslinger filtrere en betydelig del af planteplanktonet. I de åbne farvande og i områder med lagdeling er dyreplankton de vigtigste græssere. Dyreplankton består af både encellede og flercellede dyr. Vandlopper vil ofte dominere det flercellede dyreplankton, men specielt i kystnære områder kan dafnier og larver af bunddyr i perioder være vigtige. I de indre danske farvande er vinterbestanden af vandlopper lille, da hovedparten overvintrer som hvileæg. Når forårsopblomstringen af planteplankton kommer, er temperaturen i havet stadig lav, og udviklingen af vandloppebestanden går derfor langsomt.

Det betyder, at vandlopperne kun er i stand til at æde en mindre del af forårsopblomstringen, og en stor del vil derfor synke til bunden. Det encellede dyreplankton er bedre i stand til at følge forårsopblomstringen af planteplankton og er samtidig ikke udsat for så kraftig prædation fra vandlopper så tidligt på sæsonen. De vil derfor ofte opnå den højeste biomasse i denne periode. Om sommeren når vandloppebestanden når sit maksimum, og planteplanktonbiomassen samtidig er relativ lav, vil vandloppernes græsning på de encellede dyreplankton være betydelig. Primærproduktionen spiller således en central rolle i det pelagiske økosystem, og danner hovedgrundlaget for de højere led i fødekæden, ultimativt fisk, havpattedyr og fugle.

Planteplankton opdeles i mange forskellige grupper. Kiselalger og furealger (dinoflagellater) er de dominerende algegrupper i de fleste danske fjorde og i de åbne farvande. Sedimentation af furealger og især kiselalger fra overfladevandet forsyner bundlevende dyr med betydelige mængder af organisk materiale. Nogle arter af planteplankton producerer giftstoffer, der kan akkumuleres i skaldyr og derigennem potentielt forgifte mennesker.

Dyreplankton består af både encellede og flercellede dyr. Vandlopper vil ofte dominere det flercellede dyreplankton, men specielt i kystnære områder kan dafnier og larver af bunddyr i perioder være vigtige. Dyreplankton er et vigtigt led i økosystemet, idet de kobler primærproducenterne med dyr højere i fødekæden. I de frie vandmasser bliver dyreplankton spist af fx fiskelarver, sild, brisling og vandmænd, mens dyreplankton i lavvandede områder i højere grad reguleres af bundlevende dyr. Udviklingen i bestanden af dyreplankton er således på samme tid bestemt af faktorer, der styrer væksten, primært temperatur og fødekonzentration, og af tabet som følge af prædation.

Datagrundlag

Data fra den fælles overfladevands database, ODA, og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af klorofyl og sigtdybde fra 1989 og frem til og med 2013. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. åbne indre farvande samt fjorde og kystnære områder. Til beskrivelsen af klorofyl og sigtdybde er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringssaltkoncentrationer, hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde, kystvande og åbne farvande (*Bilag 1*).

Kiselalge-biomassen er indekseret, således at hele periodens gennemsnit angiver normalen. Dette tillader, at de enkelte års afvigelser fra normalen kan vurderes. Udvikling i kiselalgesammensætningen over tid er normaliseret for løbende at kunne sammenligne år til år variationerne. Metoden er angivet i *Bilag 1*.

Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons optag af kulstof i en eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst. 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. I 2013 blev der målt på 13 stationer fordelt på 8 stationer i de åbne indre farvande og 5 i fjorde. Det er dog langt fra alle stationer, som er målt i alle år. Da ni-

veauet for primærproduktionen er forskelligt mellem stationer, vil en middelværdi 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 (lign. 1). Derefter beregnes middelværdien af PP-% pr. år for alle stationer i henholdsvis de åbne indre farvande og fjordene. For at vise den tidslige udvikling i absolutte værdier og niveauforskellen mellem fjorde og åbne indre farvande, er PP-% regnet tilbage til enheden (mg kulstof m⁻² dag⁻¹) i figur 6.3 ved at gange med den gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande. De øvrige beregninger for årsproduktionen (tabel 6.1 og 6.2 samt figur 6.4) er udført som PP-%.

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

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

Data for kiselalger og flercellet dyreplankton indgå ikke i årets havrapport pga. fejl i biomasseberegningerne i databasen. For dyreplankton rapporteres derfor udelukkende data for det éncellede heterotrofe protistplankton (mikrozooplankton).

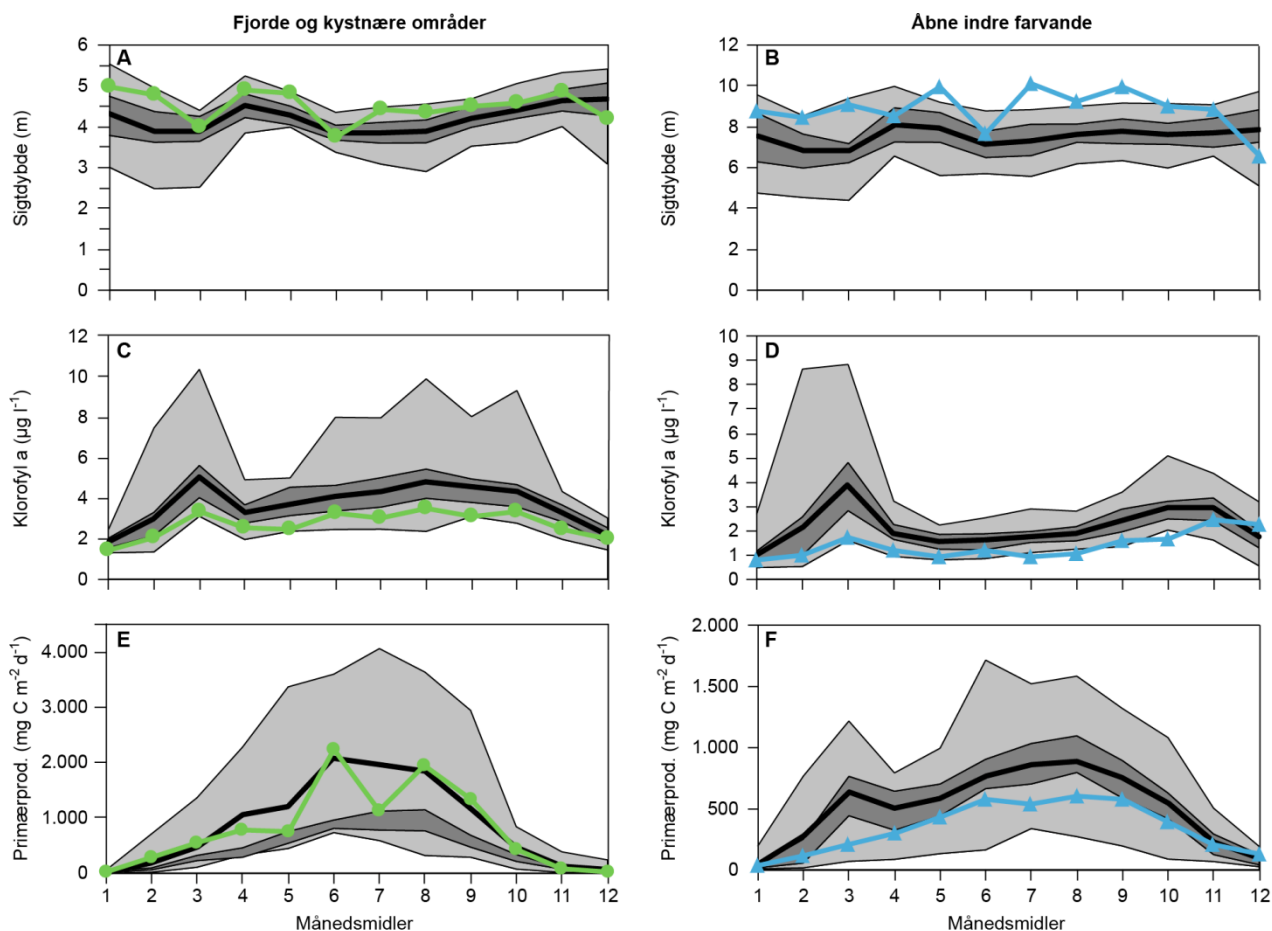
Sæsonvariation for sigtdybde, klorofyl og primærproduktion i 2013

Sigtdybde, klorofyl og primærproduktion (algevækst) i 2013 adskilte sig fra langtidsmidlen overordnet ved at være lavere for algevækst (især i de åbne indre farvande) og klorofyl og højere for sigtdybde (især i de åbne indre farvande). Forholdene i 2013 har formodentlig, især i de åbne indre farvande, været påvirket af en stor udstrømning af næringsrigt vand fra Østersøen i marts og en efterfølgende stor tilstrømning af næringsfattigt vand fra Nordsøen (se kapitel 5).

Sigtdybden var således højere end langtidsmidlen (1989-2012) for alle måneder med undtagelse af juni og december for fjorde og kystnære områder (figur 6.1A) og december for de åbne indre farvande (figur 6.1B).

Klorofylkoncentrationen var lavere end langtidsmidlen (1989-2012) for både fjorde og kystnære områder samt åbne indre farvande med undtagelse af i december (figur 6.1C og D), hvor koncentrationen var på niveau med langtidsmidlen. Sæsonvariationen skilte sig især ud ved at have en relativ lav klorofylkoncentration i marts, hvor forårsopblomstringen typisk indtræffer. Den kolde start på året med lave temperaturer især i marts er formodentlig en del af forklaringen på den reducerede forårsopblomstring.

Der var en tendens til, at sigtdybden som forventet faldt, når klorofylkoncentration steg og omvendt. Men samvariationen var ikke mere udtalt, end at det er tydeligt, at andre forhold end mængden af klorofyl påvirker sigtdybden (se nærmere nedenfor i afsnittet om tidlig udvikling).



Figur 6.1. Månedsmidler for 2013 for fjorde og kystnære områder (●, venstre kolonne) og de åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationen for langtidsmidlen (1989-2012 for sigtdybde og klorofyl, 1975/1977-2012 for primærproduktion) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

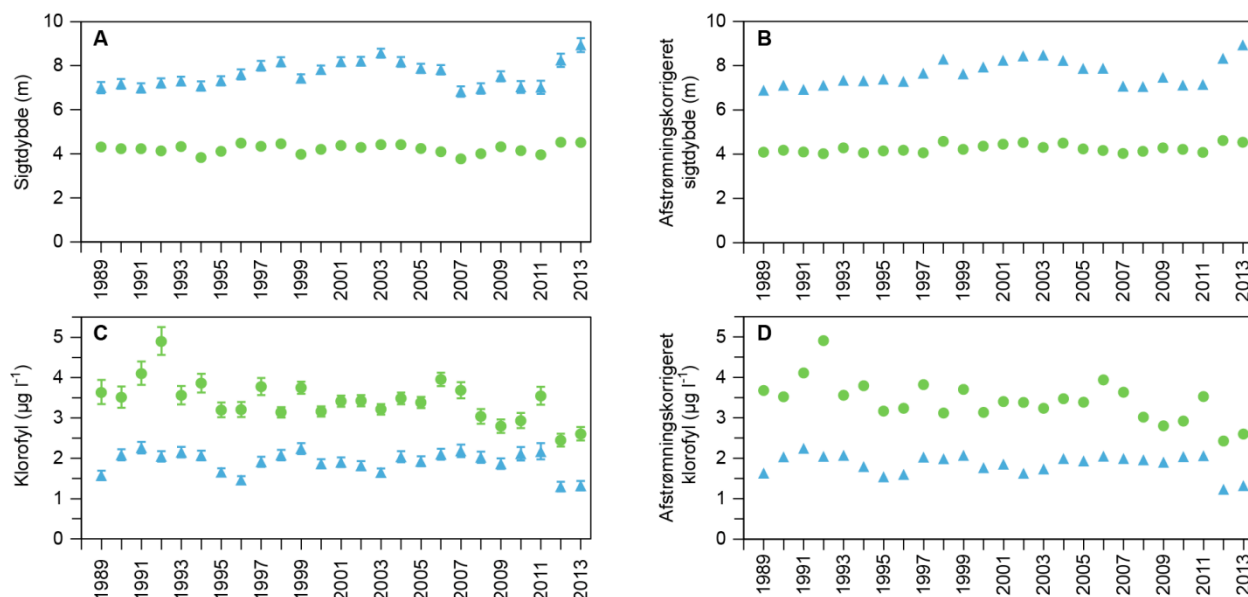
Algevæksten i fjordene fulgte i hovedtræk sæsonvariationen i lyset over året. Årets højeste produktion var i juni og var tæt på niveauet for langtidsmidlen (1975/1977-2012) (figur 6.1E). Generelt lå algevæksten i fjordene tæt på langtidsmidlen undtagen i april, maj og juli. Sammenlignet med de tre tidligere år, 2010-2012, var algevæksten i 2013 noget højere. Det skyldes formentlig, at algevæksten i fjordene generelt er faldende (jf. tabel 6.1), men at udbredt iltsvind i 2013 i fjorde og kystnære områder medførte en intern frigivelse af næringssalte fra havbunden, som stimulerede algevæksten. Dette viser, at fjordenes økosystemer stadig er sårbare, selvom tilstanden er markant forbedret i forhold til tidligere.

I de åbne indre farvande var algevæksten markant lavere end langtidsmidlen i alle månederne, undtagen vintermånederne, hvor algevæksten kun er begrænset af lyset, og er så lille, at den ikke påvirker årsproduktionen nævneværdigt (figur 6.1F). Fra februar til og med oktober lå produktionen i 2013 omkring eller markant under (marts, juli og august) den nedre kvartil. Så algevæksten var markant lavere i hele den produktive periode. Det er lidt bemærkelsesværdigt for 2013, at der ikke var nogen forårsopblomstring. I stedet fulgte algevæksten sæsonvariationen i lys og temperatur, med en jævn stigningen gennem året frem til væksten toppede i august-september.

Tidslig udvikling

Sigtdybde og klorofyl

Sigtdybden i 2013 for fjorde og kystnære områder (4,5 m) var for andet år i træk markant højere end middel for perioden fra 1989-2012 (4,2 m) og sammen med 2012 den højeste værdi målt i denne periode (*figur 6.2A*). Sigtdybden i 2013 for de åbne indre farvande (8,9 m) var også højere end middelsigtdybden for perioden 1989-2012 (7,6 m) og den højeste målte værdi i perioden.



Figur 6.2. Årsmidler $\pm$ 95 % konfidensgrænser for klorofyl og sigtdybde for fjorde og kystnære stationer (●) og de åbne indre farvande (▲) – afstrømningskorrigerede værdier i højre kolonne.

Sigtdybden i de åbne indre farvande viste en signifikant stigning i tidsperioden fra 1989-2005 ($P < 0,0001$). Den efterfølgende periode fra 2005-2011 viste en aftagende tendens. Denne aftagende tendens blev afbrudt af de høje middelsigtdybder i 2012 og 2013. Der var ikke nogen tydelig tidslig udvikling for sigtdybden i fjorde og kystnære farvande. Den tidslige udvikling i de afstrømningskorrigerede sigtdybder (*figur 6.2B*) fulgte mønsteret beskrevet for de ikke korrigerede værdier.

Klorofylkoncentrationen var i 2013 markant lavere end middelværdien for hele perioden og på samme niveau som i 2012, hvor den var den hidtil laveste både for fjorde og kystnære områder og de åbne indre farvande i perioden 1989-2012 (*figur 6.2C*).

Den årlige middelkoncentration for klorofyl i fjorde og kystnære områder er faldet signifikant fra 1989 til 2013 ($P < 0,01$). Klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande viste derimod en signifikant stigende tendens igennem årene 2000-2011 ($P < 0,05$), afbrudt af de lave værdier i 2012 og 2013. Den tidslige udvikling i de afstrømningskorrigerede klorofylværdier (*figur 6.2D*) fulgte mønsteret beskrevet for de ikke korrigerede værdier.

Generaliseret for perioden 1989-2011 har der ikke været den forventede kobling mellem udviklingen i klorofyl og sigtdybde. Dette er tydeligst for fjorde og kystnære områder, hvor mængden af klorofyl er faldet signifikant, uden

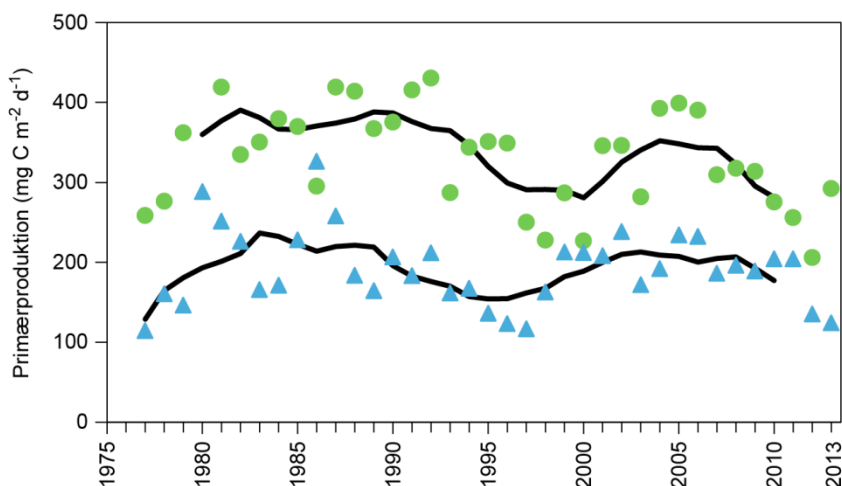
at det tydeligt har forbedret sigtddybden. En del af forklaringen på afkoblingen mellem klorofyl og sigtddybde er, at mange års eutrofiering har bevirket, at havbunden er blevet mere mudret og lettere hvirvles op, når det blæser. Lyssvækkelsen i vandet er derfor i højere grad end tidligere reguleret af ikke-levende materiale i vandet (Pedersen m.fl. 2014). Men i 2012 og 2013 har der været markant reduktion i mængden af klorofyl, som har bidraget til en markant forøgelse af sigtddybden. Denne kobling er tydeligst i de åbne farvande, hvor bidraget fra ikke-levende materiale til lyssvækkelsen er mindre end i de mere lavvandede fjorde og kystnære områder

Primærproduktion

Algevæksten på de fem fjordstationer er steget i forhold til 2012 til et gennemsnit på 281 mg kulstof $\text{m}^{-2} \text{dag}^{-1}$, hvilket er 89 % af værdien for alle år (figur 6.3). Dvs. at produktionen stadig er 11 % under gennemsnittet for alle år, men den nedadgående tendens siden 2004 er brudt. Alle fem målestationer udviser ca. samme stigning, så man må antage, at der generelt har været en stigning i algevæksten i fjordene fra 2012 til 2013. I øvrigt kan det bemærkes, at Aarhus Bugt, som er den eneste åbenvandsstation med en stigning fra 2012 til 2013, har mange ligheder med de mere lukkede fjorde. Som nævnt i omtalen af sæsonvariationen var algevæksten høj i juni, august og september, men relativt lav i juli. En mulig forklaring på dette forløb er, at algevæksten i juli blev begrænset af de meget lave koncentrationer af næringssalte, mens udbredt iltsvind i fjorde og kystnære områder i august og september har resulteret i frigivelse af næringssalte fra havbunden, som har stimuleret algevæksten (kapitel 5 og 7). Effekten af iltsvind og deraf følgende frigivelse af næringssalte vil være størst i fjordene, hvor vandsøjlen med jævne mellemrum omrøres af vinden, og næringssalte derved tilføres overfladevandet. I de åbne indre farvande er vandsøjlen permanent lagdelt, og de næringssalte, som frigives fra bunden, vil kun i ringe grad påvirke årets algevækst.

For de åbne indre farvande var algevæksten i 2013 124 mg kulstof $\text{m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ eller 66 % af gennemsnittet for alle årene, hvilket er på niveau med årene 1995-1997 (116-136 mg kulstof $\text{m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) (figur 6.3). Niveautet var også lavt i de første år med målinger midt i 70'erne, men disse målinger er mere usikre, pga. at der kun blev målt på ganske få stationer. Produktionen i 2013 er på samme lave niveau som i 2012 og de to år indikerer, at algevæksten er aftagende. Ud af de otte åbenvandsstationer er det kun i Aarhus Bugt, at produktionen er steget i forhold til 2012. Stationen i Øresund er uforandret, mens de øvrige seks åbenvandsstationer udviser et fald i forhold til 2012.

Figur 6.3. Årsmidler for algevækst for fjorde (grøn) og åbne indre farvande (blå). Den sorte linje viser et løbende gennemsnit (år = 7).



Overordnet viser data en stigning i algevæksten fra sidst i 70'erne til midt i 80'erne. Herefter er der en nedgang i algevæksten til omkring år 2000 for fjordene og 1998 for de åbne områder, hvorefter produktionen igen stiger til midt i 00'erne for derefter at falde. Da udviklingen i algevæksten ikke er konstant over tid, vil en statistisk analyse af algevækst versus tid være afhængig af den periode, man vælger at analysere. I *tabel 6.1* er udviklingen analyseret for alle data i fem års intervaller fra 1980 og frem for fjorde og de åbne indre farvande. Desuden er udviklingen fra 1998 og frem analyseret separat, så hele perioden efter metodeændringen er behandlet samlet.

Tabel 6.1. Statistisk analyse af den tidlige udvikling i algevæksten. Koefficienten for udviklingen over tid (procent af middelværdi for hele perioden / år^{-1}) og signifikans er angivet for henholdsvis fjorde og de åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til 2013. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone.

Periode	Fjorde		Åbne indre farvande	
	Ændring/år (%)	Signifikans (p-værdi)	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)
Alle data	-0,71	0,053	+0,07	0,87
1980 >	-1,33	0,004	-0,89	0,04
1985 >	-1,52	0,02	-0,80	0,14
1990 >	-1,39	0,03	+0,20	0,72
1995 >	-0,39	0,64	+0,72	0,42
1998 >	-1,35	0,31	-2,27	0,046
2000 >	-0,11	0,92	-1,23	0,19
2005 >	-5,69	0,005	-5,9	0,009

For fjordene er alle koefficienter negative, og når perioden starter i 1980'erne, 1990 og i 2005 er den negative trend signifikant. For de åbne farvande forekommer der positive koefficienter, men alle værdier beregnet fra 1998 og frem, og alle signifikante koefficienter, er negative. Det er derfor rimeligt at konkludere, at algevæksten i de danske farvande overordnet har været aftagende siden midt i 80'erne, og at faldet har været størst de senere år – omkring 6 % pr. år. Det er en væsentlig konklusion, da det overordnet er algevæksten i vandsøjlen, som forårsager de negative effekter af næringssalttilførsler til vandmiljøet.

Sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og algevækst

Tilførsler af næringssalte og specielt kvælstof er bestemmende for algevæksten i havet. Der er fornylig dokumenteret en signifikant sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst for seks stationer i de åbne indre farvandet (*Lyngsgaard m.fl. 2014*), og en tilsvarende sammenhæng er tidligere vist for Limfjorden (*Timmermann m.fl. 2014*). *Tabel 6.2* viser sammenhængen mellem kvælstoftilførsler og algevækst for tre tidsperioder for henholdsvis fjorde og de åbne indre farvande. Sammenhængene er analyseret ved følgende ligning:

$$\text{PP-\%} = \text{intercept} + \text{N-koef} * \text{N-tilførsel\%} + \text{Lys-koef.} * \text{lys} \quad (\text{lign. 2})$$

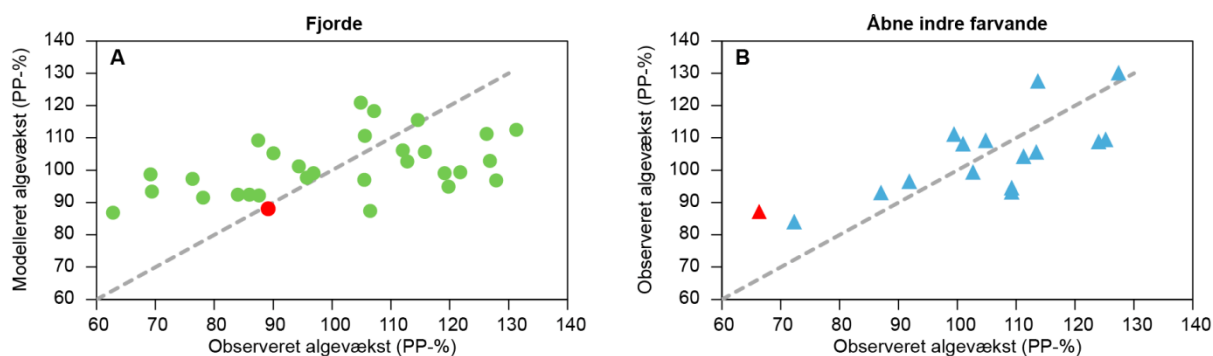
hvor PP-% er årets algevækst i procent af middelværdien for alle år, N-tilførslen er beregnet for månederne februar til august, og lys er overfladeindstrålingen fra april til december. Analysemetoden og de anvendte perioder for N-tilførsel og lys er tilsvarende dem, som er fastlagt i *Lyngsgaard m.fl. 2014*. N-tilførsler er baseret på data fra det nationale overvågningsprogram, NOVANA (1989-2013). Dog er N-tilførsler fra 1984 til 1989 beregnet ud fra data fra de tidligere amter (*Pedersen m.fl. 2014*), og tilførslen for 2013 er

skønnet til at være 15 % lavere end i 2012, da afstrømningen i 2013 var ca. 15 % lavere end i 2012.

Tabel 6.2. Statistisk analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler, lys og algevæksten med koefficienter og P-værdier fra ligning 2 for fjorde og de åbne indre farvande for de angivne årstal og frem. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone.

	Fjorde				Åbne indre farvande			
	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi
1984 >	0,24	0,013	0,84	0,18	0,17	0,16	-0,11	0,90
1990 >	0,18	0,07	1,65	0,03	0,13	0,25	0,81	0,33
1998 >	0,19	0,24	2,22	0,02	0,45	0,003	1,88	0,016

Alle seks analyser viser en positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst. Sammenhængene til lys er også positive undtagen i ét tilfælde (åbne områder, 1984 >). Figur 6.4 viser sammenhængen mellem den observerede og modellens forudsigtelse af algevæksten, hvor 2013 er markeret med rødt. For fjorde er der en signifikant positiv sammenhæng, når data analyseres fra 1984 og frem med en koefficient på 0,24 for kvælstoftilførslen, dvs. at algevæksten ændres 0,24 %, når kvælstoftilførslerne ændres 1 %. Der er en tydelig systematisk afvigelse fra 1:1-linjen, som viser, at modellen overestimerer algevæksten ved lave værdier og omvendt ved høje værdier. Dvs. at faldet i algevæksten er større, end det som beskrives af modellen, hvilket også ses som faldende residualer over tid (data ikke vist). Punktet for 2013 ligger dog på 1:1-linjen. Årsagen til at modellen afviger fra de observerede værdier ved lave og høje kvælstoftilførsler er muligvis, at fosfortilførslen, som ikke indgår i modellen, også påvirker algevæksten især i fjordene. Fosfortilførslen var størst i den første del af perioden, hvilket er årsag til den viste fordeling omkring 1:1-linjen.



Figur 6.4. Sammenhæng mellem observeret og modelleret algevækst baseret på lign. 2 (koef. for N-tilførsel og lys fremgår af tabel 6.2). A) Fjorde i perioden 1984-2013. B) De åbne indre farvande i perioden 1998-2013. En 1:1-linje (stiplet grå) og en markering for 2013 (rød) er også vist på figuren.

For de åbne områder er der en signifikant sammenhæng fra 1998 og frem med en koefficient på 0,45 for kvælstoftilførslen. Værdien for 2013 ligger noget over 1:1-linjen, i øvrigt sammen med værdien for 2012, men overordnet er der en bedre overensstemmelse mellem model og observationer end for fjordene. Det skyldes formodentlig, at fosfor spiller en mindre rolle i de åbne indre farvande.

Ovenstående viser, at både i fjorde og i de åbne indre farvande responderer algevæksten markant på ændringer i kvælstoftilførslen (og lyset).

Potentielt toksisk og på anden måde skadeligt planteplankton i 2013

Potentielt toksiske alger er medlemmer af dinoflagellat-slægten *Dinophysis*. Der blev indrapporteret forekomster af *Dinophysis acuminata* samt af *Dinophysis norvegica* i flere tilfælde i 2013. Begge arter producerer toksiner, som via opkoncentrering i eksempelvis muslinger kan forårsage diarréfremskaldende skaldyrsforgiftning (Diarrhetic Shellfish Poisoning, DSP). Giftigheden varierer generelt meget, og der er for *Dinophysis acuminata* rapporteret effekter relateret til konsummuslinger ved cellekoncentrationer fra omkring 200 celler pr. l⁻¹ (Lassus m.fl. 1985). I de fleste tilfælde var forekomsten lavere end grænseværdierne for muslingefiskeriet (500 og 1.000 celler l⁻¹ for hhv. *D. acuminata* og *D. norvegica*).

I 2012 blev der i NOVANA-programmet for *Dinophysis* sp. rapporteret en koncentration på 505 celler l⁻¹ i Skive Fjord (juli), 500 celler l⁻¹ ved Løgstør Bredning (september) og 700 celler l⁻¹ i Aarhus Bugt (oktober). I de åbne farvande fandtes der op til 1.400 *Dinophysis* celler l⁻¹ i den nordlige ende af Lillebælt, mens koncentrationerne aldrig nåede over 750 celler l⁻¹ på stationen i den sydlige ende af Lillebælt.

I 2013 blev der i august observeret høje koncentrationer af *Dinophysis acuminata* i Skive Fjord med hhv. 2.200 og 3.241 celler l⁻¹. I slutningen af oktober var koncentrationen faldet til 810 celler ml⁻¹. *Dinophysis norvegica* blev registreret i koncentrationer på op til 350 celler l⁻¹ i det sydlige Lillebælt i slutningen af september og oktober. Ligeledes fandtes *Dinophysis norvegica* periodisk i efteråret i koncentrationer større end 1.000 celler l⁻¹ på NOVANA-stationerne i Ålborg Bugt, Aarhus Bugt samt i både det nordlige og sydlige Lillebælt. Maksimalkoncentrationerne af *Dinophysis* sp. var således en del større i 2013 end i 2012.

Andre potentielt toksiske dinoflagellater findes i slægten *Alexandrium*. Rapporter om forekomsten af denne slægt er i 2013 begrænset til *Alexandrium pseudogonyaulax*. Giftigheden af *Alexandrium pseudogonyaulax* er ukendt, og den producerer så vidt vides ikke PSP (PSP, Paralytic Shell fish Poisoning) og har derfor minimal betydning for mennesker. *A. pseudogonyaulax* er mixotrof og græsser på planteplankton (Blossom m.fl. 2012), og den anvender gift til at immobilisere eksempelvis andre dinoflagellater, som derefter fortæres. I NOVANA-programmet blev den kun observeret i koncentrationer over 1.000 celler l⁻¹ i juli i Aarhus Bugt (2.900 celler l⁻¹), Løgstør Bredning (1.900 celler l⁻¹) og nordlige Lillebælt (1.200 celler l⁻¹), som i store træk er identiske med observationerne fra 2012. Men disse koncentrationer er dog markant lavere end de cellekoncentrationer på 25.000 celler l⁻¹, som er påvist at have en tydelig akut toksisk motilitets-effekt på planteplankton inden for 30 min. (Blossom m.fl. 2012). Der var derfor ingen akut effekt af *Alexandrium pseudogonyaulax* på den planktoniske fødekæde i 2012 og 2013. Desværre kendes effekten af længerevarende påvirkningen af naturlige koncentrationer af *Alexandrium pseudogonyaulax* på fødekæden ikke, og der mangler systematiske studier, der adresserer effekten på fx fisk og dyreplankton.

Dyreplankton

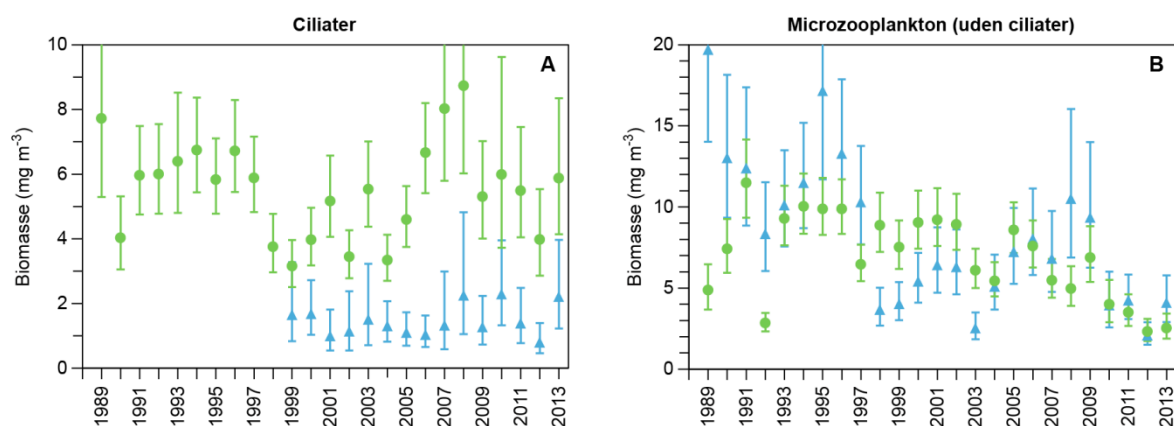
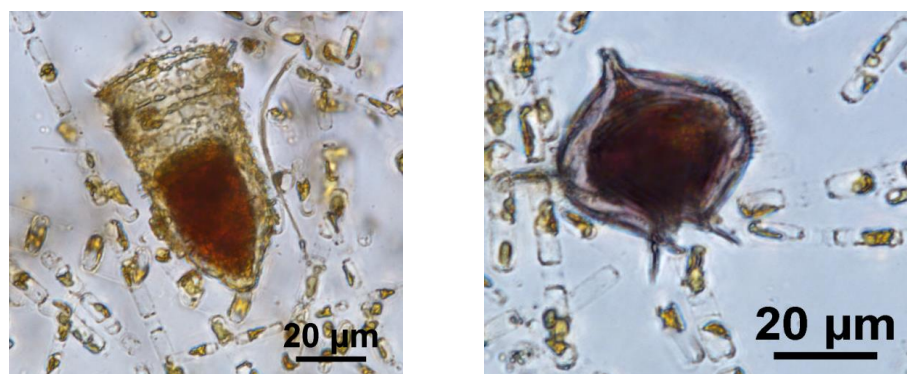
Det flercellede dyreplankton er i dette års havrapport ikke medtaget pga. af problemer med beregning af biomasse.

Det encellede dyreplankton (mikro-dyreplankton) består af ciliater og af en række andre grupper blandt andet de relativt store heterotrofe dinoflagellater og en række mindre flagellater.

Mikro-dyreplankton har en nøglerolle i transporten af primærproduktionen til de højere trofisk niveauer i fødekæden. Dette gør sig i særdeleshed gældende i sommerperioden, hvor planteplanktoncellerne er små og få og derfor ikke vandloppernes fortrukne bytte. Data på mikro-dyreplankton er derfor fokuseret på sommerbiomassen.

Et stadig større antal arter af især dinoflagellater, der førhen blev klassificeret som autotrofe, erkendes i stigende omfang som mixotrofe. Det må derfor antages, at biomassen af heterotrof encellet dyreplankton reelt er større end den beregnede.

Figur 6.5. Eksempler på mikro-dyreplankton. Til venstre en tintinnid ciliat af slægten *Tintinnopsis*. Til højre en heterotrof dinoflagellat af slægten *Protoperdinium*. Prøven er efter indsamling fikseret i en iodopløsning, som giver den brune farve. Foto: Hans Jakobsen.



Figur 6.6. Udviklingen i den gennemsnitlige sommerbiomasse (mg m^{-3}) for mikro-dyreplankton i fjorde og kystnære områder (●) og i de åbne indre farvande (▲). Figur A og B angiver hhv. biomassen af ciliater og det øvrige mikro-dyreplankton.

I sommeren 2013 var biomassen af ciliater (6 mg C m^{-3}) lige som de tidligere år større i fjorde og kystnære områder end i de åbne indre farvande (3 mg C m^{-3}) (figur 6.6A). I forhold til det øvrige mikro-dyreplankton udgjorde ciliaterne ca. 70 % af den samlede biomasse, mens andelen af ciliater i de åbne farvande udgjorde 35 % af den samlede mikro-dyreplankton biomasse.

Siden 2008 er biomassen af mikro-dyreplankton faldet med ca. 45 % i fjorde og kystnære områder og 20 % i de åbne indre farvande (figur 6.6B). Der er ingen entydig forklaring på denne reduktion i biomassen.

Sammenfatning

- I 2013 var der lige som i 2012 en relativ stor sigtddybde samt en relativ lav primærproduktion (algevækst) og klorofylkoncentration, især for de åbne indre farvande, hvilket indikerer en bedring i havmiljøets tilstand.
- I de danske fjorde og kystnære farvande er klorofylkoncentrationen faldet signifikant fra 1989 til 2013, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling for sigtddybden.
- I de åbne indre farvande har der været en tendens til stigende klorofylkoncentration og aftagende sigtddybde de senere år. Denne tendens er brudt af de lave klorofylkoncentrationer og de større sigtddybder i 2012 og 2013.
- Algevæksten i 2013 var fortsat på et relativt lavt niveau og er signifikant faldende over tid pga. lavere tilførsler af næringssalte. I fjordene var algevæksten dog noget højere end i 2012, formodentlig pga. øget frigivelse af næringssalte fra havbunden som følge af udbredt iltsvind i fjorde og kystnære områder, hvilket viser, at havmiljøet stadig er sårbart.
- Der blev rapporteret stigende forekomster af toksiske arter af planteplankton (*Dinophysis* sp.) i 2013 i forhold til 2012.
- Biomassen af ciliater var forøget i forhold til 2012, mens biomassen af det øvrige mikro-dyreplankton var på samme lave niveau som de seneste år.

7 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Iltsvind er et naturligt fænomen, som kan forøges i hyppighed, varighed, udbredelse og styrke som følge af eutrofiering (stor tilførsel af næringssalte og organisk stof) og klimaforandringer. Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakterier og andre mikroorganismers respiration ved nedbrydning af organisk stof i vandsøjlen og sedimentet, og forbrugets størrelse afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof og af temperaturen. Ilttilførslen er først og fremmest styret af vejrforholdene, som er afgørende for omrøringen af vandsøjlen og vandudskiftningen nær bunden. Manglende omrøring kan føre til lagdeling af vandsøjlen og som følge heraf utilstrækkelig tilførsel af ilt til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med stille, varme perioder med temperaturlagdeling af vandsøjlen, og/eller ved saltlagdeling som følge af indtrængende saltere og tungere bundvand eller tilførsel af ferskere og lettere overfladevand. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og omsættes mikrobielt. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden. Klimabetinget temperaturstigning øger også risikoen for iltsvind pga. øget respiration og mindre opløselighed af ilt i vand ved højere temperaturer. Et studie af regulerende faktorer for iltindholdet i bundvandet har vist, at de vigtigste parametre for fjorde og kystnære områder er den samlede tilførsel af kvælstof (TN) og vindstyrken, mens det for de åbne farvande er TN-tilførslen, havstrømme og temperaturen (Conley *m.fl.* 2007). Overordnet betragtet er det således eutrofieringen, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang ud over det naturlige, mens det er de klimatiske forhold (temperatur, vind og nedbør), som udløser det.



Winkler-prøver med ilt (brune) og uden ilt (klare) efter tilsætning af reagenser – analysemetode udviklet i slutningen af 1800-tallet til bestemmelse af vands indhold af ilt. Foto: Jens Würgler Hansen.

I Danmark betegnes det som *iltsvind*, når iltkoncentrationen i vandet er under 4 mg l^{-1} 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 oftest fra juli til november. Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bunddyrene og de bundlevende fisk. Iltsvind påvirker desuden stofomsætningen og biogeokemien i havbunden og dermed den interne belastning med næringssalte, dvs. frigivelsen af næ-

ringssalte fra havbunden til vandfasen. Ved moderat iltsvind søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved bunddyr og fisk kan blive fanget i det iltfattige vand og dø. Hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen – viser, at havbunden er helt uden ilt. I den forbindelse kan der sammen med metanbobler (bundvending) frigives svovlbrinte, som er så giftig, at den slår de fleste tilstedeværende bunddyr og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder ikke bare en del af fiskenes fødegrundlag, men også bunddyrenes opblanding af havbunden (bioturbation), der er vigtig for at holde havbunden veliltet og dermed reducere den interne belastning med næringssalte. Der kan gå mange år efter et iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

Året 2013

En varm sommer med svage vinde betød, at iltsvindet i 2013 fik en større udbredelse end de foregående tre år. Der er indikationer på, at de svage vinde har begrænset tilførslen af iltholdigt bundvand fra Skagerrak samt styrket lagdelingen af vandsøjlen og dermed hæmmet tilførslen af ilt til bundvandet (*kapitel 2*). En meget kraftig storm sidst i oktober fik opblandet vandmasserne og tilført nyt ilt til bundvandet. Efterfølgende opstod der ikke iltsvind af betydning.

Iltsvindet i 2013 var lige som de seneste år karakteriseret ved hovedsageligt at forekomme i fjorde og kystnære områder, mens der var en yderst begrænset udbredelse af iltsvind i de åbne dele af de danske farvande. I juli, august og september var flere områder hårdt ramt af iltsvind (*figur 7.1*). Nogle steder var der kraftigt iltsvind og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden, men modsat 2012 var der ikke meldinger om døde fisk. Områder i Limfjorden, Mariager Fjord, Det Sydfynske Øhav, det sydlige Lillebælt med tilstødende fjorde og Lübeck Bugt var særlig berørt af iltsvind. Stormen sidst i oktober forbedrede iltforholdene markant, og midt i november blev der kun målt iltsvind i 'Dybet' i Mariager Fjord, som udgør et naturligt iltsvindsområde.

Iltforholdene i Limfjorden var som sædvanlig meget dynamiske, og iltsvindets udbredelse ændrede sig fra den ene uge til den næste. Der blev målt iltsvind første gang allerede i starten af juni, og i starten af juli var iltsvindet udbredt i større områder. I slutningen af juli vurderedes 20-25 % af Limfjorden at være påvirket af iltsvind. Mere vind i starten af august skabte omrøring, og iltforholdene forbedredes markant. Men det efterfølgende varme og overvejende stille vejr betød, at iltsvindet udviklede sig igen, og i slutningen af august var ca. 25 % af fjordens areal påvirket af iltsvind. Derefter fulgte en periode med periodevis blæst, som førte til en betydelig forbedring af iltforholdene, og midt i oktober blev der kun registreret iltsvind i Lovns og Halvær Bredning.

I det centrale og nordlige Kattegat (inkl. Aalborg Bugt) blev der ikke registreret iltsvind i 2013 bortset fra en enkelt observation i Aalborg Bugt midt i august. I Mariager Fjord blev der registreret iltsvind i den indre del i juli og august, og som normalt blev der målt iltfrie forhold i den dybe centrale del af fjorden i hele perioden fra juli til og med november. Der blev ikke målt iltsvind i Randers Fjord eller Helsingør Bugt i 2013.

Der blev registreret iltsvind i Aarhus Bugt – nærmere bestemt i Kalø Vig – i slutningen af juli. I løbet af august etableredes også iltsvind i Knebel og Ebeltoft Vig, mens der først blev målt iltsvind i den centrale del af Aarhus Bugt i september. I Knebel Vig var der i kortere perioder iltfrit ved bunden bl.a. helt hen midt i oktober. I Horsens Fjord blev der kun målt iltsvind i slutningen af september, mens der i As Vig lige uden for fjorden blev registreret moderat iltsvind i august og kraftigt iltsvind i september. I Vejle Fjord var iltforholdene gode i den indre del af fjorden hele året, mens der i den ydre del blev registreret iltsvind fra sidst i august til sidst i september. I alle områderne forbedredes iltforholdene i forbindelse med stormen sidst i oktober, og der blev således ikke registreret iltsvind nogen af stederne i november.

I det nordlige Bælthav blev der registreret iltsvind allerede sidst i juli. Iltsvindet bredte sig i løbet af august og intensiveredes i styrke indtil midt i oktober. Iltsvindet startede således tidligere og var mere markant end normalt. Lillebælt og tilstødende sydjyske fjorde var i august påvirket af et iltsvind, som var værre end på samme tid året før. Iltsvindet stabiliserede sig i området, og nogle steder blev der iltfrit ved bunden og registreret frigivelse af svovlbrinte. I Aabenraa Fjord blev der målt iltsvind første gang sidst i juni. Efterfølgende forværredes iltsvindssituationen trinvis, og helt hen til midt i oktober var der iltfrie forhold i de dybe dele af fjorden og frigivelse af svovlbrinte. Også området nord for Als og mellem Als og Ærø blev hårdt ramt af iltsvind, og også her blev der registreret frigivelse af svovlbrinte fra havbunden. Iltsvindet var også udbredt i Haderslev Fjord, Flensborg Fjord og Sønderborg Bugt, hvor der også blev registreret iltfrie forhold og frigivelse af svovlbrinte på de dybeste lokaliteter. Genner Bugt og Als Fjord blev ligeledes påvirket af iltsvind om end i mindre omfang end i ovennævnte områder. For alle ovenfor nævnte områder forsvandt iltsvindet efter den kraftige storm sidst i oktober. I Kolding og Augustenborg Fjord blev der ikke registreret iltsvind i 2013.

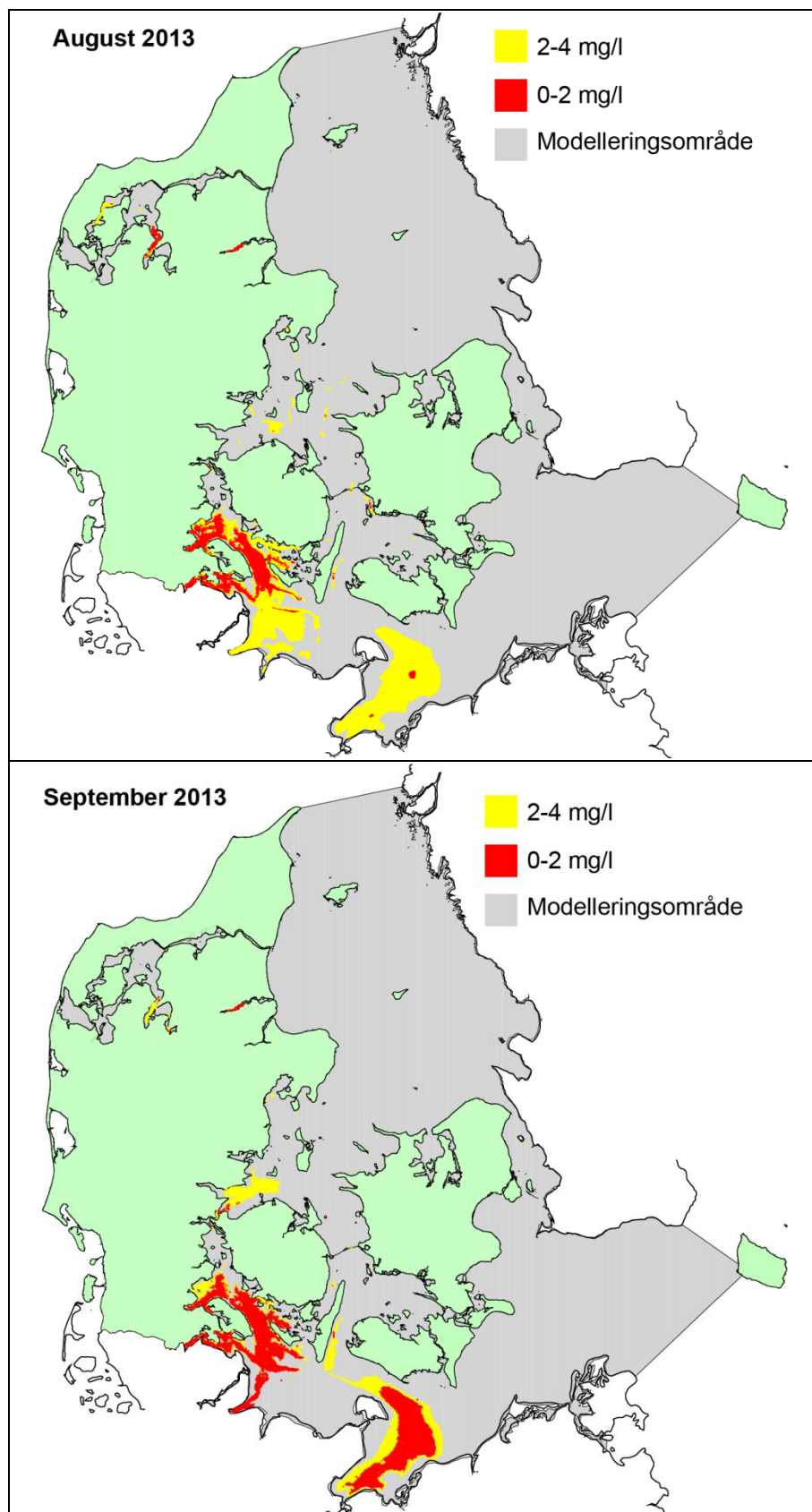
I Det Sydfynske Øhav blev det første iltsvind konstateret i slutningen af juni. Iltsvindet udviklede sig pga. det varme og forholdsvis stille vejr i juli. Det lidt mere ustadige vejr i august stabiliserede iltsvindets udbredelse. Men iltsvindet tiltog i styrke, og i de dybere dele af Ærøbassinet opstod iltfrie forhold, og der blev frigjort svovlbrinte fra havbunden. Der blev desuden registreret iltsvind i den nordlige del af Langelandssund fra slutningen af august. I begrænset omfang blev der også registreret iltsvind i Langelandsbælt fra midt i september.

I den sydlige del af Kattegat nord for Sjælland, farvandene rundt om Sjælland (inkl. Roskilde og Isefjord) og Lolland og Falster var iltsvindet begrænset til at optræde kortvarigt i Sejerø Bugt, Øresund og Faxe Bugt. I dele af det centrale Smålandsfarvand opstod der inden for et forholdsvis lille areal iltsvind fra starten af august. Iltsvindet i Smålandsfarvandet forsvandt først i forbindelse med stormen sidst i oktober.

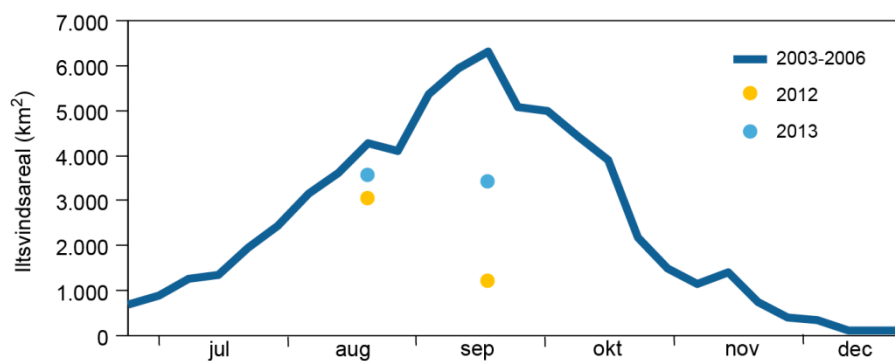
I Femern Bælt opstod der iltsvind i juli, som i august bredte sig ned i Lübeck Bugt. I dette forholdsvis store område intensiveredes iltsvindets styrke i løbet af september, og der var forsat markant iltsvind i området i oktober.

Der blev registreret iltsvind både vest og øst for Bornholm (fremgår ikke af figur 7.1). Bornholmerdybet øst for Bornholm er kendetegnet ved mere eller mindre permanent iltsvind.

Figur 7.1. Kortene viser den modellerede udbredelse af iltsvind i hhv. august og september. Gul indikerer moderat iltsvind (2-4 mg/l) og rød kraftigt iltsvind (0-2 mg/l).



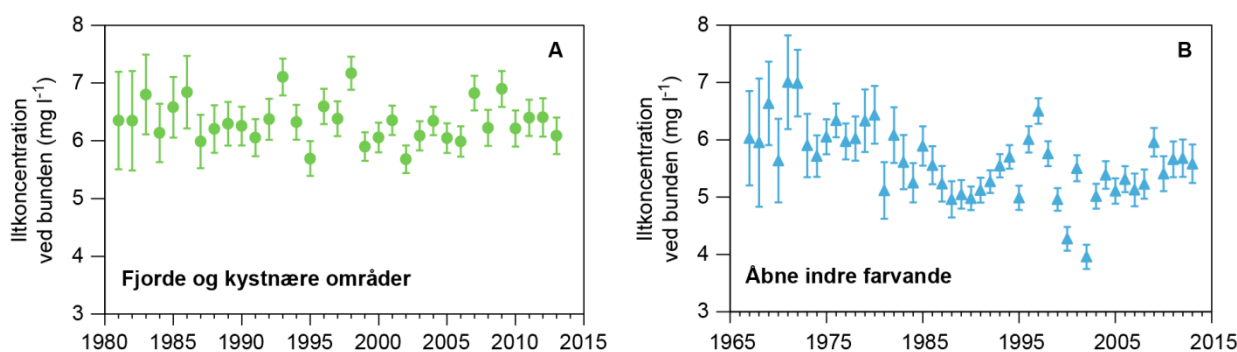
Figur 7.2. Årstidsvariationen af areal ramt af iltsvind ($< 4 \text{ mg l}^{-1}$) som middel for 2003-2006 (uge for uge i sidste halvdel af året) samt for 2012 og 2013 (midt i august og midt i september).



Iltsvind forekommer hovedsageligt fra juli til og med november og toppe inden for denne periode typisk i september. Det totale estimerede iltsvindsareal i 2013 i midten af september var på ca. 3.400 km², hvilket er højere end de tre forudgående år, men lavere end tidligere (figur 7.2). Knap halvdelen af iltsvindsarealet var berørt af kraftigt iltsvind, hvilket er mindre end de tre forudgående år, men noget højere end tidligere.

Langtidsudviklingen i iltforhold

I perioder med lagdeling af vandsøjlen (springlag) var den gennemsnitlige iltkoncentration ved bunden i iltsvindssæsonen i hhv. fjorde og kystnære områder og de åbne indre farvande i 2013 på niveau med de seneste år (figur 7.3). Iltkoncentrationen i fjorde og kystnære områder har sammenlignet med de åbne indre farvande varieret inden for et forholdsvist snævert interval, og koncentrationen i 2013 lå tæt på middelniveauet for målingerne siden starten af 1980'erne. I de åbne indre farvande har iltkoncentrationen også været relativt stabil siden 2003, dog med en tendens til en stigning. I den forudgående årrække har der både været perioder med fald (1980-1988 og 1998-2002) og stigning (1990-1997), men der er ikke nogen entydig forklaring på disse svingninger.



Figur 7.3. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet for NOVA/NOVANA-stationer i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne indre farvande. Beregnet på baggrund af prøvetagninger over bunden i juli-november på stationer med et veldefineret springlag ($\Delta \sigma_T > 0,5$ for fjord- og kyststationer, og $\Delta \sigma_T > 1$ for stationer i åbne indre farvande). Middelværdierne er korigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved empirisk modellering. Bemærk at tidsperioden ikke er den samme på begge figurer.

Der er store regionale forskelle i udviklingen i iltkoncentrationen. Iltkoncentrationen i bundvandet i den typiske iltsvindperiode fra juli til og med november har dog generelt vist en faldende tendens i alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet (tabel 7.1). I knap halvdelen af områderne er ændringen stati-

stisk signifikant, og i disse områder er iltforholdene forringet med 0,018-0,048 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹. Langtidsudviklingen i iltkoncentrationerne er resultatet af forøget næringssaltbelastning (eutrofiering) og efterfølgende en forsinket respons på reduceret næringssaltbelastning (oligotrofiering) samt en stigning i havtemperaturen på ca. 1-1½ °C de sidste 30-40 år (*kapitel 2*). En øget temperatur bevirker et mindsket iltindhold i havvandet og dermed en øget risiko for iltsvind.

Tabel 7.1. Lineære trendanalyser for middelkoncentration af ilt i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVANA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0.5$ for fjord- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Trend
Vestjyske fjord- og kyststationer	22	4	1989-2013	0,3363	0,016 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Limfjorden	34	9	1980-2013	0,2202	-0,017 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østjyske fjorde	41	11	1972-2013	0,7329	-0,002 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	36	3	1977-2013	0,0759	-0,020 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	28	12	1985-2013	0,1334	0,025 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Kattegat	48	18	1966-2013	0,0540	-0,011 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Nordlige Bælthav og Storebælt	42	9	1970-2013	< 0,0001	-0,032 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Lillebælt og Femern Bælt	48	6	1965-2013	< 0,0001	-0,028 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Øresund	47	4	1967-2013	0,0293	-0,018 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østersøen	46	9	1966-2013	<0,0001	-0,048 mg l ⁻¹ år ⁻¹

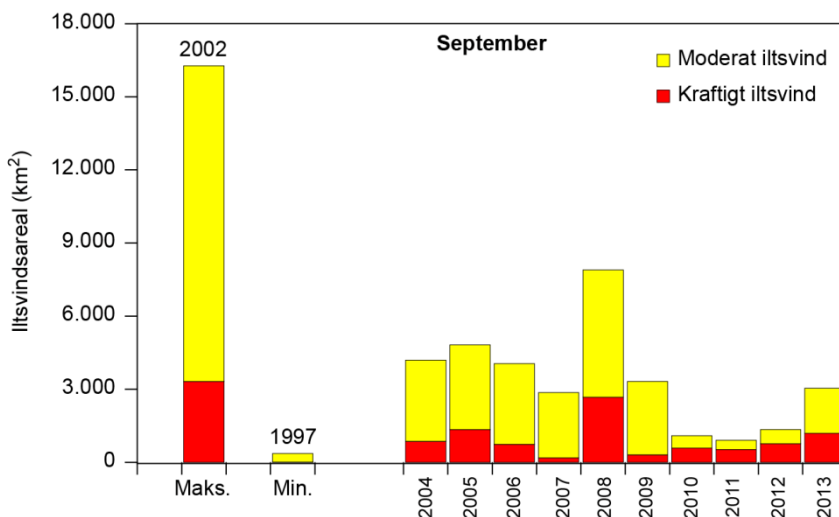
Med henblik på at vurdere om tiltagene til begrænsning af belastningen med næringssalte har haft en effekt på iltforholdene, er det bedre at fokusere på udviklingen de senere år end hele overvågningsperioden. I de seneste 10 år er der sket en positiv udvikling for iltforholdene i bundvandet i halvdelen af farvandsområderne (*tabel 7.2*). Denne udvikling er statistisk signifikant for Kattegat og Øresund. De områder, som har haft en negativ udvikling de seneste 10 år, er de kendte 'problemområder' i form af fjorde og kystnære områder, mens den statistisk signifikante fremgang er sket i de mere åbne farvande Kattegat og Øresund. Der er således en klar 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 næringssaltbegrænsning er relativ stor. Til gengæld går det noget langsomt med at få vendt udviklingen i fjorde og de mere lukkede af de kystnære farvande.

Tabel 7.2. Lineære trendanalyser for middelkoncentration af ilt i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVANA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0.5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for åbne havstationer) for 10-årsperioden 2004-2013. Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone. Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (tabel 7.1) er angivet med $\leftrightarrow$ (uændret), $\uparrow$ (forbedret), $\downarrow$ (forringet). Hvis trenden er statistisk signifikant forskellig fra trenden for hele perioden (tabel 7.1), er det markeret med gråtone. For de områder, hvis navn er markeret med gråtone, var udviklingen i langtidstrenden (tabel 7.1) signifikant.

Område	Antal stationer	P-værdi	Udvikling ($\text{mg l}^{-1} \text{ år}^{-1}$)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,1109	0,100	$\uparrow$
Limfjorden	8	0,6232	-0,044	$\downarrow$
Østjyske fjorde	9	0,7517	-0,015	$\downarrow$
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,7583	0,019	$\uparrow$
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	11	0,9420	-0,007	$\downarrow$
Kattegat	18	0,0019	0,069	$\uparrow$
Nordlige Bælthav og Storebælt	7	0,1690	0,097	$\uparrow$
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,5319	-0,061	$\downarrow$
Øresund	4	0,0128	0,117	$\uparrow$
Østersøen	8	0,9409	0,003	$\uparrow$

Iltsvind har en række uheldige konsekvenser for økosystemet. Der har været meget store udsving mellem årene i det areal af havbunden, som er blevet berørt af iltsvind (figur 7.4). Den hidtil største udbredelse af iltsvind blev registreret i 2002, og opstod som en uheldig kombination af en stor tilførsel af næringssalte, forholdsvis lidt vind og relativ høj bundvandstemperatur. Den hidtil mindste udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringssalte. I 2013 var iltsvindsudbredelsen markant forøget i forhold til det relativt lave niveau i 2010-2012, hvilket formodentlig skyldes, at juli-september var kendetegnet ved høj temperatur og svag vind.

Figur 7.4. Udviklingen i arealet af moderat iltsvind ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) i september i de indre farvande for perioden 2004-2013 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2013. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2 .



Den begrænsede udbredelse af iltsvind i 2010-2012 indikerer, at havbunden var blevet mere robust i forhold til at modstå udvikling af iltsvind. Men 2010-2012 var også kendetegnet ved periodisk relativt meget vind i den typiske iltsvindsperiode. Desuden var der alle tre år (lige som i 2013) i første kvartal forholdsvis lave temperaturer, som betød et større iltindhold i vandet. For bund-

vandets vedkommende holdt den afkølede effekt sig til langt hen på året. Desuden har de senere års lave koncentrationer af næringssalte (*kapitel 5*) bidraget til en relativt lav primærproduktion og klorofylmængde i vandsøjlen (*kapitel 6*) og dermed forventeligt et mindre iltforbrug ved bunden til omsætning af sedimenteret organisk materiale. Men den markant større udbredelse af iltsvind i 2013 viste, at havbunden endnu ikke er mere robust, end at iltsvind kan brede sig over større områder, hvis de vejrmæssige forhold stimulerer iltsvindets udvikling. Vejret (vind og temperatur) i 2013 mindede rigtig meget om forholdene i 2006 (*kapitel 2*), men alligevel var udbredelse af iltsvind i 2013 ca. 25 % mindre end i 2006. Dette kan med forsigtighed fortolkes i retning af, at havbunden har fået det bedre de seneste år, men stadig er sårbar over for iltsvindsstimulerende vejrlig.

Sammenfatning

- Iltsvindet udviklede sig relativt markant i 2013 i en række kystvande (inkl. fjorde) grundet en varm sommer med forholdsvis svage vinde, mens der kun var meget lidt iltsvind i de åbne dele af de danske farvande.
- Det totale iltsvindsareal i september 2013 var større end de tre forudgående år, men mindre end i årene op til 2010. Knap halvdelen af iltsvindsarealet var ramt af kraftigt iltsvind.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt og tilstødende fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt/Lübeck Bugt. I Lillebælt og tilstødende fjorde samt i Det Sydfynske Øhav blev der frigivet svovlbrinte fra havbunden flere steder.
- De tidligst registrerede iltsvind var først i juni (Limfjorden) og sidst i juni (Aabenraa Fjord og Det Sydfynske Øhav). De fleste steder opstod iltsvindet i løbet af juli og starten af august og forsvandt helt i forbindelse med den kraftige storm sidst i oktober.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har overordnet været faldende i overvågningsperioden, men der har dog været en positiv udvikling i de seneste 10 år.

8 Bundplanter: ålegræs og makroalger

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

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter, samt buskadser og 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 i sedimentet stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og bidrager dermed til at holde vandet klart samtidig med, at de lagrer kulstof og tilbageholder næringssalte. Disse mange nyttige funktioner gør, at havets enge og skove hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer (*Costanza m.fl. 1997, Barbier m.fl. 2011*). Men ålegræs og verdens øvrige havgræsser er stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove (*Waycott m.fl. 2009*).



Algesamfund i det nyligt udpegede Unesco verdensarvsområde og Natura 2000-område ud for Stevns Klint. Foto Karsten Dahl.

Både ålegræs og makroalger er væsentlige indikatorer for det kystnære havmiljøs økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv. Ålegræs og makroalger benyttes også i vurderingen af tilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper, såsom 'stenrev', 'boblerev', 'sandbanker' og 'lavvandede bugter og vige'. Baggrunden for at anvende bundplanterne som indikator er, at de afspejler kvaliteten af en række naturtypers struktur og funktion integreret over et længere tidsrum. Ændringer i andre indikatorer som fx klorofylkoncentration, TN-koncentration, sigtdybde og iltforhold er ligeledes nyttige i tolkningen af bundplanternes udvikling.

Et fald i tilførslen af næringssalte til havmiljøet forventes at føre til en reduktion i mængden af planteplankton i vandsøjlen og dermed mere lys ved bunden, så ålegræs og makroalger får bedre vækstforhold og bedre mulighed for at brede sig på dybere vand. Et større plantedække nedsætter desuden risikoen for, at havbunden hvirvles op, og har dermed en selvforstærkende positiv effekt på lysklimaet. En reduceret tilførsel af næringssalte resulterer desuden oftest i færre opportunistiske énrige makroalger og dermed bedre lysforhold for ålegræs og flerårige makroalger. Endelig fører en reduktion i næringssalte 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*) er sat i forbindelse med reduceret prædation fra havodder og hummere (*Little & Kitching 1996*) samt fisk (*Tegner & Dayton 2000*).

Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset af et krav om en saltholdighed større end 22-24 promille. Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri og hyppige skibspassager – er også påvist som sandsynlige årsager til reduceret udbredelse af makroalger på visse lokaliteter (Dahl 2005, Dahl m.fl. 2012).

I dette kapitel analyseres først udviklingen i ålegræssets forekomst langs de åbne kyster, samt i yder- og inderfjorde gennem perioden 1989-2013. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse' defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning og 'ålegræssets dækning i dybdeintervaller'. Blandt blomsterplanter omfatter analyserne kun ålegræs, fordi den er langt den mest udbredte plante på den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer også andre rod-fæstede planter såsom havgræs (*Ruppia* spp.), dværgålegræs (*Zostera noltii*) og børsteblandet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), som altså ikke indgår i analyserne.

Senere i kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makroalgers dækning langs fjorde og kyster samt på stenrev, ligeledes for perioden 1989-2013. 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 grundig gennemgang af udviklingen, samt natur og miljøtilstanden, på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat.

Ålegræs

Ålegræssets dybdeudbredelse

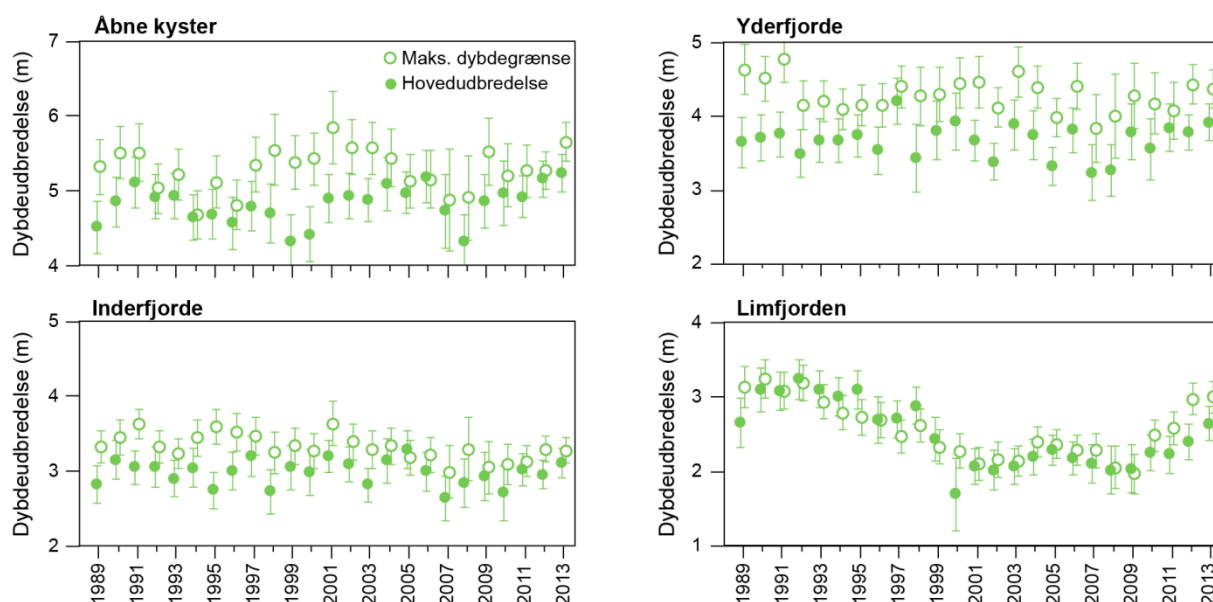
Data er grupperet i 'åbne kyster', 'yderfjorde' og 'inderfjorde', og udviklingen i disse områder er analyseret samlet. Limfjorden er analyseret separat, fordi den adskiller sig markant fra de øvrige farvandsområder.

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) var størst langs de åbne kyster (4,7-5,9 m), mindre i yderfjordene (3,8-4,7 m) og mindst i inderfjordene (3,0-3,6 m) og i Limfjorden (2,0-3,2 m) i perioden 1989-2013 (figur 8.1).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse med dybeste udbredelse langs de åbne kyster (4,3-5,2 m), mindre dybdeudbredelse i yderfjordene (3,2-4,2 m) og mindste dybdeudbredelse i inderfjordene (2,6-3,3 m) og Limfjorden (1,7-3,2 m) (figur 8.1).

Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse for perioderne 1989-2013 og 2008-2013, og P-værdier $< 0,05$ betragtes som signifikante.

For perioden 1989-2013 viste hverken ålegræssets hovedudbredelse eller den maksimale dybdeudbredelse nogen signifikant udviklingstendens langs de åbne kyster og i yderfjordene. I inderfjordene er der sket en signifikant reduktion i den maksimale dybdeudbredelse, mens dybdegrænsen for hovedudbredelsen ikke viser nogen udviklingstendens. I Limfjorden er både den maksimale dybdeudbredelse og dybdegrænsen for hovedudbredelsen signifikant reduceret gennem overvågningsperioden.



Figur 8.1. Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (○) og dybdegrænsen for hovedudbredelsen (●) i perioden 1989-2013 for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Bemærk forskellige y-akser. Dybdegrænsen for hovedudbredelsen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (Bilag 2). Det forekommer en gang imellem (i data fra Limfjorden), at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Det er et artefakt, der skyldes, at hovedudbredelsen bliver udregnet/interpoleret for hvert transekt ud fra dækningsgrader langs dybdegradienten, mens den maksimale dybde bliver vurderet direkte i felten ud fra ca. syv delprøver pr. dybdegradient. Bilag 2 viser hvilke områder, der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde og åbne kyster.

For perioden 2008-2013 er der indikationer på en positiv udvikling. I Limfjorden er den maksimale dybdeudbredelse forøget med 46 % og dybdeudbredelsen for hovedudbredelsen med 31 %, og langs de åbne kyster er dybden for hovedudbredelsen forøget signifikant med 21 %.

Den samlede udvikling langs kyster og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (Hansen m.fl. 2012, kap. 12). Der er dybe, stabile ålegræsbestande i bl.a. Øresund, Køge Bugt, Præstø Fjord og Det Sydfynske Øhav. De seneste års markante positive udvikling i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i Sejerø Bugt, Roskilde Fjord og Isefjords yderbredning er fortsat, og i 2013 blev den maksimale dybdeudbredelse også markant forbedret i Kalundborg Fjord. Sidste års positive tendenser i Als Sund og Flensborg Fjord fortsatte dog ikke i 2013. Derimod blev den negative udvikling i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse, der i 2012 blev observeret i Odense Fjord og Århus Bugt, i 2013 vendt til en svag positiv udvikling begge steder. Ålegræsset i Horsens, Vejle og Kolding Fjorde har fortsat meget begrænset dybdeudbredelse. I Horsens Fjord ses dog en tydelig positiv udvikling med en fordobling af den maksimale dybdeudbredelse siden 2002. Limfjorden er det område, der udviser de mest markante forbedringer. I perioden 2008-2013 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i Nibe-Gjøl Bredning, i Løgstør Bredning og i Skive Fjord øget med henholdsvis 86 %, 36 % og 56 %.

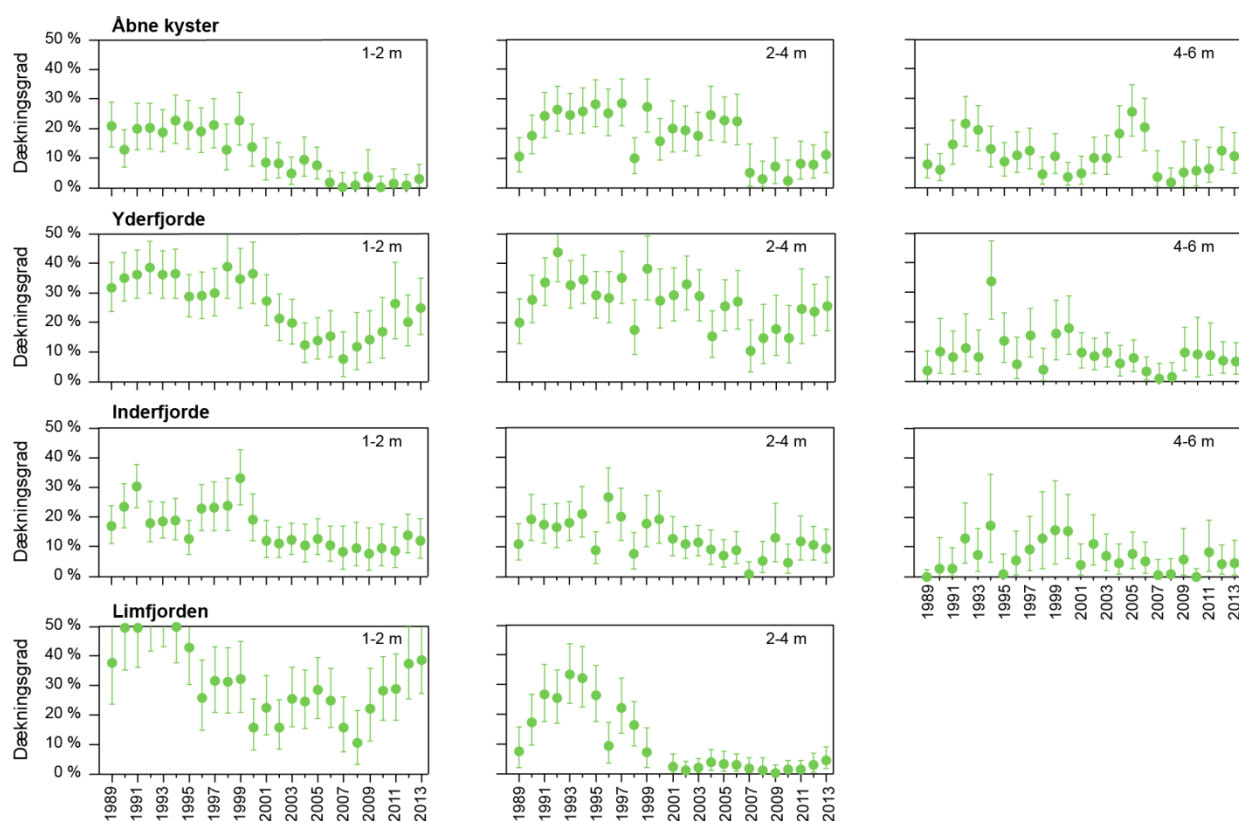
Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybde for de åbne kyster, yderfjordene og inderfjordene samt for 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden, hvor ålegræsset sjældent optræder dybere end 4 m (figur 8.2). 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 næringssaltbelastningen. Til og med år 2000

blev opgørelserne baseret på én samlet vurdering pr. dybdeinterval pr. transekt, mens de nyere opgørelser er mere detaljerede, idet de er baseret på en række punktobservationer pr. dybdeinterval.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellem- dybder (1-2 m og 2-4 m), hvor eksponeringen er begrænset, og hvor lysforholdene er gode for planterne (*Krause-Jensen m.fl. 2003*). Dækningsgrad varierer betydeligt mellem år. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis 2-28 % af bunden langs de åbne kyster, 10-44 % i yderfjordene, 1-21 % i inderfjordene og 0-33 % i Limfjorden i perioden 1989-2013 (*figur 8.2*).

Der er generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter gennem perioden 1989-2013 (*figur 8.2*). Dækningen er gennem hele overvågningsperioden faldet signifikant på både 1-2 og 2-4 m's dybde i samtlige områder. Siden 2008 har der dog været signifikant fremgang i dækningsgraden af ålegræs på 1-2 og 2-4 m's dybde både i Limfjorden og i yderfjordene, mens der langs de åbne kyster i samme periode er sket en signifikant fremgang i dækningsgraden på 4-6 m's dybde.



Figur 8.2. Ålegræssets dækning i perioden 1989-2013 for åbne kyster, 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). Dækningen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (*Bilag 2*). *Bilag 2* viser hvilke områder, der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde og åbne områder.

Diskussion af ålegræssets udvikling

Med en vis forsigtighed kan man tolke udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad siden 2008 som en respons på det faktum, at kvælstofkoncentrationen er faldet siden starten af 90'erne (*kapitel 5*). Detailanalyser af ålegræssets udvikling i 20 fjord- og kystområder i forrige års havrapport (*Hansen m.fl. 2012, kap. 12*) viste, at siden 1989 var vandet kun blevet signifikant

klarere i ét af de 20 områder, mens sigtddybden i de sidste to år har været markant forøget i alle farvandsområder (*kapitel 6*).

Det er ikke enestående, at udviklingen i ålegræssets udbredelse er træg og forskudt i tid i forhold til reduktionen i næringssaltbelastning. Der er mange eksempler fra andre kystområder på, at strukturskift eller ændrede miljøforhold i øvrigt forsinker eller forhindrer en tilbagevenden til situationen fra før, eutrofieringen satte ind (*Duarte m.fl. 2009, Carstensen m.fl. 2011a, Nyström m.fl. 2012*). Selvom udledningen af næringssalte til havmiljøet reduceres, vil der være en pulje af ophobede næringssalte til stede i havbunden bundet i sedimenteret organisk materiale, som har ophobet sig gennem årene med høj næringssaltbelastning. Denne pulje kan frigives igen og udgøre en intern belastning, der forsinker effekten af den reducerede næringssaltbelastning fra land. Desuden kan rekolonisering af ålegræs være en langsommelig proces med tidshorisonter på op til årtier (*Olesen & Sand-Jensen 1994, Duarte 1995*). Når ålegræs 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*). Globale klimaforandringer som eksempelvis opvarmning kan påvirke ålegræs i negativ retning ved at stimulere respiration mere end fotosyntese og dermed øge ålegræssets lyskrav (*Stæhr & Borum 2011*). Højere temperaturer øger også risikoen for iltsvind (*Conley m.fl. 2007*), og gør samtidig ålegræsset mere sårbart over for iltsvind (*Pulido & Borum 2010*). Men dårlige lysforhold spiller en langt større rolle end temperaturstigninger for ålegræssets dybdeudbredelse langs vores kyster (*Stæhr & Borum 2011*).

De seneste års (2008-2013) positive udviklingstendens for ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad i samtlige farvandsområder, men mest markant i Limfjorden og yderfjordene, tyder dog på, at udviklingen er ved at vende (*figur 8.1 og 8.2 - Hansen m.fl. 2012, kap. 12*). Det usædvanligt klare vand, som karakteriserede de marine områder i 2012 og 2013 (*se kapitel 6*) og tendensen til mindre udbredelse af iltsvind gennem de seneste år (*se kapitel 7*) støtter en sådan positiv udvikling.

Makroalger

Makroalger i fjorde, kystområder og på stenrev

Udviklingen i makroalgernes udbredelse er beskrevet for forskellige farvandstyper i indre danske farvande. En detaljeret beskrivelse af metoden findes i *Carstensen m.fl. (2014)*. Data er grupperet i 'stenrev', 'åbne kyster', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Denne opdeling er nødvendig, fordi vækstvilkårene i form af lysnedtrængning og fysisk eksponering er meget forskellige fra lukkede fjorde til stenrev i åbne farvande. For hvert af disse hovedområder 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 ovenpå hinanden. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle områder inden for hvert hovedområde. Dækningsgraderne er modelleret for en fast dybde for hvert hovedområde baseret på overvågningsdata indsamlet langs hele den del af dybdegradienten, hvor algerne er lysbe-grænsede (modelleringen er foretaget på samme måde som i *Carstensen m.fl.*

2008, kapitel 3)¹. Der er altså tale om en slags avanceret gennemsnit af de vurderede dækningsgrader, beregnet via en dybde-model for en fast dybde, som varierer mellem hovedområde og indikatorerne 'total dækningsgrad' og 'kumuleret dækningsgrad'.

Den modellerede totale algedækning på 15 m's dybde varierer betydeligt mellem årene, men ligger omtrent inden for det samme niveau for stenrevne (40-91 %), de åbne kyster (12-64 %) og yderfjordene (24-90 %). Modelleringsdybden for inderfjorde og Limfjorden var lavere (henholdsvis 10 og 5 m) og niveauerne derfor ikke direkte sammenlignelige med de øvrige hovedområder. På trods heraf var dækningsgraden lavere begge steder og især i Limfjorden (2-39 %), sammenlignet med inderfjordene (14-82 %) (figur 8.3, venstre kolonne).

Algernes kumulerede dækning på 10 m's dybde var lidt højere på stenrevne (68-180 %) end langs de åbne kyster (43-117 %) og i yderfjordene (17-113 %). På trods af den lavere modelleringsdybde (3 m) var den kumulerede algedækning lav i Limfjorden (21-93 %), som det også var tilfældet for den totale dækning, mens algedækningen på den lavere modelleringsdybde i inderfjordene (6 m) matchede de mere åbne områder (40-194 %) (figur 8.3, højre kolonne).

Dækningsgraden var påfaldende lav i overvågningsprogrammets første år (1989), hvilket kunne tyde på, at undersøgelserne på daværende tidspunkt ikke helt var indarbejdet. I analyserne af udviklingstendenser er der derfor fokuseret på perioden 1990-2013. Der er desuden sket en metodeændring, da dækningsgraden til og med 2000 er angivet i en grovere skala inddelt i fem værdier og ikke direkte som procent. Fra 2001 blev de tekniske retningslinjer justeret, så vegetationens dækning kun skulle gives for stabilt substrat.

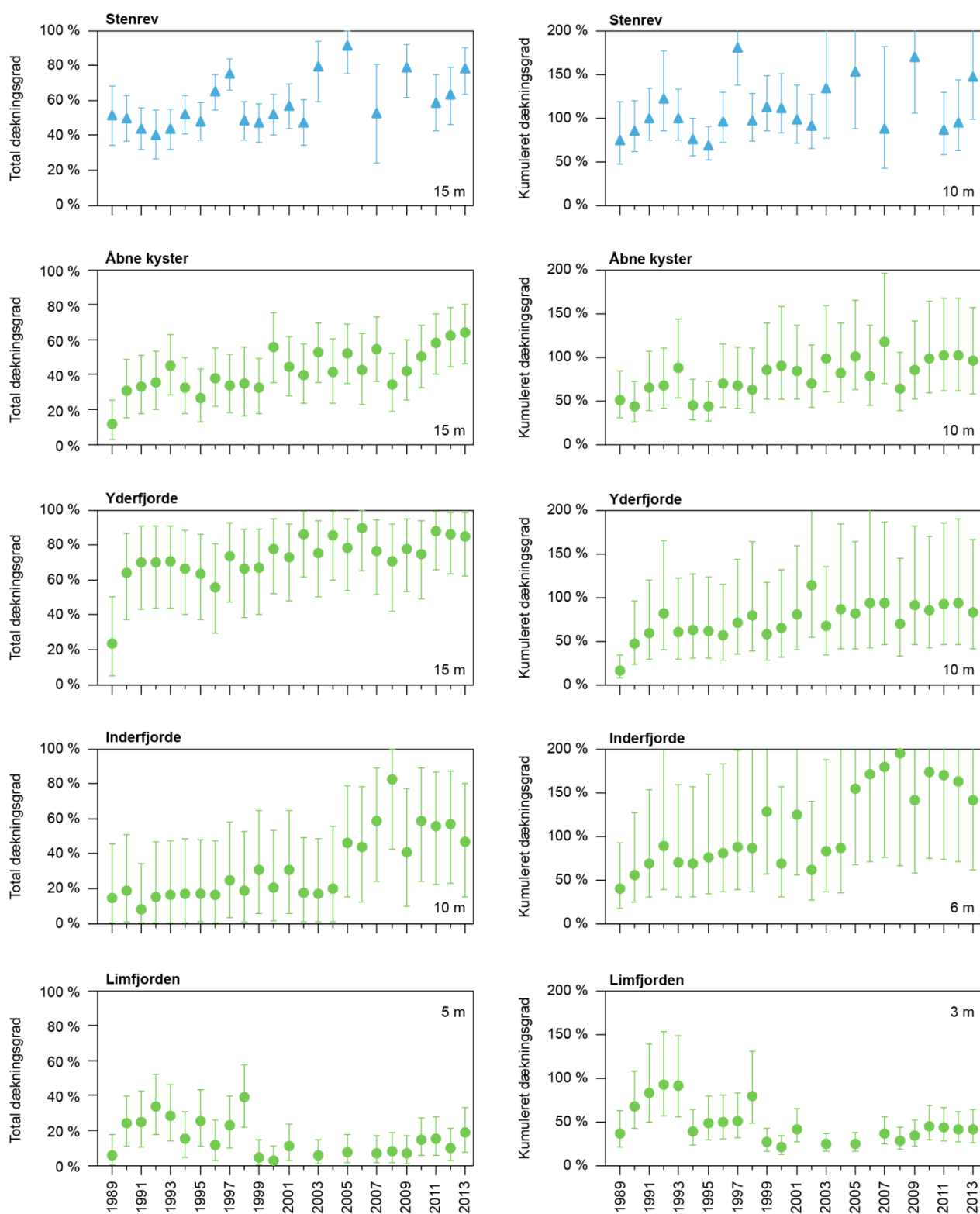
Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af årsmidlerne for perioderne 1990-2013 og 2008-2013, og P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

Der var en signifikant positiv udviklingstendens i den totale dækningsgrad gennem perioden 1990-2013 i samtlige hovedområder, bortset fra i Limfjorden, hvor udviklingstendensen var signifikant negativ.

Der var ligeledes i hele overvågningsperioden en signifikant positiv udvikling i algernes kumulerede dækningsgrader i inderfjorde, yderfjorde og åbne kyster. Limfjorden udviste også her en signifikant negativ udviklingstendens, mens der ikke kunne påvises en signifikant udvikling for stenrev.

Den generelt positive udvikling i algernes dækningsgrad tyder på, at vandkvaliteten er forbedret. Ser man på udviklingen i de seneste år (2008-2013), så er der fortsat en signifikant positiv udvikling mod en øget total dækningsgrad af makroalger langs åbne kyster og i yderfjorde. Den negative udvikling i Limfjorden er afløst af en tendens til øget dækning. Men samtidig ses en tendens til tilbagegang i både den totale og kumulerede dækningsgrad af makroalger i inderfjordene.

¹ Den totale dækning er modelleret for dybder på 5 m i Limfjorden, 10 m i inderfjordene og 15 m i de øvrige områder, mens den kumulerede dækning er modelleret for dybder på 3 m i Limfjorden, 6 m i inderfjordene og 10 m i de øvrige områder. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken dybde man benytter, men da den totale dækning reagerer mere trægt på ændringer i lysforhold end den kumulerede dækning, fremgår udviklingstendenserne i den totale dækning tydeligere, når de illustreres for lidt dybere vand, hvor effekten af en ændring i lysforholdene er større.



Figur 8.3. Makroalgernes totale dækningsgrad (venstre kolonner) og kumulerede dækningsgrad (højre kolonne) i perioden 1989-2013 for stenrev, åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Dækningsgraderne er modelleret vha. en generaliseret lineær model for en fast dybde i hvert hovedområde (dybde angivet i figurene) (Carstensen *m.fl.* 2008).

Data for algedækning i kystområderne var behæftet med betydelig større usikkerhed end data for stenrevne. I analysen er udeladt de mest afvigende datasæt; eksempelvis observationer, hvor den totale algedækning var opgjort som større end summen af de enkelte arters dækning.

Makroalger på udvalgte stenrev i åbne indre farvande

I NOVANA-programmet overvåges årligt alger på hård bund på 11 stenrev i de indre danske farvande og hvert 6. år på yderligere 28 sten- og boblerev i et ekstensivt program. Algerne beskrives med en total dækningsgrad for de oprette alger og i form af specifikke dækningsgrader for de enkelte arter, inkl. skorpeformede alger.

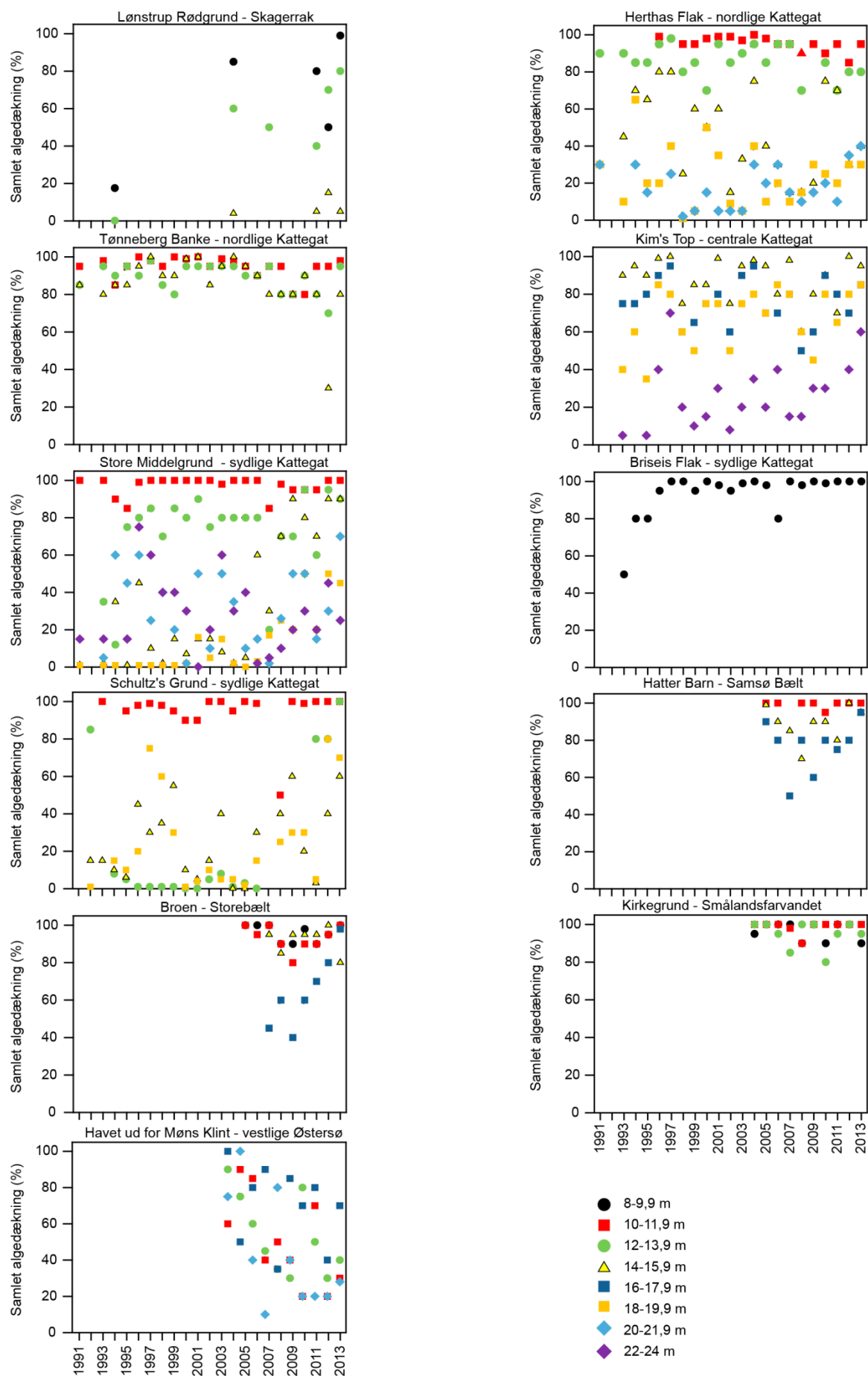
Sten- og boblerevene, der indgår i det nationale overvågningsprogram, er alle omfattet af EU's habitatdirektiv og ligger i Natura 2000-områder, hvor de udgør en del af udpegningsgrundlaget.

Rev i Natura 2000-områder skal i henhold til habitatdirektivet opnå en 'gunstig bevaringsstatus'. Gunstig bevaringsstatus omfatter både, at arealerne med hård bund bevares, og at de biologiske forhold, som er afgørende for revenes 'struktur og funktion', er i orden. En veludviklet dybdeudbredelse og høj dækningsgrad af makroalger anses som et centralt element i revenes struktur og funktion. Da der mangler robuste kvantitative oplysninger om makroalgerne tilstand fra perioder før eutrofiering og anden menneskelig påvirkning for alvor blev et problem, må referencerammer og målsætninger til brug for vurdering af miljøtilstanden etableres på anden vis.

Makroalgeskovene på stenrevne i de åbne indre farvande består af rød- og brunalger i flere lag, der dækker det stabile substrat fuldstændigt ned til 10-12 m's dybde. På dybder større end 12-14 m aftager algerne totale dækning til et enkelt lag oprette alger, hvis totale dækning aftager med stigende dybde. Skorpeformede algebelægninger, der kan vokse ved meget lidt lys, træffes fortsat med stor dækning på 24 m's dybde.

En meget stor del af de data, der er brugt til at beskrive udviklingstendenser på stenrev, er indsamlet i Natura 2000-områder i de åbne indre farvande. Der findes meget lange tidsserier for alger på disse stenrev. Udviklingen på de enkelte indsamlingsstationer på hver af de undersøgte stenrev fremgår af figur 8.4. Ligesom det var tilfældet i 2012 i forhold til de foregående år, var den totale algedækning på de forskellige undersøgelsesdybder i 2013 generelt god.

Den totale algedækning på stenrevne Lønstrup Rødgrund, Kim's Top, Store Middelgrund, Briseis Flak, Schultz's Grund, Hatter Barn, Broen og Kirkegrund var generelt meget veludviklet på de forskellige dybder i forhold til tidligere observationer. På stenrevet Tønneberg Banke var den totale algevegetation derimod markant ringere i forhold til de forgående år, og på Herthas Flak var der både dybder med tilbagegang (10, 12 og 15 m) og dybder med en rimelig fremgang (18 og 20 m). Makroalgerne på stationen på 15 m's dybde på Herthas Flak var græsset ned af en relativ stor mængde af arten stort søpindsvin (*Echinus esculentus*), som dækkede ca. 1 % af det hårde substrat.



Figur 8.4. Algedækninger på stenrev fordelt på undersøgelsesdybder.

Store Middelgrund, som tidligere har været påvirket af fysiske forstyrrelser, er i fortsat fremgang med høje makroalgedækninger på de undersøgte stationer (omtales nærmere senere).

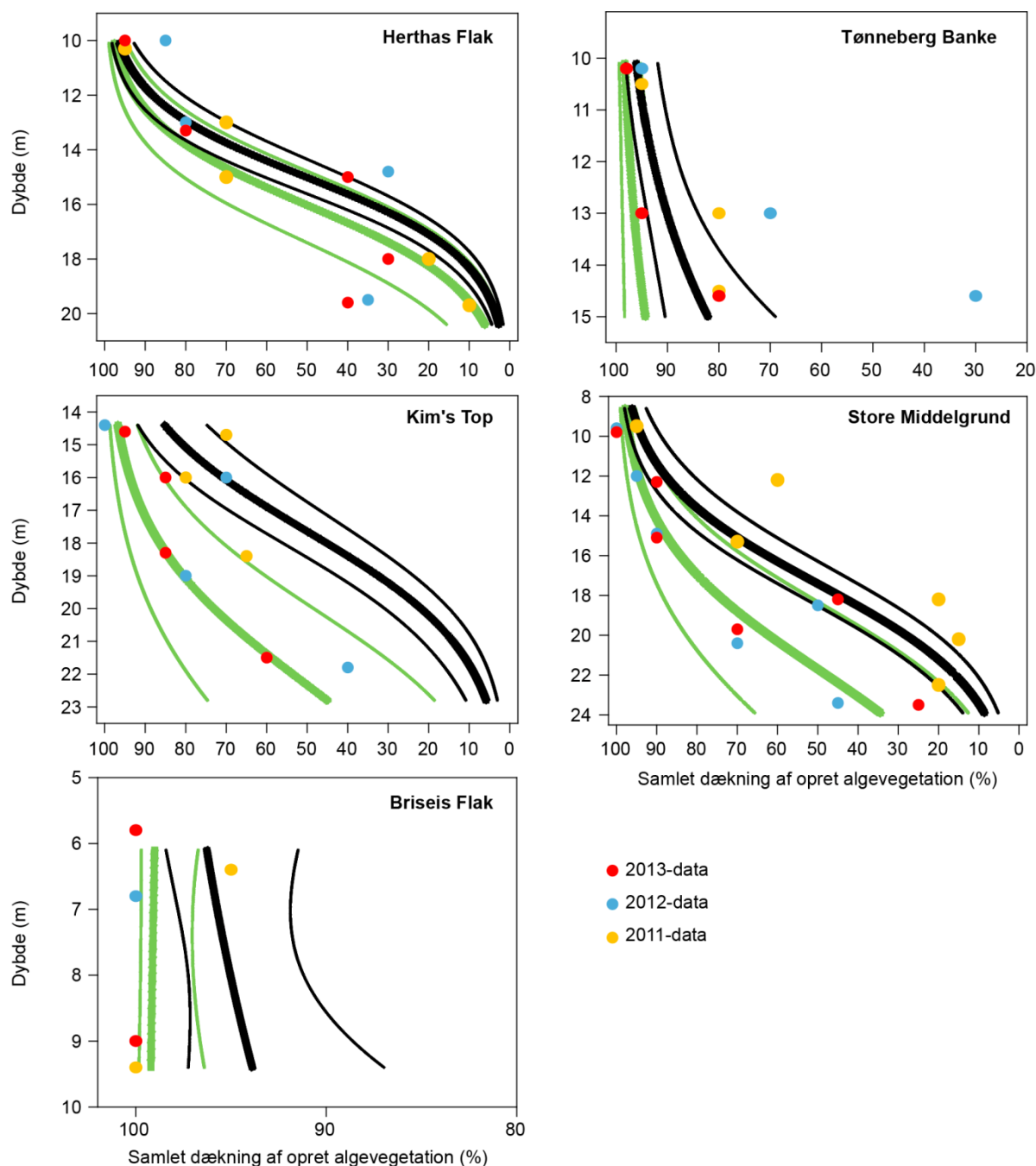
Kraftig nedgræsning af tangskoven på stenrevet Schultz's Grund forårsaget af store mængder grønne søpindsvin har været et problem over en lang år-række. Græsningen har vertikalt været begrænset af, at søpindsvinene ikke tåler den lave saltholdighed over springlaget ($< 22-24 \text{ ‰}$). De sidste par år er tætheden af søpindsvin reduceret på flere stationer på revet, eller søpindsvinene er helt forsvundet, og makroalgerne har i stort omfang genetableret sig på stenene, særligt lige under springlaget. Grønne søpindsvins nedgræsning af den dybereliggende tangskov er dog stadig et problem på andre stenrev i Bælthavet.

Forholdene på revet ud for Møns Klint er meget påvirket af blåmuslinger (*Mytilus edulis*), der klarer sig fortrinligt i pladskonkurrencen med makroalger fra relativt lave vanddybder og helt ud på de største undersøgelsesdybder. Pladskonkurrence fra blåmuslinger er formodentlig hovedårsagen til faldet i dækningen af makroalger.

Statistiske analyser har vist, at både makroalgernes totale dækningsgrad og summen af de enkelte arters dækning (den kumulerede dækning) på stenrev i dybvandede områder i Kattegat er korreleret med tilførslen af kvælstof til Kattegat i det forudgående halvår fra januar til juni (Dahl & Carstensen 2008). Herudover kan solindstråling, vanddybde og forekomst af søpindsvin på de enkelte rev forklare en stor del af variationen i makroalgernes dækning. Modeller indeholdende disse parametre har stor forklaringskraft, idet deres korrelationskoefficienter og signifikansniveauer generelt er høje ($r^2 > 0,80$, $P < 0,0001$). Responsen på kvælstoftilførslen til Kattegat er tydeligst på revlokaliteter i det centrale Kattegat. Andre modeller viser, at også sigtdybde er signifikant korreleret med den totale dækningsgrad af makroalger på de dybtliggende stenrev i Kattegat ($r^2 = 0,67$, $P < 0,0001$, Dahl & Carstensen 2005).

I mangel på data, som kan beskrive en gunstig bevaringsstatus for et stenrev, kan modelværktøjet bruges til at estimere den algedækning, der repræsenterer grænsen mellem gunstig og ikke gunstig bevaringsstatus. En sådan estimering forudsætter fastlagte grænseværdier for kvælstoftilførsel eller alternativt sigtdybde. Modellerne giver mulighed for at beregne stenrevenes algedække i relation til kvælstoftilførsel og solindstråling for de enkelte stenrev. Dermed bliver det muligt at modellere algernes dybdeudbredelse i scenarier, hvor kvælstoftilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningstryk er konstante.

Algevegetationens dækning langs dybdegradier på fem rev i Kattegat blev modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel på baggrund af parameterestimaterne fra de statistiske analyser beskrevet ovenfor (figur 8.5). Det ene scenarium repræsenterer den gennemsnitlige tilførsel af næringssalte til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006, mens det andet repræsenterer en referencelignende tilstand med stærkt reduceret kvælstoftilførsel i forårshalvåret. I begge scenarier er der tilladt et mindre græsningstryk af søpindsvin svarende til 0,1 % dækning af søpindsvin på den hårde bund. Det ses tydeligt på de modellerede dækningsgrader af makroalger, at en reduktion af kvælstoftilførslen har en gunstig effekt på den totale dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øge algernes dybdeudbredelse.



Figur 8.5. Aktuelle samlede (totale) dækningsgrader af den samlede oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2011-2013 og modellerede dækninger for to scenarier med forskellig kvælstoftilførsel. De sorte linjer angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensgrænser svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel for forårshalvåret i perioden 1994-2006 på 48.000 tons. Det andet scenarium (grønne linjer) svarer til en reference-lignende situation med en tilførsel på 10.000 tons i forårshalvåret. Begge scenarier er baseret på en antaget græsning af sø-pindsvin svarende til 0,1 % dækning og en solindstråling fra maj til juli svarende til gennemsnittet for perioden 1994-2006.

De observerede dækningsgrader på de undersøgte stationer i 2011, 2012 og 2013 er også vist for de fem rev i figur 8.5 uden korrektion for variation i indstråling i forårshalvåret. De sidste tre år har overordnet været præget af fine dækninger og dybdeudbredelse på de forskellige rev. I 2013 var forholdene dog ekstra gode på langt hovedparten af revene og i mange tilfælde sammenlignelige med de modellerede referenceforhold.

De fysiske forstyrrelser af algevegetationen og bundfaunaen på Store Middelgrund, der prægede undersøgelsesstationerne på 15 og 18 m's dybde i 90'erne og 00'erne, synes ophørt. Algedækket er de senere år reetableret og fuldt sammenlignelig med modelforudsigelser og udviklingen på de andre undersøgelsesdybder (figur 8.5).

Diskussion af makroalgernes udvikling

Parallelt med udviklingen i ålegræsset kan man forsigtigt tolke den positive udvikling i makroalgernes dækningsgrad i inder- og yderfjorde samt langs de åbne kyster og på stenrev, (og i de seneste år også i Limfjorden) som en konsekvens af en forbedret vandkvalitet. De mindskede næringssaltkoncentrationer i vandet reducerer væksten af planteplankton og opportunistiske makroalger og bidrager til en øget lysnedtrængning. Den forbedrede klarhed af vandet øger algernes vækst og mulighed for at etablere sig på dybere-liggende områder af den hårde bund. Samtidig vil de reducerede nærings-saltkoncentrationer hæmme væksten af epifytter på de kraftige flerårige alger. Epifytter er hurtigtvoksende makroalger, der vokser på andre alger. Der ved 'stjæler' de både lys og næring og kan føre til reduktion i bestanden af de flerårige alger (Andersen m.fl. 2011). De reducerede næringsaltskoncentrationer i forårsmånederne vil ikke på samme måde hæmme væksten af de kraftige flerårige makroalger, som brunalgerne fingertang (*Laminaria digitata*), sukkertang (*Saccharina latissima*), palmetang (*Laminaria hyperborea*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*), der har et lavere næringsbehov og er i stand til at leve på oplagrede næringssalte (Pedersen & Borum 1997, Bartcsch m.fl. 2008). Disse arter vil derfor opnå en konkurrencefordel af de faldende næringssaltkoncentrationer. De kraftige flerårige alger er nøglearter i de artsrige tangskove, idet de både udgør levesteder og fødegrundlag for andre arter af dyr og andre alger (Stagnol m.fl. 2013).

På stenrevne har algedækningen generelt været i fremgang over de seneste år. De fysiske forstyrrelser, der formodes at have reduceret algedækningen på fx Store Middelgrund er tilsyneladende ophørt, eftersom algerne har reetableret sig på revet. Samtidig er bestanden af grønne søpindsvin på fx Schultz's Grund på retur, og algevegetationen er under genetablering.

Sammenfatning

- Langs de åbne kyster og i yderfjordene har ålegræssets dybdeudbredelse ikke vist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989, mens inderfjordenes og Limfjordens ålegræs generelt ikke vokser ud på så dybt vand som tidligere.
- Inden for de seneste fem år er der dog sket en positiv udvikling for ålegræs i en række fjorde, som var forstærket i 2013. I Limfjorden var den maksimale dybdeudbredelse således forøget med 46 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med 31 % fra 2008 til 2013. Dybdeudbredelsen var også markant forbedret i Kalundborg Fjord, samt i Øresund, Isefjord og Odense Fjord i 2013. Derimod har bl.a. Als Sund, Kolding Fjord og Vejle Fjord oplevet en negativ udvikling i forhold til 2012.
- For perioden 1989-2013 er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. De seneste fem år er der dog konstateret en signifikant fremgang på 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden og i yderfjordene, samt på 4-6 m's dybde ved de åbne kyster.
- Den reducerede tilførsel af næringssalte ser ud til at have en begyndende positiv effekt på ålegræssets udbredelse i visse områder. Det kan bl.a. hænge sammen med, at vandet i flere områder er blevet væsentligt klarere

gennem de seneste år. Dog er ålegræsbestandene i mange områder reduceret så markant, at den positive udvikling i ålegræssets udbredelse er træg og forsinket i forhold til reduktionen i næringssaltbelastningen.

- Udviklingen i ålegræssets udbredelse og dækningsgrader udviser svingninger gennem hele overvågningsperioden (1989-2013). Derfor bør de positive tendenser i de seneste år (2008-2013) tolkes med varsomhed.
- Set over hele overvågningsperioden (1989-2013) har der været en positiv udviklingstendens i makroalgernes gennemsnitlige totale dækningsgrad i inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev, mens udviklingen i Limfjorden har været negativ. Tilsvarende har der været en signifikant positiv udvikling i de kumulerede dækningsgrader i fjorde og åbne kystområder bortset fra i Limfjorden, hvor udviklingen også for denne indikator har været negativ.
- Den totale algedækning på de undersøgte stenrev fra Skagerrak til Bælthavet var generelt god i 2013, hvilket er i overensstemmelse med den forøgede sigtddybde i de åbne indre danske farvande i forårshalvåret 2013.
- Græsning forårsaget af søpindsvin er sandsynligvis et aftagende problem for vegetationen på stenrevet Schultz's Grund.
- De biologiske forhold på undersøgelsesstationer på stenrevet Store Midelgrund, der tidligere har været påvirket af fysiske forstyrrelser, synes nu at være reetableret.

9 Bundfauna

Alf B. Josefson, Jørgen L. S. Hansen & Steffen Lundsteen

Dyrelivet på havbunden undersøges som en del af det marine overvågningsprogram. I dette afsnit beskrives bundfaunaen på den bløde bund, som er en fællesbetegnelse for de områder, hvor havbunden består af forskellige typer af sediment. Den bløde havbund rummer et artsrigt dyresamfund, som udgør en meget vigtig del af havets økosystem og udgør føde for bundlevende fisk, fugle og havpattedyr.



Dosiniamusling (*Dosinia exoleta*) fundet på station 150 i 2008. Foto: Steffen Lundsteen.

Bundfaunaen omsætter en stor del af det organiske stof, der produceres i havets økosystem. Herudover påvirker bundfaunaen stofomsætningen i vandsøjlen, idet en del af bundfaunaen lever af at filtrere vandet for planteplankton og andet partikulært materiale. Det gælder især på lavt vand, hvor disse filtratorer kan filtrere den øverste del af vandsøjlen, og hvor filtratorernes biomasse og tæthed ofte er stor nok til at kontrollere planteplanktonet vækst og dermed, hvor klart vandet er. På større vanddybder, hvor der ikke er lys nok til planteproduktion, udgør det materiale, der sedimenterer ud af vandsøjlen, bunddyrenes føde og er dermed grundlaget for hele bundens fødekæde. Jo mere organisk materiale der tilføres bunden, desto større vil bundfaunaens biomasse og produktion være. Enkelte arter af bunddyr er i sig selv kommercielt vigtige for fiskeriet som fx jomfruhummer og blåmusling.

Men eutrofiering og øget tilførsel af organisk materiale til bunden og bundvandet øger også risikoen for iltvind. Eutrofiering påvirker bunddyr forskelligt afhængigt af de hydrografiske forhold, da dybe områder med en ringe vandudskiftning har den største risiko for at udvikle iltvind. Visse områder er særligt sårbare, og her er der tilbagevendende iltvindsskader på bundfaunaen. De enkelte arter af bunddyr er tilpasset til forskellige forhold og har meget forskellige livsformer og kan opdeles efter den måde, de ernærer sig på. Filtratorer filtrerer vandet for partikulært organisk stof. Græssere findes typisk på lavere vand med planteproduktion på bunden, som de græsser direkte på. Sedimentædere ernærer sig af det organiske materiale, der er blandet ned i sedimentet eller ligger på sedimentoverfladen, og endelig er der rovdyr. Når det omgivende miljø ændrer sig, påvirker det sammensætning og diversitet, og dermed er bundfaunaen en vigtig indikator for den generelle miljøkvalitet. Der er en lang tradition i Danmark for at undersøge dyrelivet på sedimentbunden. Således er der en række af de stationer, der indgår i rapporteringen for 2013, indsamlet første gang 102 år tidligere i 1911 af C.G.J. Petersen i forbindelse med hans kortlægning af bundfaunaen i de indre danske farvande. Formålet var dengang at vurdere fødegrundlaget for fiskebestandene. Desværre er prøvetagningen fra dengang ikke helt

sammenlignelig med den prøvetagning, der anvendes i dag, og data fra dengang og nu kan derfor ikke sammenlignes direkte.

Bundfaunaen i fjorde og kystnære områder

Der er for 2013 indrapporteret data fra bundprøver i 50 vandrammedirektiv-områder (VRD-områder), der alle også blev besøgt i 2011. Med enkelte undtagelser var delprøveantallet det samme i disse to år, dvs. 42 prøver pr. område svarende til ca. 0,6 m² bundareal.

Der er gennemført to typer af analyser af data fra fjorde og kystnære områder:

- 1) Individttæthed, biomasse og artsantal (alfa-diversitet) på område/stations-skala for 2013 er sammenlignet med data fra 2011 fra de 50 VRD-områder. Formålet er at vurdere, om der er sket en generel ændring over de sidste 2 år.
- 2) Der er lavet en langtidsanalyse af de nævnte parametre fra VRD-områderne, navnlig for tidsperioden 1998-2013. Der er i denne periode data fra ca. halvdelen af VRD-områderne (26 områder), om end der er enkelte huller i datasættet og varierende antal delprøver. Data fra forskellige år er ikke uafhængige, især når det gælder bundfaunaens biomasse. Derfor er den tidslige ændring analyseret med en robust regressionsmetode, der ikke kræver uafhængige (eller balancerede) data (*Anderson m.fl. 2008*). Belastningen med næringssalte af de danske kystområder har været faldende; fx er belastningen med kvælstof faldet omkring 30 % i perioden 1990-2009 (*Windolf m.fl. 2012*) og med ca. 50 % til 2012 (*Hansen 2013*). Langtidsanalysen bliver brugt til at 'teste' hypotesen om, at en mindsket næringssaltbelastning har haft en effekt på den marine bundfauna i perioden 1998-2013.

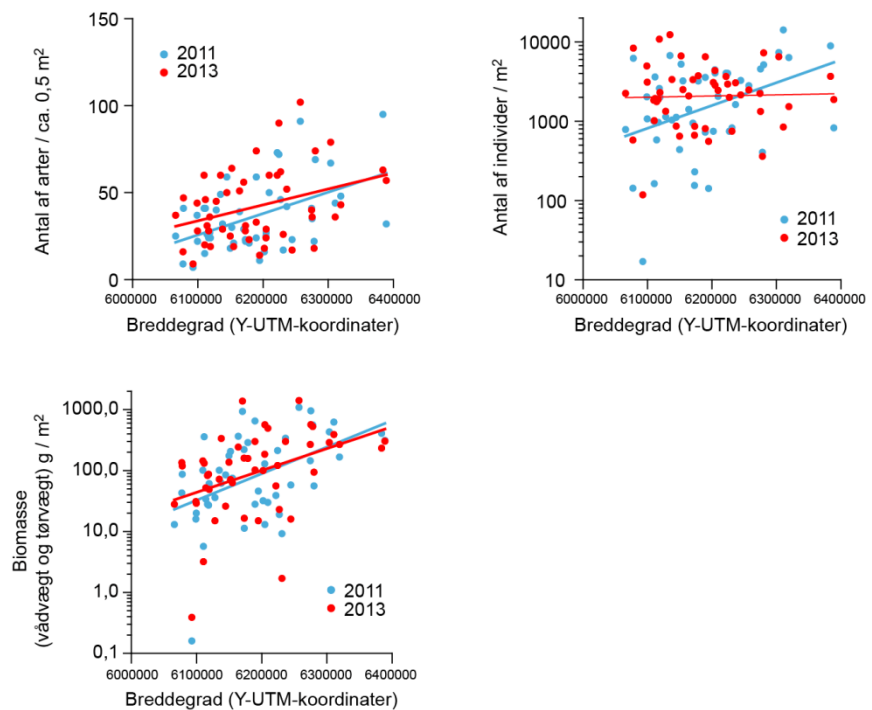
Det er veldokumenteret, at bundfaunaens 'standing stock' (individantal og biomasse) påvirkes positivt af øget belastning med næringssalte, så længe ilt eller andre faktorer ikke er begrænsende (*Pearson & Rosenberg 1978; Josefson & Rasmussen 2000*). Hvis en mindsket belastning med kvælstof har haft effekt, vil man i mange områder derfor forvente et fald i biomassen og måske også i individtætheden. Samtidig er der grund til at forvente, at den største effekt forekommer tættest på kilden dvs. i fjorde, hvor ændringen i næringssaltkoncentrationen er størst. Derfor er analysen foretaget separat på data fra fjorde (17 områder) og sammenlignet med data fra den åbne kyst (9 områder).

1) Sammenligning 2011-2013

Det er tidligere vist, at alfa-diversiteten øges med stigende breddegrad i de danske farvande (*Hansen 2012, kap. 9*), og derfor er breddegraden valgt som co-variabel ved sammenligning af data fra 2011 og 2013.

Statistisk test med ANOVA med år (2011 og 2013) som fikseret kategorisk faktor og breddegrad (y-UTM-koordinater) som co-variabel viste en signifikant ændret diversitet med breddegrad ($P < 0,001$) over 400 km fra Østersøen til Skagerrak, mens der ikke var forskel på 2011 og 2013 ($P > 0,05$) (*figur 9.1*). Det samme resultat fandtes for den logaritmerede biomasse. Analysen af den logaritmerede individtæthed udviste heller ikke nogen signifikant forskel mellem år ($P > 0,05$) og en lige akkurat signifikant ($P < 0,05$) stigning med breddegrad.

Figur 9.1. Artsantal (alfa-diversitet), individtæthed og biomasse fra 50 VRD-områder i 2011 og 2013 plottet mod breddegrad og analyseret ved lineær regression (lige linjer).



2) Tidslig udvikling 1998–2013

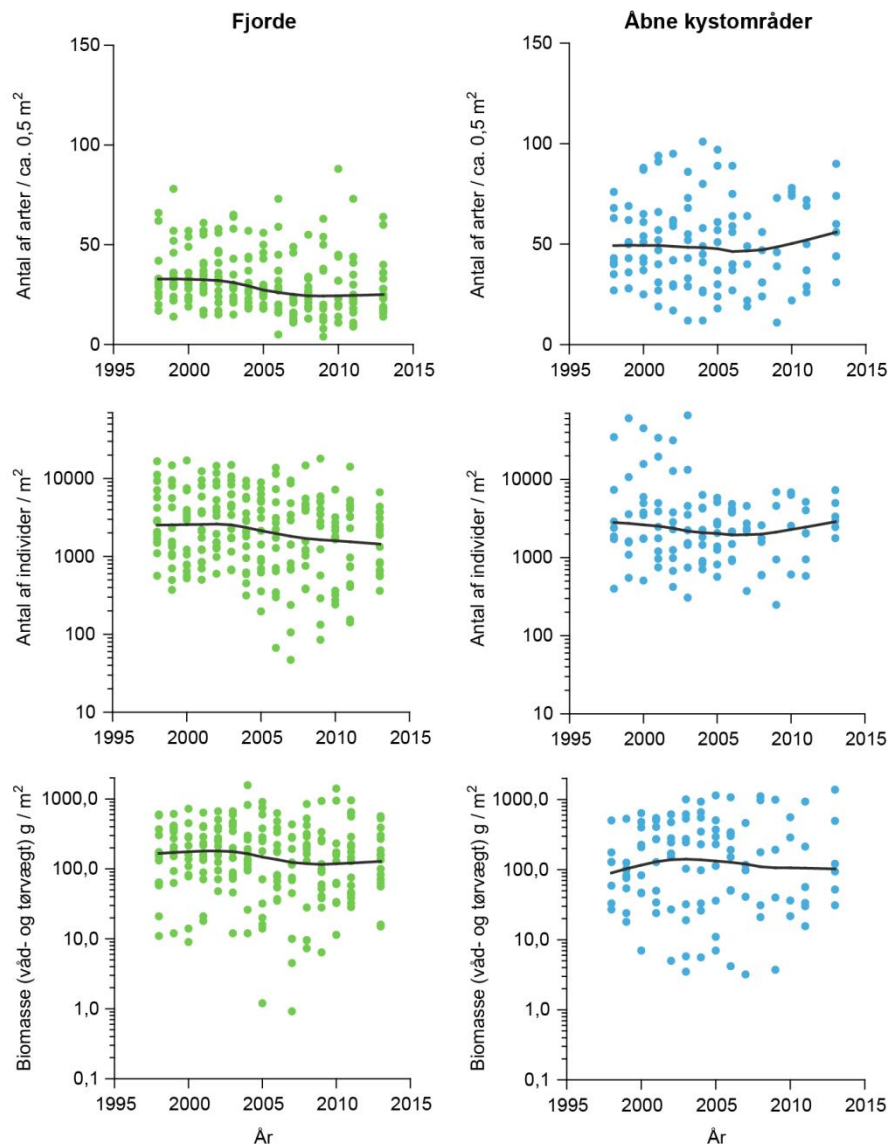
Analysen af langtidsudviklingen blev lavet på baggrund af data fra fjorde og åbne kyster repræsenteret ved områderne listet i *tabel 9.1*.

Tabel 9.1. Områder med tidsserier i perioden 1998-2013.

Fjorde	Åbne kyster
Flensborg Fjord	Hevring Bugt
Horsens Fjord	Karrebæksmunde Bugt
Isefjord	Kattegat
Kolding Fjord	Lillebælt
Køge Bugt	Nivå Bugt
Løgstør Bredning, Limfjorden	Ringgård Bassin
Mariager Fjord	Vadehav N
Nisum Bredning, Limfjorden	Vadehav S
Nisum Fjord	Øresund
Odense Fjord	
Præstø Fjord	
Ringkøbing Fjord	
Roskilde Bredning	
Roskilde Fjord N	
Skive Fjord, Limfjorden	
Vejle Fjord	
Aarhus Bugt	

Analysen viste en tydelig forskel for den tidslige udvikling (1998-2013) i fjorde kontra de åbne kyster (*figur 9.2, tabel 9.2*). Alfa-diversiteten og individtætheden viste et signifikant fald ($P < 0,01$) i perioden 1998-2013, biomassen et fald, grænsende til signifikant ($0,05 < P < 0,10$) i fjorde, mens der ingen ændring var for de åbne kyster. I fjordene var der en tendens til, at både diversitet, individtæthed og biomasse aftog markant fra omkring 2005. Hypotesen om en mere markant udvikling i fjorde end for de åbne kyster blev således bekræftet.

Figur 9.2. Tidslig udvikling af artsantal (alfa-diversitet), individtæthed og biomasse i perioden 1998-2013 i fjorde (venstre kolonne) og i åbne kystområder (højre kolonne). Trender er fremkommet ved glidende middelværdi beregnet med LOWESS (tension = 0,6).



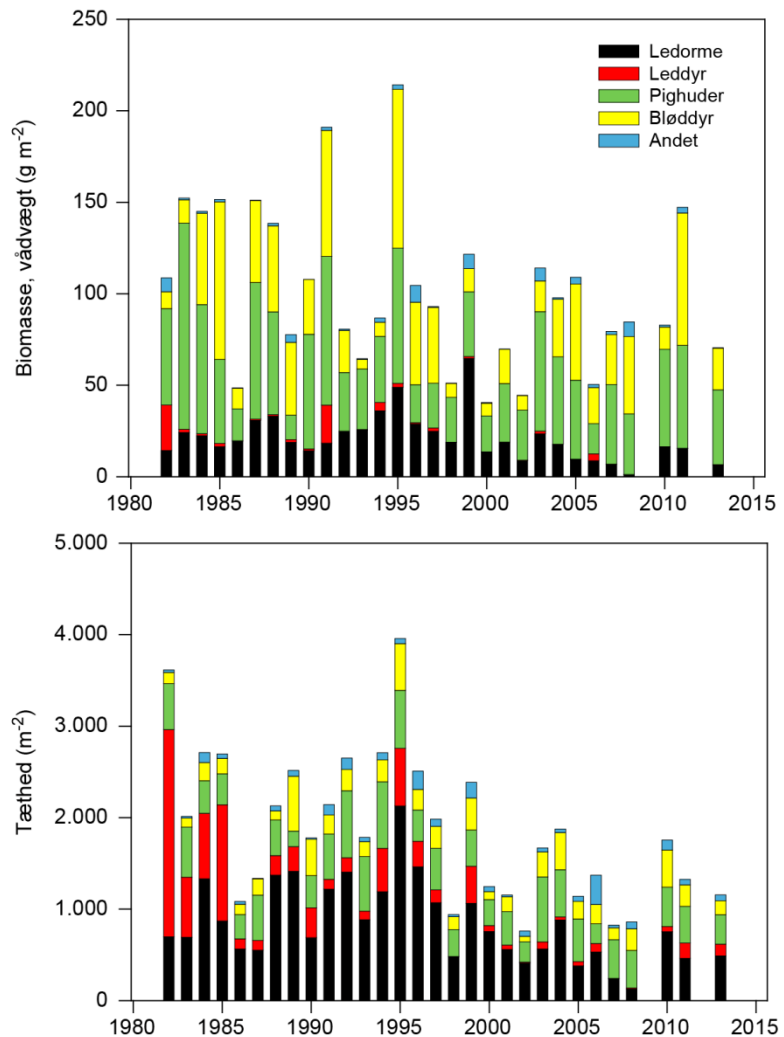
Tabel 9.2. Resultat af permutations regression af faunaparametre mod tid (år) i perioden 1998-2013. P-værdier er fremkommet fra 999 permutationer. Bemærk at ingen af de tre parametre udviser signifikant ændring for de åbne kyster, hvorimod diversitet og antal af individer udviser signifikant fald i fjorde. d.f. angiver antal frihedsgrader, i dette tilfælde med én responsvariabel, antal af observationer – 2.

	p	d.f.	Trend 1998-2013
Alpha diversitet			
Fjorde	0,005	221	fald
Åbne kyster	0,821	106	
Antal af individer/m² (10Log)			
Fjorde	0,003	221	fald
Åbne kyster	0,193	106	
Biomasse g/m² (10Log)			
Fjorde	0,098	221	(fald)
Åbne kyster	0,886	106	

Udvikling i de åbne farvande

Overvågningsprogrammet for bundfauna 2013 i de åbne farvande omfatter prøvetagning med Haps fra i alt 22 stationer. Dette er en station mindre end de foregående år, idet en station i det centrale Kattegat (station 150) er udgået pga. opførslen af en havvindmøllepark i området. Fra de resterende stationer foreligger der årlige undersøgelser af bundfaunaen fra 1994 og frem til 2008. Siden 2008 er der foretaget prøvetagning i 2010, 2011 og 2013. For fire af stationerne, beliggende i Kattegat, Bælthavet, Øresund og Arkonahavet, findes der data tilbage til 1982.

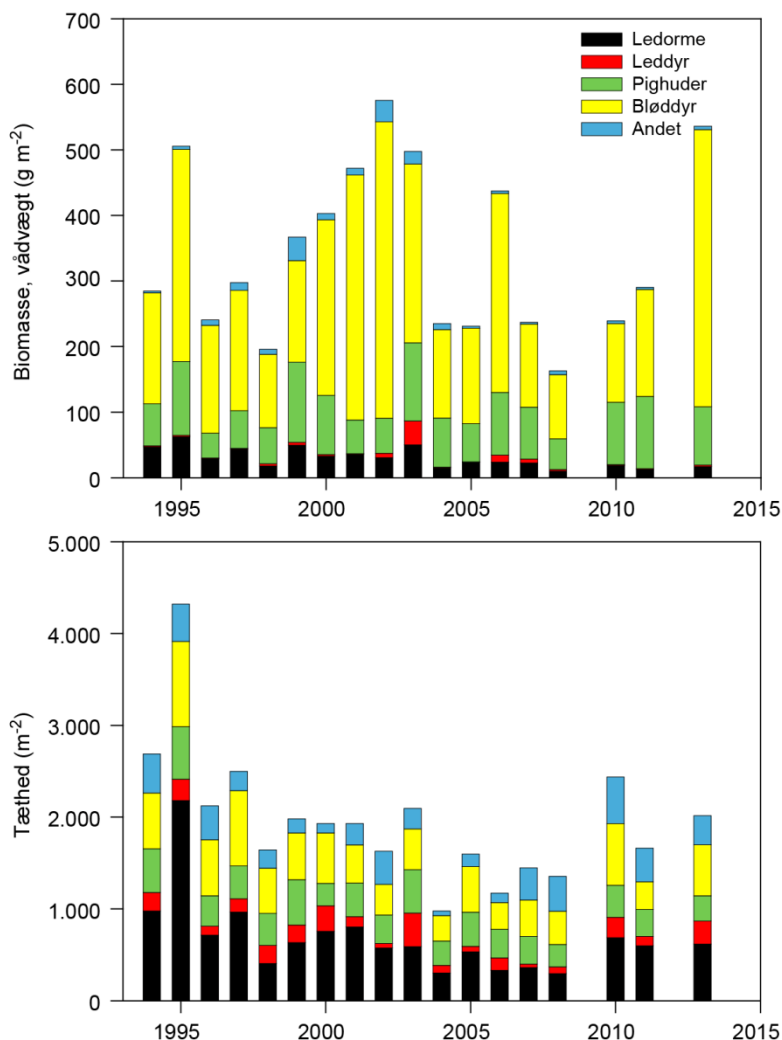
Figur 9.3. Udvikling i biomasse (øverst) og tæthed (nederst) fordelt på taksonomiske hovedgrupper i perioden 1982-2013 vist som gennemsnit for tre stationer i de åbne indre danske farvande. Ledorme udgøres hovedsageligt af havbørsteorme. Leddyrene er hovedsageligt krebsdyr m.m. Pighuder omfatter slangestjerne, søstjerner og sømus. Bløddyr udgøres hovedsageligt af muslinger og snegle.



På station 444 i Arkonahavet har bundfaunaen ofte været påvirket af iltvind, og data herfra indgår derfor ikke, fordi individantal og biomasse har varieret meget i perioden 1982-2013. På de tre øvrige stationer med dataserier tilbage fra 1982 har sammensætningen af bunddyrene ændret sig igennem hele perioden (figur 9.3). Gruppen af leddyr (hovedsageligt krebsdyr) gik tilbage i perioden efter 1998 både antalmæssigt og relativt i forhold til den samlede biomasse. Den samlede biomasse og tæthed har ligeledes været faldende i perioden. Indtil slutningen af 1990'erne svingede den totale biomasse omkring 100 g vådvægt m⁻² og indvidtætheden omkring 2.000 m⁻². Herefter skete der en halvering i både biomasse og indvidtæthed frem til omkring årtusindskiftet, hvorefter biomassen har svinget omkring et niveau på 75 g vådvægt m⁻² og tætheden omkring 1.000 individer m⁻². Efter prøveindsamlingen i 2008 skete der en markant rekruttering til bundfaunasamfundet,

idet tætheden i 2010 var fordoblet i hele Kattegat-området i forhold til prøvetagningen i 2008. I de efterfølgende år, 2011 og 2013, var tætheden reduceret til niveauet fra efter årtusindeskiftet. I 2011 var biomassen steget og var på det højeste niveau siden 1995, hvilket sandsynligvis skyldes tilvæksten af de rekrutterede individer fra året før (2010). I 2013 var biomassen atter nede på niveauet fra perioden efter 1995.

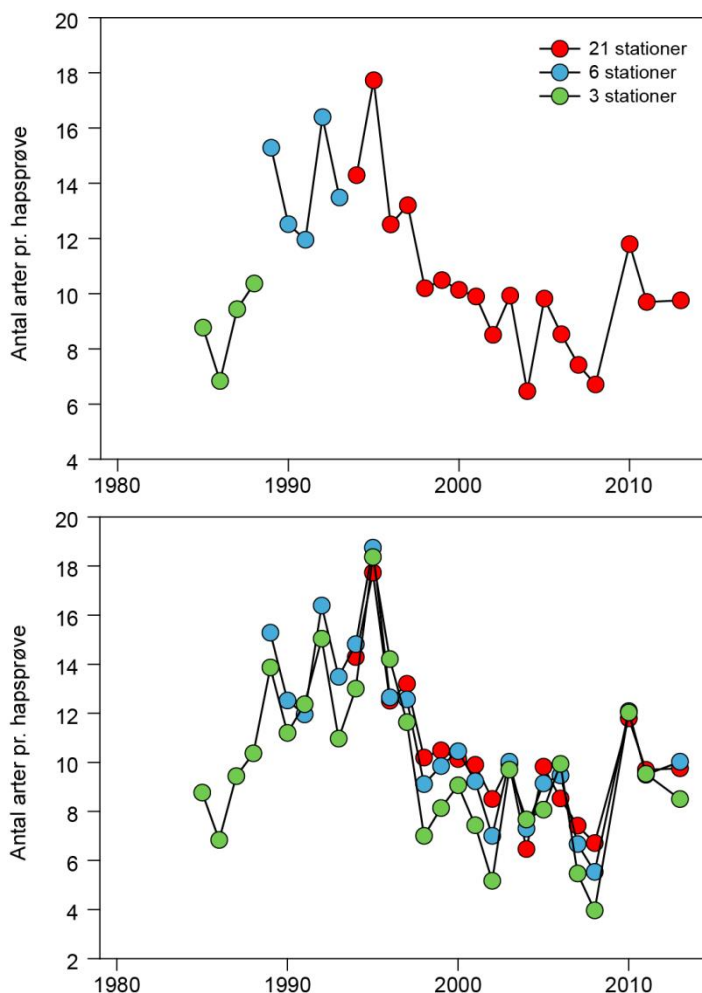
Figur 9.4. Udvikling i biomasse (øverst) og tæthed (nederst) fordelt på taksonomiske hovedgrupper i perioden 1994-2013 vist som gennemsnit for 21 stationer i de åbne danske farvande. De taksonomiske hovedgrupper er omtalt i figurteksten til figur 9.3.



For de 21 stationer, hvor data går tilbage til 1994, var der et fald i indvidtætheden i perioden 1994-2008 fra ca. 2.500 individer m⁻² til ca. 1.100 m⁻² (figur 9.4). Nedgangen i denne periode omfatter alle dyregrupper, men især leddyr og havbørsteorme, hvor populationerne nåede ned på ca. en tredjedel af niveauet fra midten af 90'erne. For biomassen var der ikke nogen entydig udvikling. Biomassen var højest omkring årtusindskiftet med ca. 400 g vådvægt m⁻², mens den i årene frem mod 2008 var ca. 200 g vådvægt m⁻². Da bløddyrerne (mest muslinger og i særdeleshed molboøsters, *Arctica islandica*) udgør størstedelen af biomassen, og da forekomsten af store molboøsters i prøverne varierer meget fra år til år, er denne udviklingstendens usikker. I 2010 viste prøverne en markant fremgang i både biomasse og indvidtæthed. Den samlede tæthed blev næsten fordoblet til ca. 2.400 individer m⁻². Som tidligere beskrevet (Hansen & Petersen 2011) så var denne udvikling bemærkelsesværdig, fordi den omfattede stort set alle taksonomiske hovedgrupper og skete samtidigt på alle stationer. I 2011 var den gennemsnitlige tæthed reduceret til 1.600 individer, og i 2013 var tætheden igen steget på de fleste

stationer til i gennemsnit 2.000 individer m^{-2} for hele området. I 2013 var den gennemsnitlige biomasse (vådvægt) på 536 g m^{-2} , hvilket næsten var en fordobling i forhold til 2011 (290 g m^{-2}) og den næsthøjeste værdi siden 1994. Stigningen skyldtes næsten udelukkende gruppen bløddyr og især den store musling, molboøsters (*Arctica islandica*). For de øvrige grupper var der ikke nogen entydig udvikling.

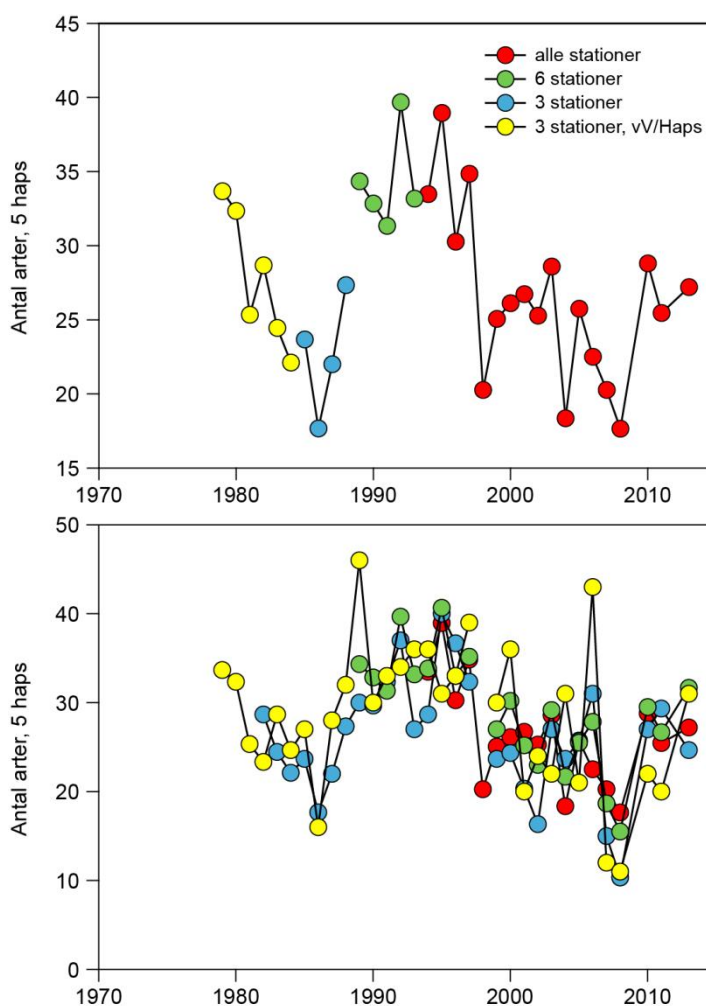
Figur 9.5. Øverst: Udvikling i artsrigdom udtrykt som gennemsnitligt antal arter i 1 hapsprøve (143 cm^2) i perioden 1985-2013 i Kattegat, Bælthavet og Øresund baseret på 3 forskellige dataserier: 3 stationer i 1985-1989 (grøn), 6 stationer 1989-1993 (blå), 21 stationer svarende til data fra tidligere havrapporter (rød). Nederst: Svarende til ovenstående figur, men med stationsopdelingen plottet for hele perioden.



Bundfaunaens artsantal og artdiversitet følger generelt udviklingen i indvidtætheden. Fra 1994 til 2008 skete en gradvis, men markant reduktion i artsrigdommen (figur 9.5). Det gennemsnitlige artsantal i en hapsprøve (143 cm^2) blev således reduceret fra 14 og 17 arter pr. prøve i henholdsvis 1994 og 1995 til 7 arter pr. prøve i 2008. I forbindelse med den store rekruttering mellem 2008 og 2010 steg artsantallet på samtlige stationer fra i gennemsnit 7 til 12 arter pr. prøve. I de efterfølgende prøvetagninger i 2011 og 2013 har artsantallet ligget omkring 9,5. Det samlede artsantal i 5 delprøver viste stort set samme udvikling med ca. 35 arter i begyndelsen af perioden, som gradvist blev reduceret til et minimum på 17 i 2008. Rekrutteringen i 2010 øgede artsantallet i 5 delprøver til i gennemsnit 28 (figur 9.6). Der er meget få data fra perioden før 1994 for de åbne farvande, der kan belyse udviklingen i bundfaunasamfundet. I perioden fra 1989 til 1994 findes der data fra 6 stationer, og for perioden 1985-1989 findes der, når der ses bort fra prøvetagningsområdet i Arkonahavet, kun data fra 3 stationer. Før 1985 blev der taget van Veen prøver med et areal på $0,1\text{ m}^2$, som ikke kan sammenlignes med en hapsprøve med et areal på $0,0143\text{ m}^2$. For at undersøge om artsrigdommen også var højere i perioden forud for de meget høje værdier i midten af

1990'erne eller om der var tale om en periode, hvor artsrigdommen af bundfaunaen toppede, er det undersøgt, hvor godt de 3 henholdsvis 6 stationer repræsenterer området (Kattegat, Bælthavet og Øresund). Det fremgår, at langtidsudviklingen i artsrigdommen (figur 9.6) viser stort set samme mønster i perioderne med overlap, hvad enten den repræsenteres som gennemsnittet af de 3, 6 eller 21 stationer (figur 9.5 og 9.6, nederst). Det må derfor antages, at de få stationer, der blev taget tidligt i perioden, er repræsentative for hele området, og at artsrigdommen også tidligere har været lav i perioder fx i slutningen af 1980'erne. Artsantallet i 5 prøver kan vurderes på samme måde og her kan udviklingen på en enkelt station i Øresund vurderes helt tilbage til 1979, hvis man antager, at en van Veen prøve (0,1 m²) nogenlunde svarer til 5 hapsprøver (0,0716 m²). Her ses samme mønster med et maksimum for artsrigdommen i midten af 1990'erne (figur 9.6).

Figur 9.6. Øverst: Udvikling i artsrigdom udtrykt som gennemsnitligt antal arter i 5 hapsprøver eller 1 van Veen prøve i perioden 1979-2013 i Kattegat, Bælthavet og Øresund baseret på 4 forskellige dataserier: 3 stationer samlet med van Veen 1979-1984 (gul), 3 stationer samlet med haps 1985-1989 (blå), 6 stationer 1989-1993 (grøn) og 21 stationer svarende til data fra tidligere havrapporter (rød). Nederst: Svarende til ovenstående figur, men med stationsopdelingen plottet for hele perioden.



Diskussion

Dataanalyse af bundfaunaprøverne fra de 50 vandrammedirektiv-områder i 2011 og 2013 viste ikke nogen forskel i diversitet, individtæthed eller biomasse mellem de to år. Dette resultat var forventeligt set i lyset af den store rumlige variation mellem områderne og fraværet af større miljøforstyrrelser i den mellemliggende periode. Der var dog en tydelig tendens til øget artsantal (alfa-diversitet), biomasse og (i mindre grad) individtæthed med stigende breddegrad.

Trenden for diversiteten blev diskuteret i foregående års rapport og skyldes formentlig en ændring i saltholdigheden med breddegraden. Det er dog ikke helt indlysende, hvorfor også biomassen og i mindre grad individtætheden tilsyneladende ændres med breddegraden. En medvirkende forklaring kan være, at store dyr, heriblandt molboøsters, er mere hyppige nord for Bælterne i de danske farvande.

Beregningen af artsantal (alfa-diversitet) er ikke baseret på det samme prøvetagningsareal for alle breddegrader, idet antallet af delprøver varierer mellem områderne. Breddegraden anvendes som proxy for saltholdigheden for at tage højde for den forventede højere diversitet i de nordlige områder. Men, da der ikke er tale om en systematisk ændring over tid i et område, er den tidlige udvikling relativt set formentlig god nok. Ligeledes er tendensen for biomassen også relativ, idet der er brugt forskellige biomassemaal i forskellige områder (vådvægt eller tørvægt). Men igen, så er der anvendt det samme mål for de enkelte områder i analysen, og dette skulle ikke ændre konklusionen.

Det observerede fald i individtæthed og tendensen til fald af biomasse i de fjorde, hvor der er sket den største reduktion i næringssaltbelastningen, er i overensstemmelse med teorien om, at bundfaunaens tæthed og biomasse mindskes i takt med, at der indtræder mere oligotrofe forhold. I de åbne kystområder, hvor reduktionen i næringssaltbelastning er mindre, ses der imod uændrede værdier af bundfaunaens tæthed og biomasse. Reduktionen af kvælstof på ca. 30 % i perioden er dog lille set i forhold til den store variation (flere størrelsesordner) i næringssaltbelastning mellem de områder, der ligger til grund for de signifikante empiriske relationer, der tidligere er blevet påvist mellem biomasse og kvælstofbelastning i danske fjorde (*Josefson & Rasmussen 2000; Carstensen m.fl. 2011b*). Dette, sammen med stor rumlig variation af faunaen, kan muligvis forklare det lave signifikansniveau for biomassen i nærværende analyse. Hvis denne fortolkning er korrekt, har reduktionen i tilførslen af kvælstof (oligotrofiering) haft en effekt – især i fjordene. Samtidigt indikerer resultaterne dog, at der vil gå lang tid, inden ændringen som følge af reduceret kvælstoftilførsel overstiger variationen i systemet.

I de åbne farvande var den mest iøjnefaldende udvikling for bundfaunaen den kraftige tilbagegang i artsrigdommen siden 1994 og et skift i sammensætningen, hvor krebsdyrene og havbørsteormene er blevet mindre dominerende. Bundfaunaen i de åbne farvande har ikke været væsentligt påvirket af iltsvind siden 2003 på de stationer, der indgår i overvågningsprogrammet (dog undtaget stationerne i Lillebælt og stationen i Arkonahavet). Der er således ikke noget, der tyder på, at bunddyrene de senere år i større udstrækning har været negativt påvirket af eutrofiering i de åbne farvande. Der er et tidsligt sammenfald mellem høje tætheder, biomasse og artsrigdom i midten af 1990'erne og høje næringssaltkoncentrationer i samme periode. Faldet i artsrigdommen i perioden 1994-2008 følger desuden udviklingen i nærings-salte, mens dette ikke er tilfældet for udviklingen i artsrigdommen før 1994 og efter 2008. Det taler også mod en direkte kobling mellem bundfauna og eutrofieringsgrad, at biomassen, som forventeligt er den mest følsomme parameter, ikke har haft nogen entydig udvikling hverken i de åbne farvande eller i de åbne dele af de kystnære farvande.

I de åbne farvande er artsrigdommen i meget høj grad påvirket af stor mellemårlig variation i rekruttering til bundfaunasamfundet. Det er ukendt, hvilke faktorer der styrer denne variation, som er bemærkelsesværdig, fordi

mange forskellige arter udviser koblede svingninger i rekruttering, og udviklingen på de enkelte stationer, især i Kattegatområdet, er synkrone. Artsrigdommen steg på samtlige stationer i 2010, og året efter faldt den på næsten alle stationer. Herefter kendes den årlige variation i rekrutteringen ikke, da der ikke var programsat bunddyrsundersøgelser i 2012. De mellemårige variationer i rekrutteringen er meget vigtige for bundfaunaens artsrigdom og individtæthed. Derfor er det nødvendigt med en bedre forståelse af de mekanismer, der styrer denne variation, før det er muligt at koble bundfaunaens udvikling til ændringerne i eutrofieringsniveauet i de åbne farvande.

Sammenfatning

- Artsantallet (alfa-diversiteten), biomassen og i mindre grad individtætheden for bundfaunaen i fjorde og kystnære områder steg både i 2011 og 2013 signifikant med breddegraden fra Østersøen i syd til Skagerrak/Nordsøen i nord, mens der ikke var signifikant forskel mellem årene for nogen af parametrene.
- Langtidsudviklingen over perioden 1998-2013 af artsantal, individtæthed og biomasse var tydeligt forskellig i fjordene og de åbne kyster. Alle parametre udviste et fald i fjordene, mens der ingen ændring var i de åbne kyster. Dette støtter hypotesen om, at reduktionen i tilførslen af kvælstof (oligotrofiering) har haft en effekt ikke kun på koncentration af kvælstof, men også på bundfaunaen.
- Den højeste artsrigdom og individtæthed af bundfaunaen i de åbne farvande forekom i midten af 1990'erne, hvilket var sammenfaldende med højere næringssaltkoncentrationer. Det er sandsynligt, men dog usikkert, om de efterfølgende års faldende artsrigdom og individtæthed skyldes reduceret næringssaltbelastning (oligotrofiering), eftersom ændringerne er mindst i de mere lavvandede og typisk mere kystnære dele af de åbne områder, og eftersom biomassen ikke udviser en klar trend.
- I de åbne farvande var biomassen i 2013 den højeste siden 1995, hvilket skyldes en stor forekomst af muslinger, især molboøsters. I perioden 1994-2013 er der ikke nogen entydig udvikling i biomassen.
- Bundfaunaens artsantal i de åbne farvande blev halveret fra 1994 til 2008. I 2010 var der sket en stor stigning i artsrigdommen, som i 2011 og 2013 har ligget tæt på et niveau svarende til gennemsnittet for 1994-2008.
- Artsrigdommen og individtætheden er i høj grad bestemt af store mellemårige variationer i rekrutteringen, hvis årsager er ukendte.

10 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 beskyttet i henhold til habitatdirektivet. Marsvinet er nævnt i Bilag II og IV, og begge sælarter i Bilag II og V. For arter på habitatdirektivets Bilag II skal der udpeges beskyttede områder – Natura 2000-områder (N2000-områder). Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde (Bilag IV), og sæler kan blive genstand for forvaltningstiltag, hvis en overvågning viser, at disse arters udbredelse er i tilbagegang (Bilag V).



Marsvin på vej vestover, syd for Samsø.
Foto: Jonas Teilmann.

I 2010 var 16 N2000-områder udpeget for marsvin, og fra 2011 indgår overvågning af marsvin i disse områder i det nationale overvågningsprogram NOVANA.

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 25 og 9 N2000-områder (*figur 10.1*). Af disse i alt 25 områder (9 områder er udpeget for begge sælarter) findes faste kolonier af spættet sæl på land i 17 af områderne, mens gråsælerne opholder sig jævnligt på land i 7 af de udpegede områder for denne art. Disse områder har indgået i den nationale overvågning i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret siden 1979) og i Limfjorden og Østersøen siden 1990. Uden for disse N2000-områder overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor sæler forekommer på land.

Med inddragelse af overvågningsresultater for 2013, beskrives i det følgende bestandsudviklingen af spættet sæl, gråsæl og marsvin i de danske farvande.

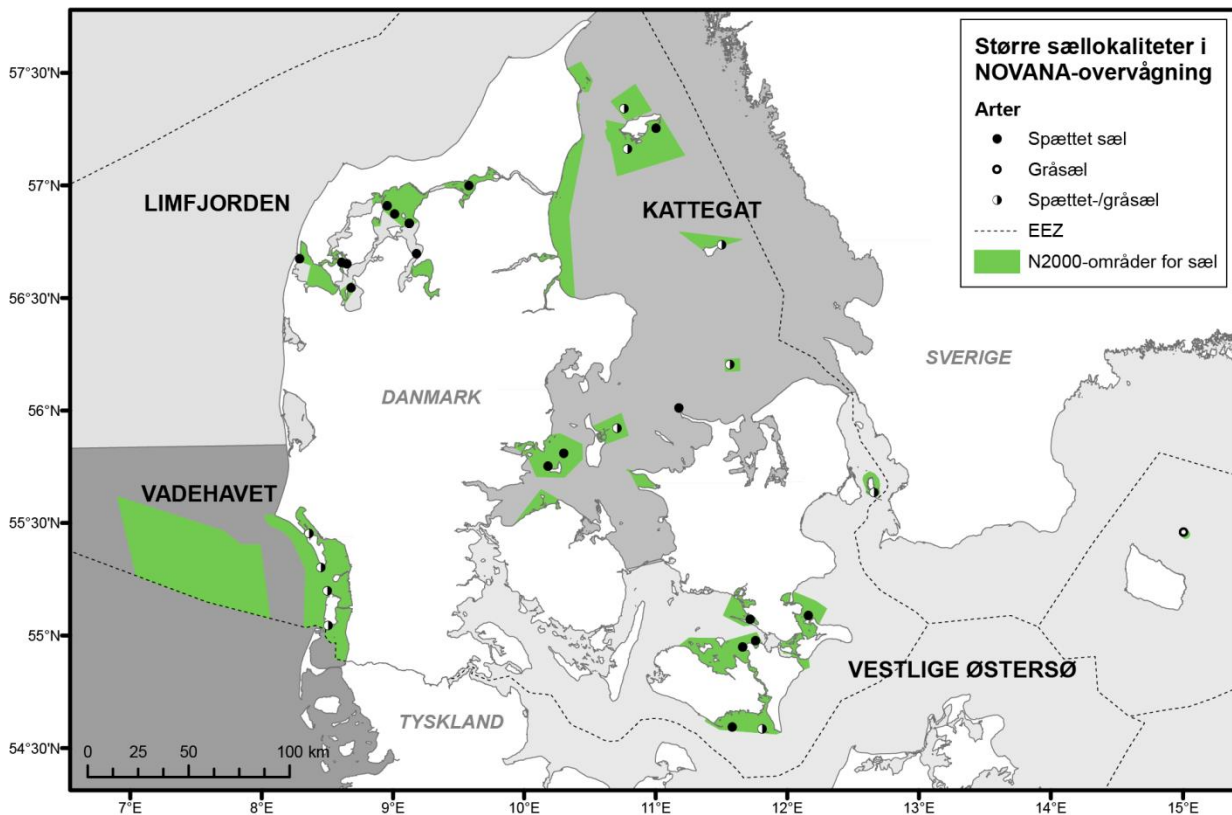
Overvågning af sæler

Fra 2011 er systematiske tællinger af gråsæler i yngle- og fældeperioderne blevet en integreret del af NOVANA (hidtil er registrering af gråsæl kun sket i tilknytning til optællinger af spættet sæl i august).

I det nuværende program flyovervåges spættet sæl og gråsæl i tre perioder:

- 1) Februar/marts er yngleperiode for gråsælerne i Østersøen; her fokuseres på gråsælunger i Østersøen og Kattegat.
- 2) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøen, og de spættede sæler føder deres unger. I denne periode estimeres ungeproduktionen for spættede sæler og antallet af gråsæler i de indre farvande.

- 3) I august fælder de spættede sæler og optælles tre gange i hvert af områderne Kattegat, Limfjorden og Østersøen og to gange i Vadehavet. Tællingerne af de spættede sæler i august bruges til at overvåge udviklingen i den samlede bestand i Danmark (Teilmann *m.fl.* 2010).



Figur 10.1. Kort over N2000-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. Bemærk at spættet sæl har en koloni på Sjællands Rev, hvor den ikke er beskyttet, og at gråsælen jævnligt observeres ved Nordre Rønner nord for Læsø, hvor den ikke er på udpegningsgrundlaget.

Spættet sæl

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Spættet sæl forekommer især i kystnære farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på sandbanker, rev, 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 10.1; Olsen *m.fl.* 2014).

I 1988 og 2002 ramte to store epidemier, med den mæslinge-lignende virus *phocine distemper virus* (PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % af bestandene ihjel (figur 10.2; Härkönen *m.fl.* 2006). I 2002 ramte epidemien flere lokaliteter efter optællingerne i august, således at den samlede nedgang i bestanden først sås i 2003. Efter 1988 og indtil 2002 steg bestanden i gennemsnit med 11 % hvert år. Efter 2002-epidemien har den gennemsnitlige årlige stigning været 8 %. En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (Härkönen *m.fl.* 2008). Kun nogle hundrede spættede sæler døde i 2007, og effekten på den samlede danske bestand er ikke synlig i overvågningsresultaterne.

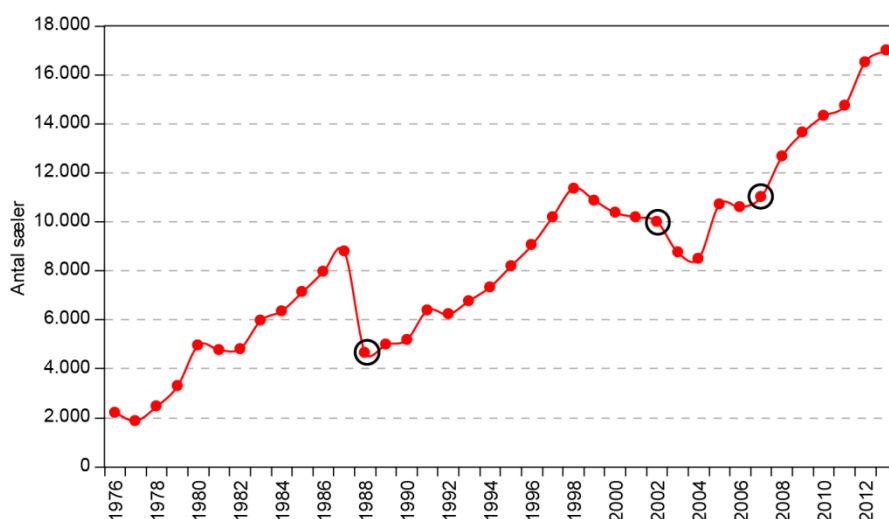
Potentielt kan de store PDV-epidemier vende tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden immunitet (dvs. født efter 2002) når en vis størrelse,

og smitten er til stede. Smitten formodes at komme fra de store arktiske sælbestande, hvor virusset cirkulerer, uden at sælerne ser ud til at dø af det. En teori er, at gråsæler muligvis smittes længere nordpå og bringer smitten sydpå, hvor de spættede sæler lever. Modsat spættet sæl dør gråsælerne kun i meget begrænset omfang af PDV (*Härkönen m.fl. 2007a*). Effekten af epidemierne på antallet af spættede sæler forventes at være 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 antages at være i vandet under optællingen) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 17.000 dyr i 2013 (*figur 10.2*). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforsbud og derfor god ungeoverlevelse (*Jepsen 2005*).

I de sidste par år er antallet af gråsæler, især i den vestlige Østersø, steget kraftigt (se omtale af gråsæler længere fremme). Det er uvist, hvordan denne udvikling vil påvirke den spættede sæl. Men da gråsælen er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning af antallet af spættede sæler en mulighed i de kommende år.

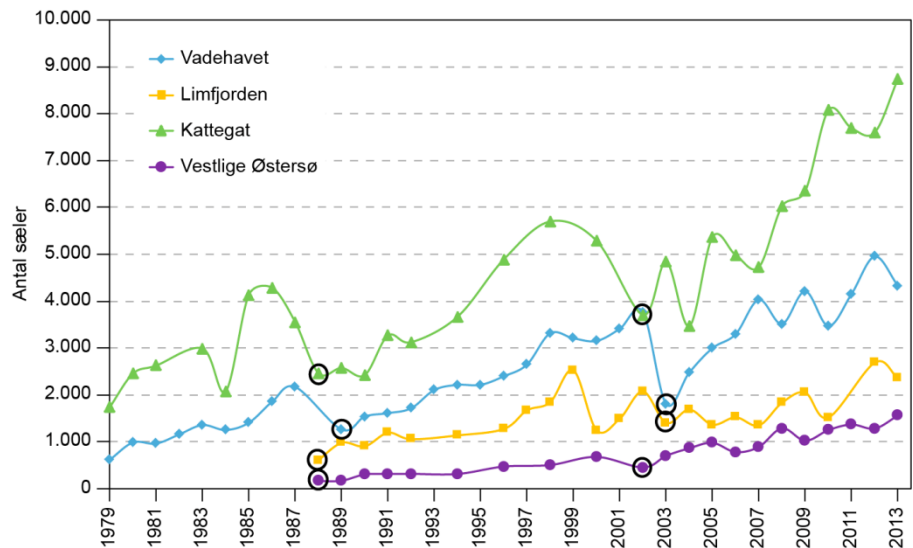
Figur 10.2. Det totale antal af spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2013 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (32 % i Vadehavet - *Ries m.fl. 1998*, 43 % i øvrige farvande - *Härkönen m.fl. 1999*). Fra 1976-1978 er antallet estimeret ud fra forskellige typer tællinger, som ikke er standardiserede. De tre epidemier i 1988, 2002 og 2007 er vist med cirkler.



Vadehavet

Bestanden i Vadehavet er spredt over hele Vadehavets kystlinje og deles således med Tyskland og Holland. I forbindelse med fældningen i august 2013 estimeredes bestanden i den danske del af Vadehavet til at være 3.642 spættede sæler, en tilbagegang på 30 % i forhold til 2012 (*figur 10.3*). Denne nedgang er dog ikke reel, da der har været en tilsvarende tilvækst i den øvrige del af Vadehavet (www.waddensea-secretariat.org). Vadehavssælerne blev hårdt ramt af begge PDV-epidemier, eftersom omkring halvdelen af sælerne i området døde i både 1988 og 2002. Fra epidemien i 2002 er bestanden i Vadehavet vokset med 11 % om året i gennemsnit, tæt på den teoretisk maksimale vækstrate for populationer af spættet sæl (*Härkönen m.fl. 2002*). Siden 2006 har vækstraten dog kun været 8 %; den aftagende tilvækst kunne tyde på enten migration til andre områder eller tæthedsafhængighed, hvor antallet af sæler er begrænset af føde- eller pladmangel. Der blev i 2013 talt 613 unger i ynglesæsonen i den danske del af Vadehavet, 8 % flere end i 2012, og generelt på niveau med tællingerne fra 2010 til 2012.

Figur 10.3. Antal af spættet sæl i Danmark delt op på bestandene i Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2013 – 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 og 2002 er markeret med cirkler.



Limfjorden

Spættet sæl i Limfjorden består af to forskellige bestande (*Olsen m.fl. 2014*). Det er sandsynligt, at den selvstændige population i de centrale bredninger består af sæler, der har været i Limfjorden, før forbindelsen til Nordsøen sandede til omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem Limfjorden og Nordsøen ved Agger Tange under stormfloden i 1825, og i Nissum Bredning lever en bestand, der minder om en blanding af sælerne i de centrale bredninger og Vadehavet. Der har været store udsving i antallet af spættede sæler i Limfjorden, og overordnet er der ikke, som i de andre områder, set en entydig vækst i bestanden over de seneste 10 år (*figur 10.3*). Dette skyldes formentlig, at antallet af sæler har nået bæreevnen for området, så sælerne er begrænset af føde og plads, eller at økosystemet er ustabil, og sælerne derfor forlader Limfjorden i perioder. I 2013 blev bestanden estimeret til at bestå af 2.400 spættede sæler, hvilket er lidt mindre end antallet opgjort i 2012. Det er dog uvist, hvor stor en del af sælerne, der stammer fra den oprindelige Limfjordsbestand, og hvor stor en del som udgøres af sæler fra Vadehavet med kun ringe tilknytning til Limfjorden. Der bliver ikke talt unger i Limfjorden.

Kattegat

Populationen af spættet sæl i Kattegat deles med Sverige. I den danske del af Kattegat estimeredes antallet i forbindelse med optællingen under fældningen i august 2013 til at være 8.700 spættede sæler (*figur 10.3*). Siden epidemien i 2002 er bestanden vokset med gennemsnitligt 12 % om året. Den må således anses for endnu at være et stykke fra områdets bæreevne. I Kattegat er der foretaget optællinger af unger i ynglesæsonen siden 2009. I 2009 og 2010 blev andelen af unger opgjort til at udgøre hhv. 14 % og 12 % af bestanden i de talte områder (ingen tællinger i området omkring Samsø i de to år). Fra 2011 blev tællingen af unger udført i hele den danske del af Kattegat. I 2013 taltes 1.491 unger svarende til 17 % af den estimerede bestand. I 2011 og 2012 taltes henholdsvis 21 og 14 % af den estimerede bestand. Det talte antal unger er et minimumsestimat af årets ungeproduktion, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig. Desuden er der i opgørelsen anvendt korrektionsfaktor for voksne i vandet, men denne faktor kunne være anderledes for unger. For at kunne lave fortolkninger angående udvikling i bestandens demografi, og de faktorer der påvirker ungeproduktionen, er der behov for en længere tidsserie.

Vestlige Østersø

I den vestlige Østersø forekommer mange mindre kolonier spredt over et stort område. Det betyder, at de enkelte kolonier kan være sårbare over for forandringer såsom forstyrrelser og epidemier, specielt hvis der ikke er nogen fast udveksling af sæler mellem kolonierne. I 2013 blev bestanden estimeret til ca. 1.600 individer, hvilket er lidt højere end estimatet i 2012 (*figur 10.3*). Efter epidemien i 2002 var estimatet 450 individer; siden har den gennemsnitlige årlige vækstrate været 14 %. Samtidig med denne tilvækst har den vestlige Østersø oplevet en kraftig vækst i antallet af gråsæler i de senere år (se herunder). Der har hidtil ikke kunnet konstateres negative effekter på områdets spættede sæler af denne indvandring.

Gråsæl

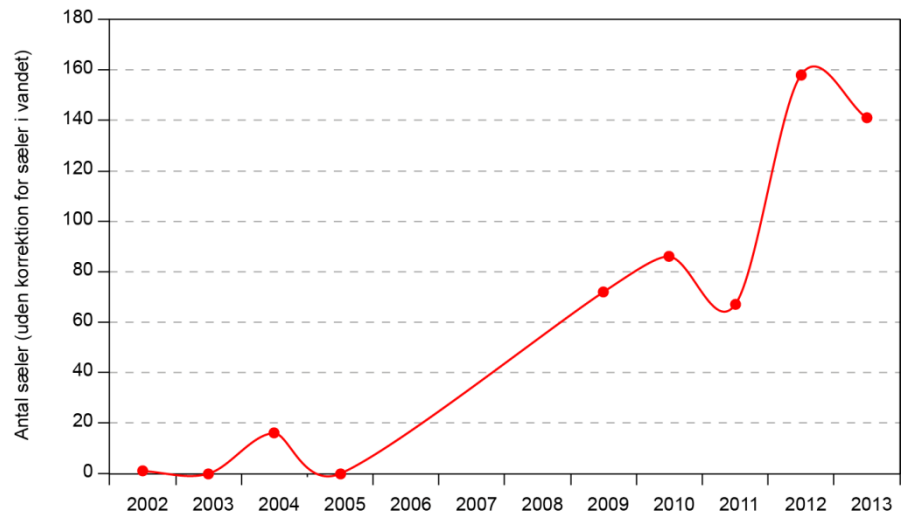
Gråsælen er ligesom spættet sæl knyttet til de kystnære farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på ubeboede øer samt sandbanker, rev og skær. Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig og udbredt sælart i de danske farvande og ynglede frem til omkring år 1900 ved de danske kyster. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen i løbet af de sidste godt 10 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret årlige fødsler, mens der kun er konstateret spredte yngleforsøg på andre lokaliteter i Danmark (*Härkönen m.fl. 2007b*). I det østatlantiske område forekommer gråsæl i to adskilte bestande, 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. Østersøbestanden af gråsæl føder unger i februar-marts, mens Nordsøbestanden føder om efteråret og tidlig vinter (*Härkönen m.fl. 2007b*).

Gråsælerne opholder sig fortrinsvis på land i yngle- og fældeperioderne (henholdsvis februar-marts og maj-juni i de indre danske farvande - Østersøpopulationen og november-januar og marts-april for Vadehavet - Nordsøpopulationen). I perioden 2007-2010 har Danmarks Miljøundersøgelser (nu DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi) forsøgsvist gennemført nogle flytællinger i gråsælernes yngletid i februar-marts og i fældeperioden i maj-juni. Fra 2011 er flytællinger af gråsæl i yngle- og fældeperioderne implementeret som en fast del af den nationale overvågning. I forbindelse med overvågning af miljøeffekter af vindmølleparken ved Rødsand syd for Lolland er der anvendt fjernstyret og internetbaseret videoovervågning af sælreservatet ved Rødsand (*Edren m.fl. 2010*). Desuden er der foretaget satellitsporing af både spættet sæl og gråsæl ved Rødsand, som har vist, at gråsælerne ved Rødsand er en del af Østersøbestanden, der deles med Finland, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003, Dietz m.fl. 2014*).

I den vestlige Østersø er der siden 1999 jævnligt registreret gråsæler i forbindelse med optællingerne af spættet sæl i august, men frem til 2006 altid færre end 20. Fra 2007 til 2013 er der i august registreret mindst 30 gråsæler. Der er i den vestlige Østersø udført forsøgsvis optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, her blev talt fra 0 til 12 individer (*figur 10.4*). Ved flyovervågning i 2009 og 2010 blev der talt hhv. 67 og 41 gråsæler. Først i 2011 blev Christiansø inkluderet i flyovervågningen, mens tidligere optællinger er foretaget med teleskop fra land. Christiansø har de største forekomster af gråsæl i Danmark, og i 2011 og 2012 blev henholdsvis 46 og 61 % af gråsælerne registeret her. I 2013 taltes i marts

404 sæler og 47 i maj. Ved tællingen i maj, som er i gråsælens fældeperiode, var der i alt 140 gråsæler på hvilepladserne i Østersøen.

Figur 10.4. Antal talte gråsæler i den danske Østersø i perioden 2002-2013 – opgjort ud fra tællinger på hvilepladser i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni (tal angiver faktiske tællinger, da der ikke er justeret for evt. sæler i vandet). For Christiansø er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 er foretaget fra fly.



I Kattegat er der fra 1979 til 2006 observeret færre end 10 gråsæler i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august. I 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal, henholdsvis 32 og 68 gråsæler på Læsø og Anholt i august. Fra 2010 er der hvert år foretaget flyvninger i perioden omkring 1. marts for at registrere gråsælsfødsler. I den forbindelse er der på Borfeld nord for Læsø set 46 gråsæler i 2010, 44 i 2011, 69 i 2012 og 76 i 2013. Ved 14 flyvninger i juni og august i 2011-2013 er der set fra 4 til 36 gråsæler på Borfeld. Det er uvist, i hvilken grad gråsælerne i Kattegat kommer fra Nordsø-bestanden eller Østersø-bestanden.

I det danske Vadehav foretages ikke optællinger i gråsælernes fælde- og yngleperioder. Men i forbindelse med de årlige optællinger af spættet sæl i juni og august registreredes en stabil fremgang i observationerne fra op til 13 gråsæler i 2006 til op til 87 gråsæler i 2013.

Gråsælunger

Fra og med 2003 er der årligt observeret op til fem levende gråsælunger i februar-marts på danske lokaliteter. I 2013 blev der registreret fem gråsælsfødsler – tre på Rødsand og to på Borfeld ved Læsø, som dermed er ny ynglelokalitet i Danmark. I 2008 blev der i marts for første gang set en levende gråsælunge i Kattegat ved Søndre Rønner, Læsø. Disse observationer viser, at gråsælen nu igen yngler regelmæssigt i Danmark efter ca. hundrede års pause. Ydermere bliver der hvert år set enkelte unge gråsæler langs den jyske vestkyst, som må antages at være strejfare fra Vadehavet eller de britiske øer.

Stigningen i antallet af gråsæler over hele landet i de seneste år må formodes at skyldes et skift i udbredelsen 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, snarere end den beskedne reproduktion fra danske gråsæler. Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis bedre fødetilgang i takt med den stigende torskebestand i Østersøen eller pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter. De fleste gråsæler i danske farvande er også kun på visit og formodes at returnere til deres oprindelige fødested, når de selv skal yngle. Den faste bestand af ynglende danske gråsæler er formentlig maksimalt 20 individer.

Marsvin

Marsvinet er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste der med sikkerhed yngler her. Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkninger opdeles marsvin i de danske farvande i minimum tre populationer: 1) Østersøen, 2) de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen. Marsvin i Nordsøen er muligvis opdelt i flere populationer. 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, men fra 1987-2001 druknede gennemsnitligt 5.900 marsvin årligt blot i det danske garnfiskeri i Nordsøen (*Vinther & Larsen 2004*). Udover bifangst, kan undervandsstøj, habitatdestruktion, fødemangel som følge af overfiskning og forurening også have negativ indflydelse på marsvins udbredelse og sundhedstilstand.

Marsvin har store udbredelsesområder, der strækker sig ud over grænserne for de udpegede habitatområder, og overvågning skal derfor ikke blot inkludere habitatområderne, men hele marsvinets udbredelsesområde.

Overvågning af marsvin

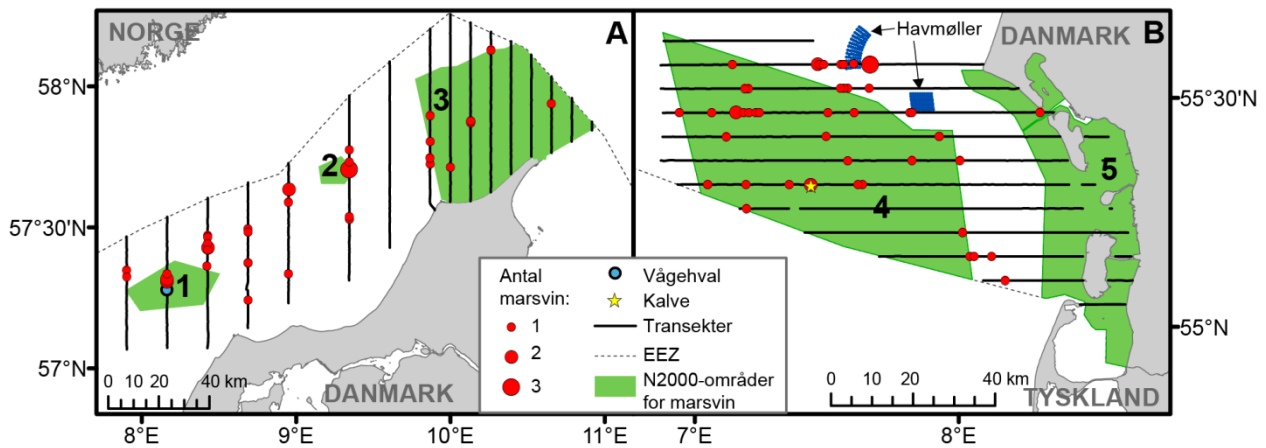
Marsvin overvåges ved brug af forskellige metoder alt efter de logistiske muligheder og sammenlignelighed med tidligere data fra de forskellige områder.

I løbet af NOVANA-perioden 2011-2015 udføres følgende overvågning:

- 1) Skagerrak (tre habitatområder for marsvin) og den sydlige Nordsø (to habitatområder for marsvin) overvåges hvert år fra fly i juli/august.
- 2) I de indre danske farvande overvåges de seks største habitatområder for marsvin med stationære akustiske lyttestationer (C-PODs), da marsvin bruger ekkolokalisering til at orientere sig. To gange inden for perioden 2011-2015 foretages en akustisk overvågning fra skib, hvor de største N2000-områder gennemsejles (2011 og 2013), og en gang i perioden (2012) laves en total optælling af bestanden i de indre farvande svarende til de tidligere gennemførte SCANS-optællinger (*Hammond m.fl. 2013*).

Flyovervågning

I Skagerrak og Nordsøen gennemføres en årlig optælling fra fly i alle fem habitatområder (*figur 10.5*). Flyet flyver i fastlagte transekter, og to observatører optæller alle marsvin på hver sin side af flyet. Flyovervågning udføres fra 600 fods højde (ca. 200 m) ved brug af standardmetoder for linjetransekter, distance-sampling (*Buckland m.fl. 2001*), og observationsprocedurer (*Scheidat m.fl. 2008; Gilles m.fl. 2009*). De årlige optællinger er planlagt til at blive udført de to første uger i juli, men pga. dårligt vejr i denne periode i 2013 blev flyovervågningen først udført sidst i juli i den sydlige Nordsø og sidst i august i Skagerrak.



Figur 10.5. Flyovervågning i A) Skagerrak d. 22.8.2013 og B) Nordsøen d. 27.7.2013. Numre indikerer N2000-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.

I Skagerrak observeredes i 2013 i alt 42 marsvin fordelt i grupper med op til 3 individer i hver gruppe (tabel 10.1). Af de tre N2000-områder var tætheden af marsvin (antal observationer pr. km) størst inden for 'Store Rev' med 0,59 marsvin/km og 'Gule Rev' med 0,17 marsvin/km. I modsætning til tidligere surveys i 2011 og 2012 observeredes meget lav tæthed (0,02 marsvin/km) i 'Skagens Gren og Skagerrak'. I hele det dækkede survey-område observeredes 0,05 marsvin/km, hvilket ligeledes er væsentligt lavere end de to foregående år. Dette kan muligvis være forårsaget af, at surveyet i 2013 pga. dårligt vejr blev udført i slutningen af august i stedet for i juli som i 2011 og 2012. Sæsonvariation i marsvinefordeling kan derfor have medført et dårligt sammenligningsgrundlag med de tidligere år. I N2000-området 'Gule Rev' observeredes desuden en vågehval.

Tabel 10.1. Oversigt over effort (= udførte transekter), observationer og tæthed for flyovervågning af marsvin den 22. august 2013 samt tæthed for surveys i 2011 (N = 121) og 2012 (N = 97) i Skagerrak. Der er ikke skelnet mellem voksne dyr og kalve.

År	2013	2013	2013	2012	2011
Område	Effort (km)	Antal individer	Marsvin/km	Marsvin/km	Marsvin/km
Gule Rev	29	5	0,17	0,19	0,23
Skagens Gren og Skagerrak	335	8	0,02	0,14	0,19
Store Rev	5	3	0,59	-	0,28
Ikke N2000	472	26	0,06	0,12	0,07
Σ	841	42	0,05	0,13	0,12

Tabel 10.2. Oversigt over effort (= udført transekt), observationer og tæthed for flyoptælling foretaget den 27. juli 2013 samt tæthed for surveys i 2011 (N = 128) og 2012 (N = 117) i den sydlige Nordsø. Antal individer inkluderer kalve.

År	2013	2013	2013	2013	2012	2011
Område	Effort (km)	Antal individer	Heraf kalve	Marsvin/km	Marsvin/km	Marsvin/km
Sydlig Nordsø	421	28	1	0,07	0,20	0,14
Vadehavet	151	1	0	0,01	0,03	0,03
Ikke N2000	321	22	0	0,07	0,08	0,20
Σ	893	51	1	0,06	0,13	0,14

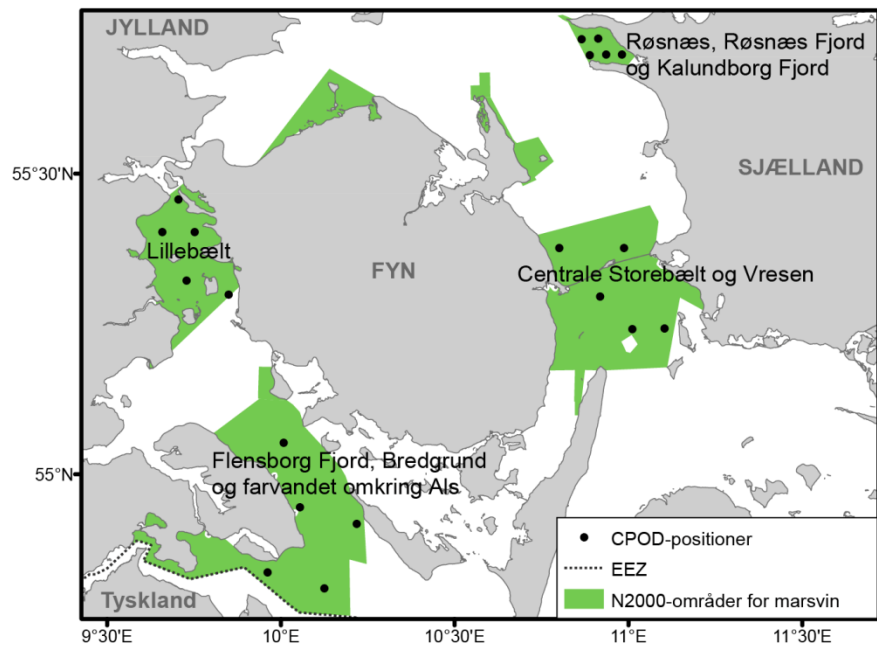
Ved flyoptællingen i den sydlige Nordsø observeredes i alt 51 marsvin fordelt i grupper med op til 3 individer i hver (*tabel 10.2*). Den gennemsnitlige tæthed for hele det overvågede område var 0,06 marsvin/km. I hele surveyområdet observeredes væsentligt færre dyr end ved de to tidligere surveys i 2011 og 2012. Den højeste tæthed blev observeret i 'Sydlig Nordsø', og uden for N2000-områderne, hvilket er sammenligneligt med 2012 og 2011. 'Sydlig Nordsø' betragtes som yngleområde, men i 2013 blev der kun observeret en kalv, svarende til en voksen/kalv ratio på 0,02, hvilket er en del lavere end i 2011 (0,33) og 2012 (0,10). Det er uvist, hvorfor antallet af observerede marsvin og kalve er så meget lavere end de to tidligere surveys, der ligeledes udførtes i sidste uge af juli. Den laveste tæthed af marsvin var – som i 2011 og 2012 – N2000-området 'Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde'.

Passiv akustisk monitoring

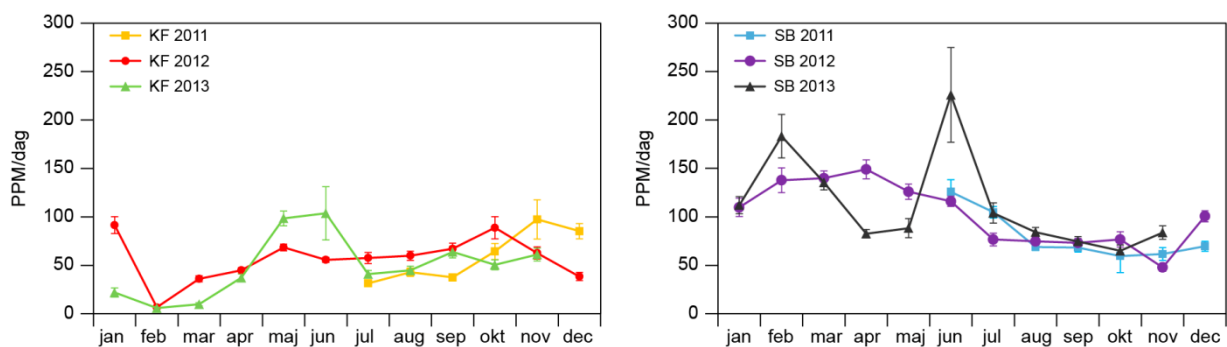
Overvågning af marsvin med passiv akustisk monitoring giver et bedre billede af marsvins brug af et område over en længere tidsperiode end de fleste andre metoder. I NOVANA-programmet 2011-2015 udsættes fem akustiske lytteposter (C-PODs) i hvert af de seks største N2000-områder for marsvin i de indre danske farvande ('Lillebælt', 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als', 'Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord', 'Centrale Storebælt og Vresen', 'Gilleleje Flak og Tragten' og 'Femern Bælt'). Hvert andet år overvåges to habitatområder. I juni 2011 blev fem C-PODs udsat i hvert af habitatområderne 'Kalundborg Fjord' og 'Storebælt'. Som følge af samarbejdet med NaturErhvervstyrelsen om effekter af brug af pinger i erhvervsfiskeri er de 10 positioner i Storebælt og Kalundborg Fjord dog fastholdt i stedet for at rykke til to nye habitatområder. I januar 2013 blev 10 nye stationer udlagt i N2000-områderne i 'Lillebælt' og 'Flensborg Fjord'.

De fem C-PODs i hvert område er placeret på tilfældigt udvalgte positioner for at give et generelt billede af marsvinetætheden i området (*figur 10.6*). De registrerede marsvinelyde analyseres som antal minutter pr. døgn, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = Porpoise Positive Minutes = PPM). Udstyret er placeret på havbunden med et anker og en akustisk udløser og har således ingen overfladebøje. Denne opsætning hindrer påsejling, men gør udstyret sårbart over for bundtrawling, og flere dataloggere er på den måde blevet fjernet fra deres position. For de fleste af disse positioner er udstyret efterfølgende blevet indleveret, hvilket har mindsket datatab.

Figur 10.6. Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) i de fire N2000-områder 'Lillebælt', 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als', 'Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord' og 'Centrale Storebælt og Vresen'. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer landegrænsen i Flensborg Fjord.



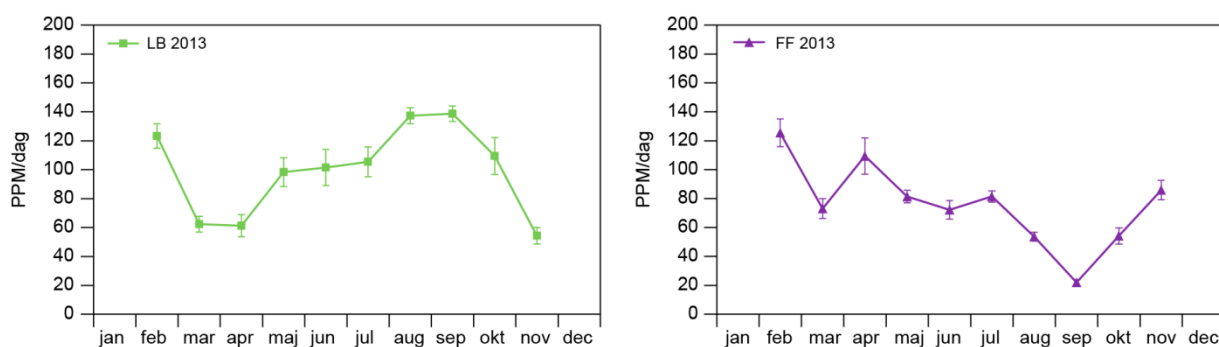
Gennemsnitligt PPM/dag pr. måned varierer mellem positioner og måneder, men overordnet set er der flere marsvineregistreringer i Storebælt (årligt gnst.: 80-112 PPM/dag) end i Kalundborg Fjord (årligt gnst.: 49-60 PPM/dag) (figur 10.7). På trods af de store variationer mellem de enkelte lytteposter, ses en overordnet stabil årstidsvariation i begge habitatområder i både 2011, 2012 og 2013. I Kalundborg Fjord registreredes flest marsvin om vinteren (oktober-januar), mens der er flest marsvin i Storebælt fra januar til juni. I begge områder er årstidsvariationen mellem de tre år meget lille i den sidste del af året (juli til januar), mens den første del af året (januar til juni) varierer mere, hvilket kunne tyde på en større udveksling af marsvin mellem andre områder i disse måneder.



Figur 10.7. Gennemsnit af marsvinepositive minutter (PPM) pr. døgn fordelt på måneder for de fem akustiske lytteposter i hhv. Kalundborg Fjord (KF, til venstre) og Storebælt (SB, til højre). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

I februar 2013 blev der udlagt fem lyttestationer i hvert af N2000-områderne 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als' og 'Lillebælt'. Sidste dataopsamling blev foretaget i november 2013, hvorfor data for december ikke er inkluderet. I begge områder er der stor variation i marsvineregistreringer over året (figur 10.8). I Lillebælt blev der registreret flest marsvin i august og september og færrest i marts, april og november. I Flensborg Fjord var der flest marsvin i de kolde måneder fra november-april, hvilket kunne tyde på, at der er en udveksling af marsvin mellem de to områder fra marts

til november. Generelt er marsvineaktiviteten i disse områder af den samme størrelsesorden som i N2000-områderne i Lillebælt, som i Storebælt.



Figur 10.8. Gennemsnit af marsvinepositive minutter (PPM) pr. døgn fordelt på måneder for de fem akustiske lytteposter i hhv. Lillebælt (LB, til venstre) og Flensborg Fjord (FF, til højre). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

Akustisk overvågning fra skib

Som en del af NOVANA-overvågningen 2011-2015 udføres to akustiske skibstogter i de indre danske farvande. Under togterne slæbes et hydrofonkabel med to hydrofoner 200 m efter skibet, der sejler ind og ud af habitatområderne for marsvin i fastlagte transekter. Hydrofonerne registrerer og optager ekkolokaliseringsslyde fra marsvin og giver dermed et relativt tæthedsestimater i og uden for habitatområderne. På baggrund af disse akustiske togter kan habitatområdernes relative betydning indbyrdes og i forhold til tilstødende vandområder vurderes. Metoden er tidligere anvendt både i de to store SCANS-surveys (1994 og 2005) og i forbindelse med udpegning af habitatområderne i 2007 (*Sveegaard m.fl. 2011b*).

Den akustiske overvågning blev udført med det svenske universitetsskib, RV Skagerak, 27.-30. august 2013 (*figur 10.9*). Samlet tilbagelagt strækning (effort) var 1.147 km fordelt på 336 km i N2000-områder og 811 km udenfor (*tabel 10.3*). Gennemsnitligt var tætheden højere i N2000-områder end udenfor, og især i det nordlige Øresund ('Gilleleje Flak og Tragten'), 'Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord' og 'Æbelø, havet syd for og Nærå' var tætheden en del højere end gennemsnittet. Sidstnævnte er dog sandsynligvis et artefakt af meget lille effort i dette område, da der kun er detekteret ét marsvin.

Tabel 10.3. Oversigt over effort (udført transekt), antal akustiske marsvinedetektioner og marsvinetæthed (antal marsvinedetektioner pr. km effort) for det akustiske survey udført august 2013 samt tæthed fundet ved de akustiske survey i 2011 og 2012. Resultaterne er summeret for de syv N2000-områder for marsvin, som ruten gik igennem, samt i farvandene uden for disse områder.

År	2013	2013	2013	2012*	2011
Områder	Effort (km)	Antal detektioner	Tæthed	Tæthed	Tæthed
Centrale Storebælt og Vresen	84	13	0,16	0,31	0,25
Femern Bælt	35	4	0,12	0,00	0,08
Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als	116	15	0,13	0,12	0,13
Gilleleje Flak og Tragten	39	12	0,30	0,33	0,24
Lillebælt	34	3	0,09	0,14	0,20
Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord	25	6	0,24	-	0,07
Æbelø, havet syd for og Nærå	2	1	0,51	-	-
Σ N2000	335	54	0,16	0,17	0,16
Ikke N2000	811	69	0,09	0,13	0,14

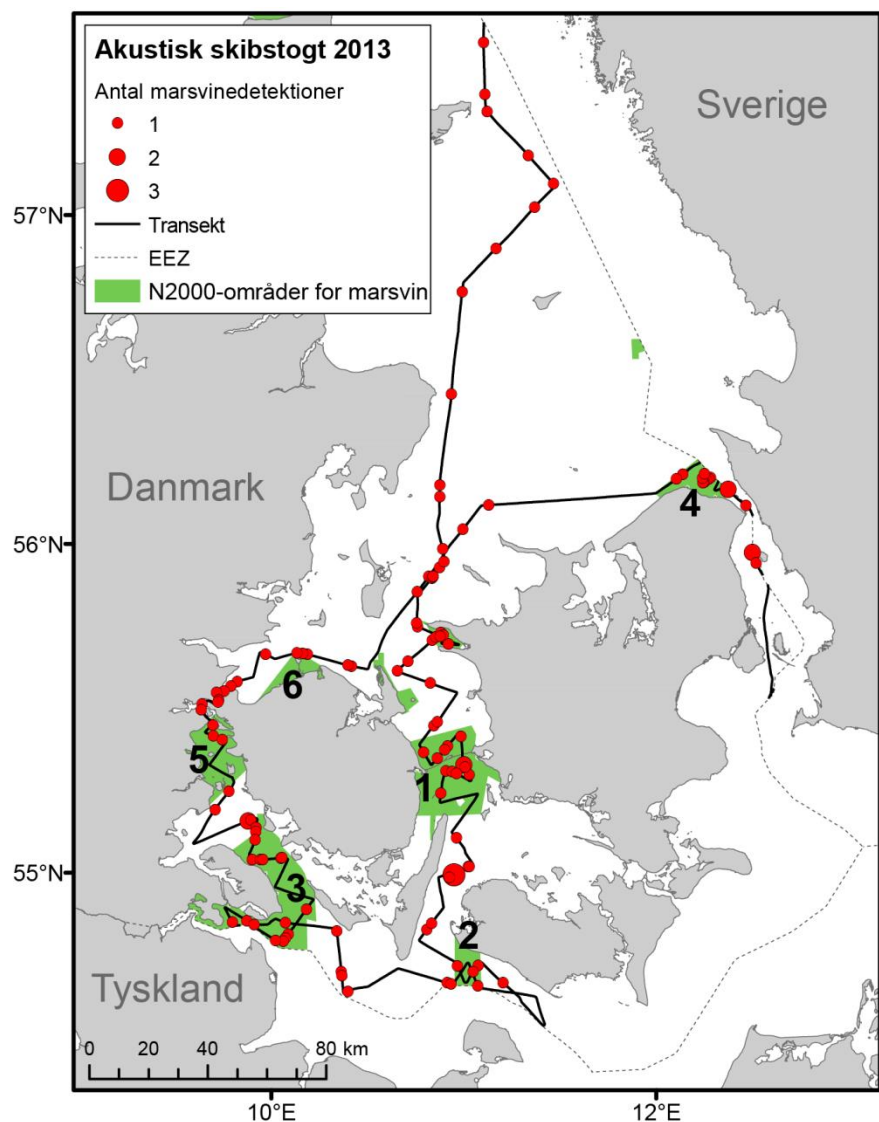
*Ikke dedikeret akustisk survey idet optagelser foretaget i forbindelse med optælling af marsvin i 2012. Effort er derfor ikke identisk i længde og placering med 2011 og 2013.

I sammenligning med de akustiske surveys i 2011 og 2012 er især den lavere tæthed i Storebælt og Lillebælt og den højere tæthed i Kalundborg Fjord bemærkelsesværdig. Storebælt og Lillebælt er kendte høj-tæthedsområder i sommerhalvåret, hvilket både tidligere akustiske surveys i 2011 og 2012, overvågning med akustiske dataloggere (C-PODs) under NOVANA samt tidligere studier har vist (Teilmann *m.fl.* 2008; Sveegaard *m.fl.* 2011a). Kalundborg Fjord derimod er især fra stationære akustiske undersøgelser (C-PODs) kendt for høj marsvinetæthed om vinteren og lavere om sommeren. Den lave tæthed i Storebælt og Lillebælt og den høje tæthed i Kalundborg Fjord ses dog ikke i de samtidige C-POD-registreringer for hele august, hvor niveauet er sammenligneligt med 2011 og 2012.

N2000-området 'Femern Bælt' har højere tæthed end tidligere observeret ved akustiske surveys. Som ved tidligere surveys detekteredes mange marsvin i tragten i Lillebælt nord for N2000-området.

Figur 10.9. Rute for akustisk marsvineundersøgelse udført i august 2013. Størrelsen på røde cirkler indikerer antallet af akustiske marsvinedetektioner. Numre indikerer N2000-områder for marsvin:

- 1: Centrale Storebælt og Vresen
- 2: Femern Bælt
- 3: Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als
- 4: Gilleleje Flak og Tragten
- 5: Lillebælt
- 6: Æbelø, havet syd for og Nærå



Sammenfatning

- Fra 1976 til 2010 har overvågningen af marine pattedyr i danske farvande haft fokus på spættet sæl. Fra 2011 er både gråsæl og marsvin en integreret del af NOVANA.
- 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 2013 hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i fire populationer: Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø med vækstrater siden epidemien i 2002 på henholdsvis 11 %, 8 %, 12 % og 14 %, dog med store fluktuationer i Limfjorden, der tyder på ind- og udvandring til og fra området.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i 2013 blev der registreret op til 76 i Kattegat, op til 87 i Vadehavet og 404 i den danske del af Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder.
- Enkelte gråsæler yngler nu hvert år i Danmark efter ca. hundrede års pause.
- Under flysurvey i Nordsøen og Skagerrak observeredes i 2013 ca. halvt så mange marsvin som i 2011 og 2012. Største tætheder blev observeret i Skagerrak i N2000-områderne 'Gule Rev' og 'Store Rev' og i Nordsøen i N2000-området 'Sydlig Nordsø'. Det er ikke entydigt, hvad årsagen er til de færre observationer i 2013.
- Passiv akustisk monitoring i Storebælt, Kalundborg Fjord, Lillebælt og Flensborg Fjord viste, at marsvin var til stede året rundt i alle områder, men at tætheden varierede over året. I Kalundborg Fjord og Storebælt, hvor der er målt i 2011, 2012 og 2013, er der rimelig overensstemmelse i tætheder mellem årene.
- Et akustisk skibstogt blev udført i august 2013. Højeste tæthed af marsvin blev registreret i 'Gilleleje Flak og Tragten' samt i 'Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord'. I sammenligning med surveys i 2011 og 2012, registreredes lav tæthed i Storebælt og Lillebælt.

11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Martin M. Larsen & Jakob Strand

Det nationale overvågningsprogram (NOVANA) omfatter analyser for tilstedeværelsen af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg) i det marine miljø. De miljøfremmede stoffer, som indgår i NOVANA, er organotin (TBT), tjærestoffer (PAH), klorerede forbindelser (PCB), bromerede flammehæmmere (PBDE), dioxin/ furaner og perfluorerede forbindelser (PFAS), alle udvalgt på baggrund af

viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse forbindelser kan påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde nedsætte deres overlevelse. En del af stofferne er også sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter. Analyserne udføres årligt i sediment og biota (blåmusling, sandmusling, skrubbe og ålekvalde), men ikke alle stoffer måles på alle stationer og i alle organismer.



Blåmuslinger er den mest anvendte indikator for miljøfarlige stoffer, da de ikke nedbryder stoffer som PAH'er og TBT og derfor fungerer som tidsintegrerende indikatororganismer, samtidig med at de er udbredt i hele Nordsøområdet op til Grønland. Foto: Martin M. Larsen.

I tillæg til de kemiske målinger undersøges på udvalgte stationer for forskellige biologiske indikatorer for at vurdere, om miljøfarlige stoffer udgør en risiko for dyrelivet i de danske farvande. I NOVANA-programmet for 2013 er blåmuslinger og ålekvalder undersøgt ved brug af biomarkører for at identificere tidlige tegn på skadelige effekter i individer. De tidlige tegn på effekter har dog ikke nødvendigvis betydning på populationsniveau. Biomarkørerne anvendes som indikatorer for de rumlige og tidlige variationer i påvirkninger af både specifikke stofgrupper og blandinger af miljøfarlige stoffer. For eksempel betragtes PAH-metabolitter i galde sammen med CYP1A enzymaktivitet i fisk som en markør for effekter af bl.a. PAH og dioxinlignende stoffer, men effekterne er dog umiddelbart ikke lige så stofspecifikke som TBT-effekter i form af imposex og intersex i havsnegle. Til gengæld anses biomarkørerne lysosomal membranstabilitet i muslinger og forekomsten af fejludviklet fiskeyngel som værende mere generelle stressmarkører for den samlede påvirkning af de forskellige typer af miljøfarlige stoffer, der findes i havmiljøet. Afhængig af typen af biomarkør ses effekterne med forskellig forsinkelse i forhold til det reelle tidspunkt for påvirkning. Derfor kan man heller ikke forvente, at alle effekttyper viser samme påvirkningsgrad for alle områder. Undersøgelserne for imposex og intersex foretages i ulige år og er derfor foretaget i 2013.

I modsætning til organismer, som typisk afspejler påvirkningen de seneste uger/måneder, vil den øverste centimeter af sediment (mm i Vadehavet) analyseret i NOVA/NOVANA typisk repræsentere de sidste 3-7 års påvirkning. Derfor blev sedimentprøver i de første overvågningsprogrammer ud-

taget med 3-5 års interval, mens der i det nuværende NOVANA-program udtages sedimentprøver hvert år, men på forskellige stationer.

Muslinger analyseres for metaller, TBT, PAH og i nogle prøver desuden dioxin. Sedimenter analyseres herudover for phthalater og phenoler samt dioxin i alle prøver. Det største analyseprogram er for fisk, hvor der udover metaller og TBT i ålekvabber måles bromerede flammehæmmere, PCB'er og perfluorede forbindelser foruden dioxiner. Hvor der i muslinger måles på hele organismen, så analyseres stofferne i fisk normalt i lever (metaller, TBT, PFAS) eller filet/muskel (BDE, dioxiner). Dioxin måles enten i lever (fladfisk) eller filet (ålekvabber). Organvalget er foretaget efter, i hvilket organ der erfaringsmæssigt findes målbare koncentrationer, og hvilke organer som er blevet analyseret tidligere. I sediment analyseres den fraktion, som er mindre end 2 mm.

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i lever. Hverken Cd, Hg eller Pb har nogen kendt nytte-virkning i organismer. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer, dog med snævre grænser mellem nytte- og skadevirkning. Muslinger anvendes som generel indikator for belastningen med miljøfarlige stoffer som fx tungmetaller i havmiljøet, da de generelt opkoncentrerer miljøfarlige stoffer i forhold til de koncentrationer, der findes i havvand. Derved repræsenterer koncentrationen i muslinger typisk et integreret niveau for stationen over de sidste dage til måneder afhængig af hvilket stof, der måles. Muslinger er desuden velegnede som indikatorer, da de er stationære og mangler kapacitet til at nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer (se nedenfor). Udover muslinger analyseres der i skrubbe som repræsentant for et højere trofisk niveau (noget der ikke bare spiser alger), så man kan se, om der sker en opkoncentrering igennem fødekæden. Da der analyseres i leveren for PCB og metaller, kan man ikke umiddelbart bruge NOVANA-data til at udtale sig om kvaliteten af muslinger og skrubbe som menneskeføde (bortset fra Hg, der måles i musklen). Tidstrendanalyser giver dog bedre resultater ved leverprøver, da koncentrationen af PCB'er er højere i leveren pga. et højere fedtindhold end i musklen. Ålekvabbe og fladfisk som skrubbe er gode områdespecifikke monitoringsorganismer, fordi de er meget stationære i forhold til fritsvømmende fisk som torsk og sild.

I sedimenter er der et naturligt indhold af miljøfarlige metaller, der afhænger af sedimenttypen. For finkornede sedimenter stammer en del af metalindholdet fra det geologiske materiale, hvorimod der stort set ikke naturligt er miljøfarlige metaller i sandede sedimenter. Det forhøjede indhold af metaller gælder bl.a. lithium og aluminium, som derfor kan anvendes som indikator for indholdet af finkornede partikler (*Loring 1990*). OSPARs normaliseringsmetode er beskrevet i detaljer i rapporten *Marine Områder 2003 (Ærtebjerg m.fl. 2004)*. Samtidig har ler en meget større overflade, der giver højere bindingskapacitet for organiske stoffer med en netto negativ ladning, der tiltrækker de fleste opløste metaller. Det betyder, at sedimentindholdet skal normaliseres til indholdet af finkornet materiale for at sammenligne forskellige områder, da et sandet sediment med middel metalindhold kan indikere

større påvirkning af forurening end et tilsvarende indhold i lerede sedimenter.

Baggrund for analyser af organiske parametre

Muslinger og sediment analyseres for antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) og tjærestoffer (PAH), som kommer fra forbrænding og oliespild. Udover PAH analyseres også for naphthalen, som er en to-ringet aromatisk hydrocarbon og derfor ikke en egentlig poly-aromatisk hydrocarbon (PAH), da de er defineret som havende mindst tre aromatiske ringe. Naphthalen har samme kilder som PAH'erne og behandles derfor sammen med dem. Der analyseres for dioxin i fisk, sediment og i syv udvalgte muslingeprøver fra syv stationer. Dioxiner er en stofgruppe, der dannes ved afbrænding af plastmaterialer, og de individuelle forbindelser (kaldet congener) har forskellig giftighed, hvis koncentration kan omregnes til en samlet giftighed kaldet en Tox-ekvivalent. I sedimenter analyseres desuden for blødgørere (phthalater) og nonylphenoler, der dels anvendes i plastprodukter og som vaskemidler (detergenter).

I skrubber, rødspætter (Nordsøen) og ålekvabber analyseres for de forbudte organoklorforbindelser (PCB) samt de klorerede pesticider DDT, HCH, HCB og chlordan (trans-nonachlor). Herudover analyseres for bromerede flammehæmmere (PBDE), dioxiner, furaner og coplanare PCB'er og perfluorerede stoffer (PFAS'er), som er tilføjet, efter en screening påviste dem i fisk. Da mange PAH'er kan nedbrydes af fisk, analyseres der ikke for PAH i fisk men for PAH'ers nedbrydningsprodukter (omtales nærmere i afsnittet om biologiske effekter).

NOVANA-programmet for 2013

I forbindelse med overgangen til en ny programperiode i 2011 skete en justering af hvilke parametre og matricer, som analyseres i NOVANA. NOVANA-temarapport om miljøfremmede stoffer og tungmetaller 2014 (*Boutrup, under udarbejdelse*) indeholder en behandling af data fra 2004 til 2013, så i denne rapport er kun medtaget data fra 2013, som ikke indgår i temarapporten.

For muslinger er bromerede flammehæmmere (PBDE, analyseret fra 2004-2011) og polychlorerede biphenyler (PCB) taget ud af programmet pga. mange resultater tæt på eller under detektionsgrænsen. Muslinger analyseres nu for TBT og PAH og desuden sølv (Ag, fra 2011), som indgår i skaldyrsdirektivet.

Måling af PCB foretages forsat i fladfisk, og fra 2011 også i ålekvabber. I puljede prøver fra fladfisk og ålekvabber måles metaller, PBDE, perfluorerede forbindelser (PFAS, fra 2011), dioxinlignende stoffer og desuden TBT for ålekvabber. For ålekvabber analyseres fortrinsvis hanner, men på to stationer var der ikke tilstrækkeligt prøvemateriale af hanner, hvorfor nogle af parametrene er målt i prøver fra hunner i stedet for.

For sediment indsamles der i denne programperiode (2011-2015) 40 prøver hvert år efter et roterende princip, de fleste som dobbeltbestemmelser, men i nogle områder med så stor afstand, at de tælles som to stationer. Rotationen er planlagt, så der i løbet af programperioden analyseres et antal stationer, svarende til antallet af analyser i det forrige overvågningsprogram (NOVANA 2004-2010), hvor alle sedimentprøver blev indsamlet inden for et år i programperioden.

Vurdering af målte koncentrationer

Til at vurdere metalleres betydning for miljøtilstanden anvendes fortrinsvis vandrammedirektivets grænseværdier (EQS, Environmental Quality Standards). Hvis de ikke er fastlagt, anvendes OSPARs kriterier (se nedenfor), eller det vejledende norske klassificeringssystem, udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (*SFT 1997*, delvist opdateret i 2007), som har været anvendt i hele NOVA/NOVANA-perioden. SFT-systemet er baseret på koncentrationmålinger og udtrykt i en fem-delt klassificering af forureningsgraden for metaller i muslinger (*tabel 11.1*). Da der kun er OSPAR BAC og EU fødevarer-kriterier for Cd, Pb og Hg samt et EU EQS for Hg, er der fortrinsvist anvendt SFT-vurderingskriterier til den nationale vurdering af tungmetaller i muslinger, hvorimod OSPARs kriterier er anvendt for sedimenter.

Tabel 11.1. SFT-klassificeringssystem fra 1997. Sammenhæng mellem tilstandsklasse, miljøtilstand og forureningsgrad.

Klasse	I	II	III	IV	V
Tilstandsbeskrivelse	Meget god Ubetydelig/ lidt foruren	God Moderat foruren	Mindre god Markant foruren	Dårlig Stærkt foruren	Meget dårlig Meget stærkt foruren

Der er i Oslo-Paris konventionen (OSPAR) i efteråret 2008 udviklet et sæt vurderingskriterier, som er anvendt i forbindelse med kvalitetsstatusrapporten (*OSPAR 2010*) for Nordsøen. OSPAR vedtog i 1995 en generationsmålsætning om, at alle miljøfarlige stoffer skal være på niveau med baggrundskoncentrationen i 2020. Dette kontrolleres over for et baggrundsvurderingskriterium (BAC, Background Assessment Criteria), som er OSPARs generationsmål. Et andet kriterium er, at der ikke må være risiko for skade på miljøet, hvilket kontrolleres ud fra et økotoxikologisk vurderingskriterium for dyr og sediment (EAC, Ecotoxicological Assessment Criteria), eller i mangel af dette, de amerikanske lav-effekt områder for sediment (US-EPA ERL, Effect Range Low) og EU's krav til maksimalt indhold i fødevarer. Det skal bemærkes, at det sidste kriterium er i forhold til human konsum ikke i forhold til beskyttelse af miljøet. Derimod er EAC- og ERL-værdier baseret på de mest følsomme organismer, som typisk repræsenterer de lavere niveauer i fødekæden.

I forhold til kviksølv (Hg) har EU i 2008 desuden fastsat et miljøkvalitetskrav (EQS) for biota på $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt (*EU 2008*). Det er et niveau, der stort set svarer til BAC for metaller i muslinger, men er lavere end OSPARs BAC for fisk ($35 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt). Kriteriet skal overvåges i de mest velegnede indikatorer blandt fisk, bløddyr, krebsdyr og anden biota. Herudover er der EQS-værdier for hexachlorbenzen (HCB) på $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt og hexachlorbutadien (HCBD) på $55 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt i fisk. HCBD er i NOVANA-programmet dog kun målt i sediment. Det blev i 2013 (*EU 2013*) specificeret, at EQS gælder i fisk¹, og samtidig kom der EQS-værdier for bromerede flammehæmmere (PBDE) ($0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt), PFAS ($9,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt), bromerede flammehæmmere (HBCDD) ($167 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) og dioxin/furaner og dioxinlignende PCB'er ($0,0065 \mu\text{g WHO-TEQ kg}^{-1}$ vådvægt),

¹ "Kvalitetskrav for biota gælder for fisk, medmindre andet er anført. Et alternativt biotataxon eller en anden matrice kan overvåges i stedet, forudsat at de EQS, der anvendes, giver et tilsvarende niveau af beskyttelse." (fodnote 12 i EU 2013).

Kviksølv opkoncentreres i fødekæden, og anvendelse af koncentration i muslinger giver derfor ikke samme beskyttelsesniveau som fisk, men der er pt. ikke andre kvalitetskrav/grænser for muslinger. Fluoranthen, PAH'er og dioxiner kan også måles i muslinger og krebsdyr, og for fluoranthen/PAH er det ikke relevant at måle i fisk.

hvor det sidste både gælder for fisk, bløddyr og krebsdyr. WHO-TEQ er en vægtet sum af dioxiner, furaner og coplanare PCB'er, som tager hensyn til de enkelte stoffers skadelige virkning (*Van den Berg m.fl. 2006*). Seks PAH'er i krebs- og bløddyr fik også EQS-værdier: fluoranthen ($30 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) samt benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(g,h,i)-perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren (alle $5 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt). Der er også EQS-værdier for heptachlor og heptachlorepoxyd ($0,0067 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) og dicofol ($33 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt), som ikke indgår i NOVANA-programmet.

Koncentrationen af organiske miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk vurderes i denne rapport primært i forhold til de vejledende økotoksikologiske vurderingskriterier (EACs) udarbejdet af OSPAR-kommissionen (*OSPAR 1998*). Disse er blevet videreudviklet, og det nye sæt kriterier er anvendt i forbindelse med OSPARs Quality Status Report 2010 (*OSPAR 2010*). Analogt til metaller er der også udviklet kriterier til at vurdere, om de enkelte stoffer er tæt på baggrundsværdien (BAC), som for de fleste organiske forbindelser pr. definition er 0, dog undtaget PAH'erne, der kan frigives via skovbrande og vulkansk aktivitet.

Enkelte stoffer vurderes efter SFT-klasserne, da der endnu ikke er udarbejdet EAC-kriterier. Nordisk Ministerråd har udgivet en rapport, der beskriver de vurderingskriterier, der anvendes for Cd, TBT og PCB'er (*Strand m.fl. 2008*), og hvor resultater af deres anvendelse er illustreret. EAC-værdien er fastlagt således, at hvis koncentrationen overstiger denne værdi, er der en risiko for, at påvirkede arter kan opleve negative ændringer. Hvis koncentrationen ligger i intervallet mellem BAC og EAC, forventes ikke negative ændringer.

Oversigt over kriterier:

- Baggrundsniveau (BAC, Background Assessment Criteria, fra OSPAR)
- Miljøkvalitetskrav for biota (EQS, Environmental Quality Standards, fra EU 2008 - udvidet august 2013).
- Økotoksikologisk baserede miljøvurderingsgrænser (EAC, Environmental Assessment Criteria, fra OSPAR)
- Effektgrænser for sediment (ERL, Effect Range Low, fra US-EPA)
- EU's grænseværdier for fødevarer (december 2011)
- Norsk klassificeringssystem (SFT, Statens Forurensningstilsyn)

Metaller, TBT, dioxin og PAH i muslinger

I forhold til prøvetagningslokaliteterne fra 2012 var der flere steder med 'baggrundsniveau' for Hg og Cd i 2013, hvorimod der blev observeret en halvering af antallet af lokaliteter med Pb på baggrundsniveau. For Hg fandtes der den samme %-vise overskridelse (61 %) af EQS (grænseværdi for fisk - se fodnote forrige side) i 2013 som i 2012 (*tabel 11.2*). Ingen af prøverne i 2013 overskred fødevarekvalitetskriterierne for de tre metaller, hvilket næsten også var tilfældet i 2012, hvor der kun var overskridelse for 1 % af Pb-prøverne.

Tabel 11.2. Vurdering af koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger (n = 64) efter OSPARs baggrundsvurderingskriteriet (BAC) og EU's EQS og fødevaregrænseværdier. i.d.: ikke defineret. % angiver andel af prøver (n = 64).

Metal	Hg	Cd	Pb
BAC (mg kg ⁻¹ tørstof)	0,09	0,96	1,3
Under BAC	52 %	67 %	31 %
EQS (mg kg ⁻¹ våd)	0,02	i.d.	i.d.
Under EQS	39 %		
Krav (mg kg ⁻¹ vådvægt)	0,5	1,0	1,5
Under EU fødevarer	100 %	100 %	100 %
Over EU fødevarer	0 %	0 %	0 %

Sammenholdt med de norske kvalitetsklasser (tabel 11.3) findes kun sølv (Ag) i højere koncentrationer end for klassifikationen 'god', og 3 % af prøverne er endog i kategorien 'meget dårlig'. I alt drejer det sig om tre prøver, hvoraf de to er sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord med over 5 mg kg⁻¹ TS ('dårlig'), og den sidste er en blåmuslingeprøve fra Helligsø (Østlige Limfjord), som tilhører klassen 'mindre god'. Sandmuslingerne har ofte udvist de højeste koncentrationer, og i 2013 var indholdet i sandmuslinger igen højest for Ag, Ni og Cu, hvorimod koncentrationerne af Hg og Pb var højest i blåmuslinger fra Øresund (Lynetten, Skovshoved, Nivå Bugt for Hg og Køge Bugt for Pb).

Tabel 11.3. Indholdet af en række metaller i muslinger angivet som %-del prøver (n = 64) i hver af de fem kvalitetsklasser efter SFT (2007).

Tilstand	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Ag
Meget god	100 %	86 %	77 %	86 %	100 %	100 %	77 %
God	0 %	14 %	23 %	14 %	0 %	0 %	18 %
Mindre god	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	2 %
Dårlig	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Meget dårlig	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	3 %

I ca. 25 % af prøverne blev der ikke påvist TBT (detektionsgrænsen 0,5-1 mg TBT-Sn kg⁻¹). Prøver under detektionsgrænsen er regnet til under BAC eller den norske klasse 'meget god' (17 prøver, tabel 11.4), men der var 53 % over EAC-grænsen efter OSPAR-kriteriet, og 74 % af prøverne var over det norske kriterium med 14 % klassificeret som 'meget dårlig'. Dette betyder, at TBT fortsat er det stof, som giver størst problem i forhold til at opnå god miljøtilstand, trods en generel tendens til faldende koncentration i Nordsøen (OSPAR 2013).

For TBT skilte Odense Fjord sig ud med koncentrationer en faktor 70 over medianværdien, og ved Grå Fyr ved Skagen var koncentrationen en faktor 15 over medianværdien, hvilket placerer alle tre prøver i klassen 'meget dårlig'. De to store skibsværfter ved Odense Fjord (Odense Stålskibsværk 1911-1966 og Lindøværftet 1959-2012) var medvirkende til, at Odense Fjord siden overvågningens start i 1998 har haft den største forurening fra bundmaling (især TBT), og trods forbud mod anvendelse af TBT er der stadig frigivelse fra havbunden. Skagen havn ligger lige ved Grå Fyr, hvor der har ligget to mindre skibsværfter med skibsbygning siden 1917. Der har ikke tidligere været målt TBT i muslinger fra Skagen, så den historiske påvirkning med TBT fra før forbuddet er ikke kendt.

For tjærestofferne (PAH) er det kun muslingerne ved Grå Fyr (Skagen), der overskrider EQS-værdien for benzo(b+j+k)fluoranthener, en grænseværdi der er sat for benzo(b)fluoranthen og benzo(k)fluoranthen individuelt, men pga. den kemiske lighed kan de enkelte PAH'er ikke skelnes i analysen. For de øvrige fire individuelle PAH-EQS-værdier blev der ikke fundet overskridelser. Resultaterne er også sammenholdt med det norske klassificeringssystem (tabel 11.4). I det norske klassificeringssystem anvendes summen af EPA's 16 (EPA 16-PAH) eller EPA's 7 cancerogene PAH'er (KPAH). For de to sum-PAH'er skilte Grå Fyr sig ud med de højeste koncentrationer, som i begge tilfælde tilhørte klassen 'god'. Den ene delprøve fra Bornholm lå også i 'god', men ellers var alle prøverne klassificeret som 'meget god'. For de individuelle PAH'er havde muslingerne ved Grå Fyr generelt også de højeste koncentrationer, med undtagelse af den lette aromatiske hydrocarbon, naphthalen. Dette tyder på, at det ikke er oliespild men luftforurening fra skibstrafik eller Skagen by der giver de forhøjede niveauer i muslingerne.

Ingen af de syv muslingeprøver, der blev analyseret for dioxiner og furaner lå over EQS-grænsen, og alle blev klassificeret som 'meget god' for tox-ækvivalenter (TE) af dioxin og furaner (TE-PCDD/F) (tabel 11.4). Det mest belastede område var Odense Fjord, hvor koncentrationen var 20 % fra at skifte til 'god'.

Tabel 11.4. Indholdet af organotin (TBT), tjærestoffer (B(a)P = Benzo(a)Pyren), EPA16-PAH (= EPA's sum af 16) og KPAH (EPA's sum af 7 cancerogene PAH'er) og dioxiner tox-ækvivalenter (TE-PCDD/F) i muslinger angivet som %-del prøver i hver af de fire første kvalitetsklasser efter SFT (n = 64).

Tilstand	TBT	B(a)P	EPA16-PAH	KPAH	TE-PCDD/F
Meget god	27 %	84 %	98 %	97 %	100 %
God	0 %	16 %	2 %	3 %	0 %
Mindre god	19 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Dårlig	41 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Meget dårlig	14 %	0 %	0 %	0 %	0 %

Metaller og organiske stoffer i fisk

Alle målte koncentrationer af HCB, PBDE og HBCDD (summen af alfa, beta og gamma) og dioxin/furaner i fisk lå under EQS-værdien med en faktor 20 for HCB, 2,5 for HBCDD og 5 for dioxin/furaner. Ikke alle PCB-lignende dioxiner indgår i måleprogrammet, hvorfor denne andel er underestimeret, sandsynligvis med en faktor ca. 2. For PFOS (den mest anvendte og fundne perfluorerede forbindelse) er 30 % af de målte værdier over EQS-grænsen, og 70 % af summen af de målte PFAS'er er over EQS-grænsen. Der pågår en diskussion af hvilke PFAS-stoffer, der skal indgå i vurderingen af EQS-værdien. Herudover måles PFAS i lever, da det er her PFAS'erne opkoncentreres og kan påvises. EQS-værdien gælder i princippet for hele organismen, men der er pt. ikke nogen omregningsfaktorer mellem indhold i lever og hele organismen.

For de klassiske PCB'er er der fastsat OSPAR BAC/EAC-grænser for syv stoffer (tabel 11.5). For PCB-118 er over halvdelen af de 62 målte værdier over EAC-grænsen, mod 2-15 % for de øvrige PCB'er. De højeste værdier er målt i ålekvabber fra Aarhus Bugt (ca. 50x EAC) og Nybøl Nor (ca. 20x EAC) – generelt var koncentrationen i ålekvabberne ikke under EAC-grænsen. De højeste værdier i fladfisk blev fundet i skrubber fra Hjelm Bugt (12x EAC), hvor kun en af ti målte leverer var under EAC-grænsen. Skrubber fra Øresund havde alle et PCB-indhold over EAC-grænsen (op til 10x EAC). For

Storebælt havde kun to skrubber et indhold over EAC-grænsen, mod én i Vadehavet og ingen fra Nordsøen (rødspætter). Østersøen er kendt for at være PCB-belastet (*HELCOM 2010*), men koncentrationerne af PCB er generelt faldende (*OSPAR 2013*).

Tabel 11.5. Indholdet af PCB-congenerer (individuelle dioxiner) i lever fra ålekvalbe, skrubbe og rødspætte angivet som %-del prøver under eller over grænseværdierne BAC (angivet i vådvægtbasis) og EAC (omregnet til lipid basis) efter OSPARs kriterier. Værdier < detektionsgrænsen er talt med som < BAC, n = 62 (50 fladfisk, 12 ålekvalbe).

Tilstand	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180
< BAC	25 %	22 %	3 %	2 %	2 %	2 %	5 %
< EAC	73 %	76 %	87 %	46 %	83 %	93 %	93 %
> EAC	2 %	2 %	10 %	52 %	15 %	5 %	2 %

Kviksølvkoncentrationen i alle fiskeprøver, både lever og filet, overskred EQS-grænsen (*tabel 11.6*). I gennemsnit var indholdet af kviksølv i lever ca. halvdelen af indholdet i filet for ålekvalbe og fladfisk (resultater ikke vist). OSPARs BAC-koncentration for kviksølv er 0,035 mg kg⁻¹ vådvægt mod EQS-grænsen på 0,020 mg kg⁻¹ vådvægt. For 9 % af prøverne var koncentrationerne under BAC-grænsen. Til gengæld var ingen koncentrationer af Hg, Cd eller Pb over fødevarekvalitetskravene (henholdsvis 0,5; 1,0 og 1,5 mg kg⁻¹ vådvægt). Halvdelen af Cd-koncentrationerne og 73 % af Pb-koncentrationerne var over OSPARs BAC-grænse (0,026 mg kg⁻¹ vådvægt).

Tabel 11.6. Indholdet af en række metaller i fiskelever i mg kg⁻¹ tørstof. Hvor standardafvigelsen er angivet (± 1 sd), er der analyseret 10 individer i stedet for 10 puljede fiskelever.

	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	As
Kalvebod	112 $\pm$ 23	20,9 $\pm$ 7,4	0,228 $\pm$ 0,062	0,28 $\pm$ 0,36	< 0,2	0,2 $\pm$ 0,1	3,5 $\pm$ 2,5
Nivå Bugt	193 $\pm$ 83	62,1 $\pm$ 33,9	0,351 $\pm$ 0,18	0,73 $\pm$ 0,41	< 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	7,1 $\pm$ 4,7
Øresund	180	50,3	0,434	0,73	0,4	0,2	6,5
Hjelm Bugt	149	42,1	0,389	1,58	< 0,2	0,2	8,2
Storebælt	195	62,3	0,306	0,52	< 0,2	0,2	4,9
Vadehavet	90	26,2	0,102	0,10	< 0,2	< 0,2	5,5
Nordsøen	76	3,9	0,101	0,11	0,4	0,3	9,4

Metaller, TBT og PAH i sediment

Der blev taget prøver i mange forskellige typer sediment, lige fra gytje og højt organisk indhold ved Frederiksværk og i Guldborgsund ved Hjelm (TOC ~ 9 %) til sandede sedimenter i Vesterhavet og Horsens Fjord (TOC < 0,5 %). For metallerne fandtes de højeste værdier i Kolding Fjord (Zn, Cu, Cr, As, Hg), Guldborgsund (Cd), Frederikssund (Pb, Zn, Cu, Cd) og Øresund (Pb, As, Hg). For at sammenligne data fra sandede sedimenter med områder med finkornet sediment anvender OSPAR normalisering til 5 % aluminium (Al), der er en indikator for indholdet af ler/silt. For danske sedimenter er indholdet typisk < 5 % Al, dvs. koncentrationer i sandede sedimenter bliver øget af normaliseringen.

I forhold til OSPARs BAC- og ERL-kriterier var især Zn, Cu og Cd potentielt til stede i så høje koncentrationer, at effekter ikke kan afvises i 34-39 % af prøverne, og i mindre grad Hg og Pb (16-18 % af prøverne) (*tabel 11.7*). I *tabel 11.7* er klassifikationen også angivet for de direkte målte koncentrationer. Det giver nogle færre prøver over ERL-grænserne, men dog stadig en stor andel af overskridelser for Cd, Cu og Zn (13-16 %). Baggrunden for ERL-grænserne tager ikke hensyn til kornstørrelsen; men i OSPAR anvendes ge-

nerelt normalisering for at sikre ens behandling af forskellige sedimenttyper og derfor også ved sammenligning med ERL-grænserne.

Tabel 11.7. Indholdet af en række metaller i sediment angivet som %-del prøver (n = 38) under eller over OSPARs BAC- og ERL-kriterier (n = 38), direkte og efter normalisering til 5 % aluminium. Bemærk at BAC = ERL for Cr.

5% Al	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Cr
BAC	50 %	50 %	47 %	29 %	76 %	63 %	97 %
< ERL	11 %	11 %	34 %	37 %	EAC ikke	21 %	0 %
> ERL	39 %	39 %	18 %	34 %	defineret	16 %	3 %
Direkte	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Cr
BAC	68 %	74 %	82 %	37 %	97 %	89 %	100 %
< ERL	16 %	13 %	16 %	50 %	0 %	5 %	0 %
> ERL	16 %	13 %	3 %	13 %	3 %	5 %	0 %

De højeste PAH-koncentrationer i sediment blev fundet i Kolding Inderfjord med op til 2,5x EAC-grænsen for benzo(ghi)perylene, som er den PAH, for hvilke flest sedimenter overskrider EAC-grænsen (tabel 11.8). Aarhus Bugt og stationen nord for Fyn havde også et højt indhold af PAH, så der er en sammenhæng mellem høje koncentrationer i metaller og PAH.

Tabel 11.8. Indholdet af PAH i sediment angivet som %-del prøver (n = 38) under eller over OSPARs BAC- og EAC-kriterier. Dibenzothiophen indgår ikke i tabellen, da den ikke har nogen defineret BAC. * Naphthalen er kun to ringet, ikke en ægte PAH.

	Naphthalen*	Antracen	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)- antracen	Chrysen/ Triphenylen	Indeno(1.2.3- cd)pyren	Benzo(ghi)- perylene
< BAC	40 %	29 %	37 %	31 %	33 %	27 %	52 %	60 %
< EAC	60 %	71 %	63 %	69 %	67 %	73 %	42 %	6 %
> EAC	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	6 %	34 %

De målte koncentrationer af phthalater og nonylphenoler (resultater ikke vist) har ikke nogen kvalitetskriterier at knyttes op på. Men for phthalaterne var der stort sammenfald med forhøjede PAH-koncentrationer i Kolding Fjord (DEHP, DINP) og nord for Fyn (Diethyl phthalat), men også i Lillebælt Bredning (DBP). Nonylphenoler ser ud til at have et andet mønster, idet de højeste koncentrationer af 4-nonylphenol (NPMET og NPDET) blev fundet i Knebel Vig.

For TBT var ca. 75 % af prøverne under detektionsgrænsen (1-20 µg Sn kg⁻¹); der findes ingen OSPAR eller EU kvalitetskriterier pt. (resultater ikke vist). Men sammenholdt med SFTs administrative TBT-grænser er 73 % i 'meget god', 5 % i 'god', yderligere 5 % i 'mindre god' og de sidste 17 % i 'dårlig' miljøtilstand. Dette indikerer, at TBT stadig findes i betænkelige koncentrationer i 22 % af prøverne. De norske biologiske effektbaserede TBT-grænseværdier anvendes ikke, da detektionsgrænserne ikke er tilstrækkelige til at dokumentere en 'god' tilstand, idet kravet er ca. 75x lavere end detektionsgrænsen i optimale tilfælde.

Imposex og intersex i havsnegle

Forekomsten af imposex og intersex anvendes som biologiske markører for forurening med miljøgiften tributyltin (TBT), der bl.a. har været anvendt i skibsmalinger. Denne type overvågning omfattede i 2013 fem arter af havsnegle, hhv. purpursnegl (*Nucella lapillus*), rødkonk (*Neptunea antiqua*) og almindelig konk (*Buccinum undatum*) i de åbne farvande og dværgkonk (*Hinia reticulata*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*) i de kystnære farvande. Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved unaturlige hor-

monforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder gradvist at udvikle irreversible hanlige kønskarakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet og dermed have stor betydning for populationerne. Graden af imposex i en population af snegle fra et område beskrives med indekssværdien VDSI, som er en gennemsnitsværdi af alle observerede imposexstadier. Tilsvarende beskrives graden af intersex med indekset ISI, som ligesom VDSI kan variere på en skala fra 0 til 4. De forskellige arter er ikke lige følsomme over for udvikling af de TBT-inducerede hormonforstyrrelser. Rødkonk og purpursnegl er nogle af de mest følsomme arter, almindelig konk og dværgkonk tilhører mellemgruppen, hvorimod almindelig strandsnegl er blandt de mindst følsomme arter.

Undersøgelserne i 2013 viste, at der i visse områder stadigvæk forekommer markant forhøjede niveauer af imposex og intersex, hvilket betyder, at effekter af TBT stadigvæk er et miljøproblem i det danske havmiljø (tabel 11.9). I rødkonk fra de åbne farvande i Kattegat, Storebælt og Øresund var niveauerne af imposex stadigvæk forhøjede (dvs. VDSI > 0,3, dvs. > BAC). Men kun i Storebælt er niveauet i rødkonk i dag så højt, at VDSI-værdien er større end 2 (dvs. > EAC), hvilket svarer til at 90-100 % af sneglene udviser imposex. Derimod var niveauet af imposex i den mindre følsomme almindelig konk generelt lavt (VDSI < 0,3, dvs. < EAC) i alle dele af de åbne farvande. For dværgkonk var imposexniveauet forhøjet i Lemvig Fjord, Aarhus Bugt og Langerak (VDSI > 0,3, dvs. > EAC), mens det kun var inde i visse havne og marinaer, at intersexniveauet for den mindre følsomme almindelig strandsnegl stadigvæk var væsentligt forhøjet (ISI > 0,3, dvs. >> EAC). Niveauet i purpursnegl indsamlet på Skagens Gren var også forhøjet med VDSI-værdi større end 2 (dvs. > EAC), hvilket bekræfter de høje TBT-koncentrationer målt i muslinger ved Skagens Grå Fyr.

Tabel 11.9. Miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex i havsnegle (OSPAR 2008; HELCOM 2010). Romertal og tilhørende farvekoder er forklaret i tabel 11.1.

Klasser	I	II	III	IV	V
VDSI i purpursnegl	< 0,3	0,3 - < 2	2 - 4	> 4 - > 5 (sterile)	-
ISI i alm. strandsnegl	< 0,3			0,3 - 1,2	> 1,2
VDSI i rødkonk	< 0,3	0,3 - < 2	2 - < 4	≥ 4	
VDSI i alm. konk	< 0,3		0,3 - < 2	2 - < 4	≥ 4
VDSI i dværgkonk	< 0,3		0,3 - 2	2 - < 4	≥ 4

OSPAR anvender sammen med HELCOM i dag miljøvurderingskriterier udviklet for imposex og intersex for fem arter af havsnegle (tabel 11.9). Disse kriterier kan anvendes til at vurdere, om der forekommer uønskede effekter af TBT i havmiljøet. Grænsen mellem klasse II og III er sat til at angive, om havmiljøet vurderes i en 'god' eller en 'ikke tilfredsstillende' miljøtilstand (Strand m.fl. 2006, OSPAR 2008, HELCOM 2010). Baseret på disse miljøklasser er det tydeligt, at der er sket en markant forbedring i de senere år, og i dag er det kun i Storebælt og i visse kystnære områder, især i inderfjorde, at imposex-niveauerne er så høje, at det må betragtes som ikke tilfredsstillende (tabel 11.10). Dette gælder for rødkonk fra Storebælt, purpursnegle fra Skagen og dværgkonk fra Lemvig Bredning, Langerak, Aarhus Bugt, Horsens

Fjord og Vejle Fjord. Den mindst TBT-følsomme art, almindelig strandsnegl, udviste i 2013 kun forhøjede niveauer af intersex (> klasse III) i umiddelbar nærhed af nogle havne og marinaer i Lemvig Bredning.

Faldet i imposex og intersex i de fem undersøgte arter af havsnegle var i gennemsnit mellem 55 % og 99 % i forhold til niveauerne i 1998 og er især markant efter 2003, hvilket er i overensstemmelse med resultaterne for TBT i muslinger. De faldne niveauer af TBT-effekter i havsnegle er en direkte konsekvens af forbuddet mod TBT som antibegroningsmiddel i skibsmalinger. Udfasningen begyndte at gælde for alle skibe i 2003 og trådte i kraft med et endeligt forbud i 2008 (IMO 2008). De generelt faldende niveauer af imposex og intersex i havsnegle tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres endnu mere i de kommende år.

Tabel 11.10. Forekomsten af imposex og intersex i fem arter af havsnegle indsamlet i kystnære og åbne farvande i 2013, hvor niveauerne er vurderet i henhold til OSPARs miljøvurderingskriterier beskrevet i *tabel 11.9*. Dværgkonk og almindelig konk er ikke følsom nok til at skelne mellem miljøklasserne I og II (VDSI-værdier < 0,3). Almindelig strandsnegl er ikke følsom nok til at skelne mellem miljøklasserne I, II og III (ISI-værdier < 0,3).

VDSI-data fra 2013	Antal stationer	OSPARs vurderingsklasser for imposex og intersex				
		0 (ingen inter/ imposex)	I (> 0 - BAC)	II (> BAC - EAC)	III (> EAC)	IV – V (>> EAC)
Purpurnegl	1	0	0	0	1	0
Rødkonk ^A	5	0	0	4	1	0
Almindelig konk ^B	14	12	2		0	0
Dværgkonk ^B	14	1	4		7	2
Almindelig strandsnegl ^C	21	10	8			3

^A For rødkonk er vurdering gjort på baggrund af fem farvandsområder i stedet for på stationsniveau pga. begrænset antal individer indsamlet ved de forskellige stationer.

^B For almindelig konk og dværgkonk er BAC = II = EAC.

^C For almindelig strandsnegl er BAC = III ≥ EAC.

Biologiske effekter i ålekvabbe

Ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) anvendes i overvågningen som indikator for forekomst af effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære fisk. De undersøgte effekter er ikke alle stofspecifikke, men kan skyldes påvirkninger fra en række forskellige miljøfarlige stoffer, alene eller i kombination. Ålekvabbe er en velegnet bioindikator, da den er udbredt og let kan indsamles i de fleste kystnære områder og anses for at være en stationær fisk. Yderligere er den levendefødende, hvor drægtige hunner bærer op til 200 unger i et kuld. Hermed kan eventuelle effekter på dens reproduktion, herunder forekomst af fejludviklet yngel, let undersøges. De voksne ålekvabber undersøges herudover også for forskellige fysiologiske parametre såsom størrelsesfordeling, kondition, lever- og gonade-somatisk indeks etc.

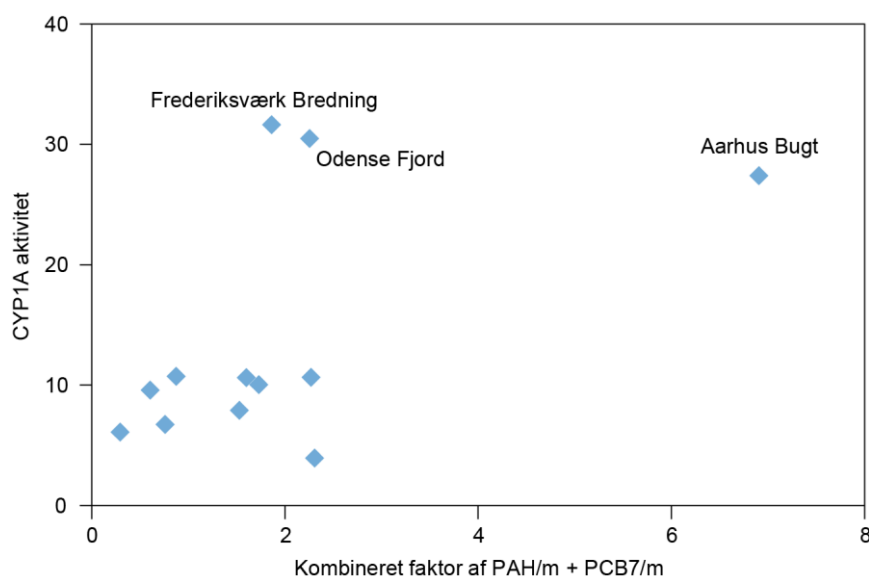
Flere typer af fejludviklede unger er fundet i kuld fra ålekvabbe i de danske farvande, og især alvorlige misdannelser af indvolde, skelet (bl.a. spiralformet ryggrad), hoved, øjne og siamesiske tvillinger kan tyde på en skadelig påvirkning af miljøfarlige stoffer. Karakteriseringen af typer af fejludvikling er beskrevet i *Strand & Dahllöf 2005*. De hyppigste forekomster af misdannede unger (type B-G) blev i 2013 fundet i Karrebæk Fjord, Knudshoved Odde, Nakkebølle Fjord og Roskilde Fjord ved Frederiksværk. Derudover havde især Karrebæk Fjord, Knudshoved Odde, Nybøl Nor og Nakkebølle Fjord, også forhøjede niveauer af hhv. tidligt døde unger (type 0), og Nybøl Nor

havde desuden også mange sent døde unger (type A). De fleste områder med øgede forekomster af fejludviklede unger er generelt kendetegnet ved at være kystnære områder med en lille vandudskiftning og en betragtelig øget menneskelig påvirkning fra byer og industri. Det er derfor sandsynligt, at misdannelserne bl.a. skyldes påvirkning af miljøfarlige stoffer, herunder dioxin, PAH eller tungmetaller (Stuer-Lauridsen m.fl. 2008; Dahllöf m.fl. 2011).

De voksne ålekvarter undersøges desuden for andre forhold, der kan indikere, at fiskene er påvirkede af miljøfarlige stoffer. Udover almindelige mål som længde, kondition, lever- og gonade-somatisk indeks, undersøges de bl.a. også for aktiviteten af CYP1A-afgiftningssyzymer (målt som EROD). CYP1A-afgiftningssyzymer findes i alle fisk, hvor de indgår i den oxidative nedbrydning og kaldes fase-I-syzymer. Udover at omdanne en del af organismens egne stoffer, omdanner disse syzymer organiske miljøfarlige stoffer såsom PAH'er og dioxinlignende stoffer som visse PCB'er, så de bliver mere vandopløselige og nemmere at udskille. En vigtig egenskab ved disse syzymer er, at de er inducérbare, dvs. at aktiviteten øges som respons på en stigende påvirkning. En forhøjet enzymaktivitet medfører en øget produktion af reaktive metabolitter med særlig høj toksicitet, fx epoxider af PAH, der kan have en mutagen og kræftfremkaldende virkning ved at forvolde skader på DNA. Disse egenskaber gør CYP1A brugbar som biomarkør. Ligeledes anvendes PAH-metabolitter, med fokus på 1-hydroxypyren, som er den dominerende PAH-metabolit i galde, som en ny indikator for eksponeringsniveauet til PAH.

I overensstemmelse med dette var der en positiv sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet i lever fra ålekvarter-hunner og indholdet af PAH-metabolitter i galde i kombination med PCB-niveauerne målt i filet fra fiskene i de 11 undersøgte områder. De højeste niveauer blev målt i Aarhus Bugt, Odense Fjord og Frederiksværk Bredning. Dette er i overensstemmelse med, at både PAH'er og PCB'er tilhører de stofgrupper, som er kendt for at være mest potente over for CYP1A-enzymssystemet (figur 11.1).

Figur 11.1. Biomarkøren CYP1A-aktivitet ($\text{pmol min}^{-1} \text{mg protein}^{-1}$) i lever fra ålekvarter-hunner viste en positiv sammenhæng til en kombineret faktor af hhv. indholdet af PAH-metabolitter (målt som 1-hydroxypyren ækvivalenter) i galde og ΣPCB7 (normaliseret til tørstof) i filet/muskel i de 11 undersøgte områder. Den kombinerede faktor er beregnet som en sum efter division med middelværdien (m) for hhv. PAH-metabolitter og ΣPCB7 .



Sammenfatning

- Generelt blev der i 2013 fundet lave koncentrationer af miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk, under EQS- og andre grænseværdier, bortset fra kviksølv (Hg), tjærestoffer (PAH) og måske perfluorerede forbindelser (PFAS – se nedenfor).
- Muslinger fra Grå Fyr ved Skagen havde høje niveauer af TBT og PAH, sandsynligvis relateret til skibstrafikken.
- De højeste koncentrationer af tributyltin (TBT) i muslinger blev igen fundet i Odense Fjord, formentligt pga. historisk forurening med TBT fra især Lindøskibsværft.
- Af de nye EQS-værdier i biota for dioxin, tjærestoffer (PAH), bromerede flammehæmmere (HBCDD og PBDE) og PFAS var der kun en overskridelse af EQS-grænsen for benzo(b+j+k)fluoranthener (PAH). Der blev fundet høje værdier for PFAS i lever, men da EQS-værdien gælder for hele organismen, så mangler der en omregningsfaktor for at kunne vurdere betydningen af koncentrationer over EQS-værdien i lever.
- Kviksølvs EQS er ikke revideret og er derfor fortsat lavere end OSPARs baggrundsværdi for fisk. I 61 % af muslingernes bløddele (lavere beskyttelsesniveau end fisk) og for alle fisk var niveauet over EQS-grænsen for Hg i både lever og filet.
- Trods forbuddet mod TBT i skibsmaling var 50-75 % af prøverne fortsat over SFT-grænsen og OSPARs EAC-grænse for god miljøtilstand i muslinger. TBT er dermed sammen med kviksølv den mest udbredte årsag til klassificering som dårlig miljøtilstand pga. belastning med miljøfarlige stoffer.
- Op til 40 % af sedimentprøverne havde så høje koncentrationer af Zn, Cu og Cd, at de ikke kan udelukkes at påvirke økosystemet, når der tages hensyn til andelen af finkornet sediment (normalisering til 5 % Al). Ved sammenligning med ikke-normaliserede værdier nedbringes antallet af prøver med mulig effekt på miljøet til 13-16 % for Zn, Cu og Cd.
- For PAH'er og naphthalen findes der EAC-grænser for ni stoffer. Af disse kan det ikke afvises, at der er risiko for påvirkning af følsomme arter pga. benzo(ghi)perylene (34 % af prøverne) og indeno(1,2,3-cd)pyren (6 % af prøverne) i sedimentet.
- Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med TBT, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande, men primært i de indre danske farvande. Niveauerne af imposex og intersex er fortsat så høje i Storebælt og en række fjorde, at de i henhold til OSPARs og HELCOMs miljøkvalitetsklasser må anses som ikke tilfredsstillende og som decideret dårlige omkring visse forurenede havne og marinaer. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres yderligere fremover.
- Ålekvalper udviste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktiviteter og PAH-metabolitter i galde. Der blev fundet en sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet og belastningen med PAH og PCB, men ikke mellem fejludviklede unger og de målte miljøfarlige stoffer.

Del 3 – Sammenfattende diskussion

Jens Würgler Hansen

I Danmark er der intet sted længere end 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 øvrige kystnære vandområder. Desuden er de danske farvande generelt lavvandede og påvirkes derfor lettere af tilførsler end dybe havområder med stort vandvolumen.

De danske farvande er desuden karakteriseret ved en stor variation i fysisk-kemiske såvel som biologiske forhold. De ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø og repræsenterer et vidt spænd af forskellige økosystemer fra små lukkede nor med stillestående vand og lav saltholdighed til åbne farvandsområder med høj saltholdighed og stor gennemstrømning. Desuden 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.

Miljø- og naturkvaliteten er stærkt påvirket af menneskelig aktivitet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den industrielle produktion resulterer i udledninger af forurenende stoffer til havet. Hertil kommer belastning fra yderligere aktiviteter på havet i form af erhvervsfiskeri, akvakultur, skibstrafik, ral- og sandsugning, klapning, byggeri samt olie- og gasudvinding og anden offshore industri. Endelig er de danske farvande påvirket af belastning fra nabolandene via havstrømme og atmosfærisk deposition.

Det danske overvågningsprogram er i overensstemmelse med vandrammedirektivet og habitatdirektivet tilrettelagt med fokus på 1) eutrofiering, 2) miljøfarlige stoffer og 3) beskyttede naturtyper og arter. Grundet ovenfor omtalte tætte kontakt mellem land og hav, den store variation og dynamik samt den anselige belastning er der i Danmark behov for et relativt omfattende overvågningsprogram med mange målestationer og en høj prøvetagningsfrekvens.

NOVANA-programmet 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. Grundlaget herfor er, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er velbeskrevet og veldokumenteret.

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

12 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen

Denne sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2013 samt af udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I og diskuterer årsagerne til den nuværende miljø- og naturtilstand.

Klimatiske forhold

Året 2013 var lidt varmere end gennemsnittet for langtidsnormalen (1961-1990) til trods for, at marts var meget koldere end normalt. Men året var relativt koldt sammenlignet med perioden siden 2001, således var fire af årets måneder, alle inden for det første halvår, koldere end normalen.

Vindmæssigt lignede 2013 et normalår domineret af vinde fra sydvest bortset fra årets tre første måneder, hvor vinden altovervejende kom fra øst. Middelvinden var lavere end normalen i alle årets måneder, og i den typiske iltsvindsperiode juli-september var vinden usædvanlig svag. Der var to særdeles kraftige storme i den sidste del af året.

Indstrålingen i 2013 var relativt høj for året som helhed, hvilket især skyldtes en solrig sommer. Nedbøren var for årets som helhed lidt under normalen, hvilket hovedsageligt skyldtes en meget tør periode i februar-april og usædvanlig lidt nedbør i juli.

Havvandstemperaturen var for årets som helhed noget over normalen til trods for, at temperaturen i overfladevandet var koldere end normalt i perioden februar-april grundet de meget lave lufttemperaturer. I overfladevandet steg temperaturen til markant over normalen i juni og forblev på det niveau resten af året. Havtemperaturen i de danske farvande er steget 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år.

Koncentrationer af næringssalte

Månedsmidlerne for kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder og de åbne indre farvande var generelt meget lave i 2013 og lå væsentlig under normalen (1989-2012). Månedsmidlerne for total kvælstof i fjorde/kystnære områder var tæt på minimale gennem hele året og de hidtil lavest registrerede siden 1989 i marts, oktober og december. Et næsten tilsvarende mønster var gældende for de åbne indre farvande, hvor der var rekordlave TN-koncentrationer i januar og juli. I februar og marts var koncentrationen af total kvælstof let forhøjet, hvilket formodentlig skyldes en forøget udstrømning fra Østersøen grundet den dominerende østenvind i årets start.

Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var også lave i 2013 undtagen i november og december, hvor koncentrationen af total fosfor kun var lidt under normalen. I de åbne indre farvande var fosforkoncentrationerne mere på niveau med normalen. I årets start lå niveauet for opløst uorganisk fosfor dog over og niveauet for organisk fosfor under langtidsmidlen, hvilket formodentlig skyldes den sene og ikke særligt store forårsopblomstring.

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne er faldet markant siden 1989, hvilket er en positiv effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores

nabolande. Koncentrationsniveauet har dog været stagnerende for DIN siden 2002 og generelt for fosfor siden 1997. Årsmidlerne for total kvælstof i fjorde/kystnære områder og de åbne indre farvande var i 2013 på niveau med de lave koncentrationer i 2012, mens årsmidlerne for total fosfor svarede til niveauet for de senere år.

Planteplankton, dyreplankton og sigtddybde

Klorofylkoncentrationerne i 2013 var lavere end normalen (1989-2012) i alle årets måneder (undtagen i december i de åbne indre farvande). Årsmidlen for klorofyl i 2013 var på niveau med 2012, som var den hidtil laveste registrerede siden 1989 både i fjorde/kystnære områder og de åbne indre farvande. Årsmidlen er faldet signifikant siden 1989 for fjorde og kystnære områder, mens dette ikke er tilfældet for de åbne indre farvande. I de åbne indre farvande har der været en signifikant stigning i årsmidlen for 2000-2011, en tendens som blev brudt af de lave værdier i 2012 og 2013.

Sigtddybden i 2013 var større end normalen (1989-2012) for alle måneder undtagen juni og december i fjorde og kystnære områder og december i de åbne indre farvande. Årsmidlen i 2013 var den størst henholdsvis næststørst registrerede siden 1989 i de åbne indre farvande og fjorde/kystnære områder. Sigtdybden i de åbne indre farvande steg signifikant i perioden 1989-2005, mens den var aftagende for perioden 2006-2011 – en udvikling som blev brudt af de høje værdier i 2012 og 2013. For fjorde og kystnære områder var der ikke nogen tidlig udvikling i sigtdybden.

Primærproduktionen (algevæksten) i 2013 svingede omkring langtidsnormalen (1975/1977-2012) i fjorde og kystnære områder, mens den var lavere end normalen i de åbne indre farvande undtagen i december. Årsmidlen i 2013 var markant højere end 2012, men dog lidt under gennemsnittet for normalen i fjorde og kystnære områder og på samme lave niveau som i 2012 i de indre farvande.

Der blev rapporteret stigende forekomster af toksiske arter af planteplankton (*Dinophysis* sp.) i 2013 i forhold til 2012, hvor niveauet dog også var relativt lavt. Biomassen af ciliater var ligeledes forøget i forhold til 2012, mens biomassen af det øvrige mikro-dyreplankton var på samme lave niveau som de seneste år.

Iltforhold

Iltsvindet havde en større udbredelse i 2013 end i de tre foregående år. Det skyldtes hovedsageligt, at sommeren sammenholdt med de tre foregående år var kendetegnet ved svagere vinde og højere vandtemperaturer. Iltsvindet ophørte som følge af en kraftig storm sidst i oktober. De i 2013 særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var det sydlige Lillebælt og tilstødende fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt/Lübeck Bugt. Derudover var der som sædvanlig markante iltsvind i flere områder af Limfjorden og i de dybe dele af Mariager Fjord. Flere steder førte iltsvindet til frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden. Til trods for de ugunstige klimatiske betingelser i forhold til risikoen for udvikling af iltsvind var det samlede areal berørt af iltsvind i 2013 mindre end tidligere år med tilsvarende klima. Det indikerer, at havbundens bufferkapacitet mod udvikling af iltsvind er forbedret de seneste år, men også at havbunden fortsat er sårbar over for ugunstige klimatiske betingelser grundet de fortsat eutrofierede forhold.

Iltindholdet i bundvandet har generelt været faldende i overvågningsperioden, men der har de seneste 10 år været en positiv udvikling i de mere åbne dele af de indre danske farvande.

Bundplanter

Ålegræssets dybdeudbredelse har ikke udvist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989 langs de åbne kyster eller i yderfjordene, mens dybdeudbredelsen generelt er reduceret i inderfjordene og i Limfjorden. Gennem de seneste år er der dog observeret en øget dybdeudbredelse i en række fjorde, som er forstærket i 2013. For ålegræssets dækningsgrad gælder, at der siden 1989 har været en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Men også for dækningsgraden er der de seneste år konstateret en forbedring i Limfjorden og i mindre grad i de øvrige fjorde. Reduktionen i tilførsel af næringssalte har altså endnu ikke markant forbedret ålegræssets udbredelse i de danske farvande, men der er tegn på, at udviklingen inden for flere områder langsomt går i den rigtige retning.

Makroalgernes dækningsgrad har overordnet udviklet sig positivt siden 1990 både i inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev, mens udviklingen i Limfjorden har været negativ. Makroalgernes dækningsgrad på de undersøgte stenrev var generelt god i 2013, hvilket formodentlig til dels hænger sammen med den forøgede sigtdybde i 2012 og 2013.

Bunddyr

Artsantallet, individtætheden og biomassen udviste et fald i fjordene siden 1998, mens der ikke var nogen udvikling for nogen af parametrene i de åbne kyster. Dette indikerer, at den reducerede belastning med næringssalte (oligotrofiering) har haft en effekt på bundfaunaen i fjordene, hvor ændringen i næringssaltpåvirkningen har været størst.

Artsantallet i de åbne farvande blev halveret fra 1994 til 2008 for efterfølgende at stige igen. Artsrigdommen (og individtætheden) er meget påvirket af mellemårige variationer i rekrutteringen, men årsagerne til disse variationer er ikke kendt.

Artsantallet, biomassen og i mindre grad individtætheden steg med breddegraden fra Østersøen i syd til Skagerrak/Nordsøen i nord i fjorde og kystnære områder i 2011 og 2013.

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 2013 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 en mindre epidemi i 2007.

Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den ynglede 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 ca. 10 år, og i 2013 blev der observeret en del gråsæler i både Vadehavet, Kattegat og især i Østersøen.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. I Nordsøen og Skagerrak blev der i 2013 registreret ca. halvt så mange dyr som i 2012, men årsagen til tilbagegangen er ikke kendt. Marsvin er vidt udbredt i de danske farvande, og der blev i overensstemmelse hermed også registreret marsvin i de andre undersøgte farvandsområder.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Indholdet af kviksølv i muslinger var over EU's miljøkvalitetskrav for biota i ca. 60 % af prøverne, og indholdet af sølv overskred grænsen for god tilstand i 5 % af prøverne. For de andre tungmetaller var niveauet i muslinger som oftest på et lavt niveau svarende til god miljøtilstand, og ingen metaller blev målt i koncentrationer over EU's fødevarekriterier. Koncentrationen af tungmetaller i fisk (skrubbe og ålekvabbe) var under EU's fødevarekriterier, men indholdet af kviksølv lå dog over EU's miljøkvalitetskrav i alle prøverne.

Niveauerne af de organiske miljøfarlige stoffer i muslinger for miljøtilstanden er vurderet i forhold til forskellige internationale vurderingskriterier. Der blev kun målt et indhold af tjærestoffer (PAH'er) over vurderingskriterierne for muslinger på en station. Derimod var indholdet af det forbudte antibegrøningsmiddel i skibsmalinger tributyltin (TBT) over vurderingskriteriet i 74 % af prøverne, hvilket dog er en markant forbedring sammenlignet med de meget høje niveauer for 10 år siden – men niveauet i 2013 var forsat så højt, at negative effekter ikke kan udelukkes. Indholdet af de forbudte organoklorforbindelser (PCB'er) og klorerede pesticider (herunder DDT) er generelt så lavt i muslinger, at undersøgelserne af disse stoffer i stedet fokuseres på fisk (skrubbe og ålekvabbe). Indholdet af nogle af de mere toksiske PCB-forbindelser var over vurderingskriteriet i en stor del af fiskeprøverne.

Indholdet af zink, kobber, kviksølv, cadmium og bly i sediment (normaliseret) forekom i koncentrationer over niveauet for de anvendte vurderingskriterier, hvilket også i enkelte tilfælde gjaldt for krom, PAH og TBT. Negative effekter i økosystemet som følge af disse stoffer kan derfor ikke udelukkes.

Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med TBT, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande, men primært i de indre danske farvande. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres yderligere fremover.

Ålekvabber fra en række fjorde og kystnære områder indikerede påvirkning fra miljøfarlige stoffer. Ålekvabber udviste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktivitet og PAH-metabolitter i galde. Der blev fundet en sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet og belastningen med PAH og PCB, men ikke mellem fejludviklede unger og de målte miljøfarlige stoffer.

Diskussion

Overvågningen i 2013 viste en videreførelse af de fleste af de markante ændringer observeret i 2012 i forhold til 2011 og tidligere år, som indikerede en bedring af miljøtilstanden i de danske farvande. I forhold til 2011 var sigtdybden således forøget, mængden af klorofyl og primærproduktionen mindsket (dog ikke i fjordene) og dybdeudbredelse af makroalger på stenrev forbedret. I 2012 blev disse forbedringer delvis relateret til en stor indstrøm-

ning af bundvand fra Nordsøen i årets første måneder. I 2013 var der indikationer på en udstrømning af vand fra Østersøen i starten af året og en efterfølgende tilbagestrømning af vand fra Nordsøen/Skagerrak. Men til trods for forskellene i strømningsmønstrene gentog de markante ændringer sig for en række nøgleparametre, hvilket antyder en mere generel forbedring af miljøtilstanden.

Desuden var næringssaltkoncentrationerne i 2013 i de danske farvande meget lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, og for nogles vedkommende de hidtil laveste siden 1989. De lave koncentrationer af næringssalte er et vigtigt grundlag for en begyndende positiv udvikling for de biologiske parametre. Trods den markant reducerede belastning med næringssalte og de deraf affødte lave næringssaltkoncentrationer er tilstanden stadig ikke tilfredsstillende for langt de fleste af de overvågede biologiske parametre.

Ifølge den klassiske systemforståelse forventes reducerede næringssaltkoncentrationer at resultere i lavere primærproduktion og dermed en reduktion i mængden af planteplankton, hvilket burde føre til forbedringer af parametre som fx sigtdybden, iltsvind og ålegræssets udbredelse. Dette er endnu ikke sket generelt, selv om der i 2012 og 2013 har været en tendens i den retning. Årsagen til den manglende/forsinkede respons på de lave koncentrationer af næringssalte 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 næringsalte 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 have en fundamental og nogle gange meget lokal effekt. En række miljøfarlige stoffer findes i områder på et niveau, hvor der kan forekomme skadelige effekter. Biologiske effekter af miljøfarlige stoffer er påvist i mange områder. Miljøfarlige stoffer kan også påvirke de indikatorer, der traditionelt anvendes til påvisning af effekter af eutrofiering, dvs. primærproduktion, klorofylkoncentration og artsdiversitet. Forholdene kompliceres yderligere af, at de forskellige presfaktorer, fx næringssalte og miljøfarlige stoffer, kan forstærke hinanden og give anledning til yderligere negative effekter på miljøforholdene.

Ålegræs har kun i begrænset omfang og kun for nogle områder responderet positivt på det reducerede niveau af næringssalte. Men udbredelsen af ålegræs er også afhængig af iltsvind, lysforhold, temperatur, fysisk forstyrrelse og tilstedeværelsen af egnet substat at vokse i. Ålegræssets rodsystem stabiliserer bunden, så en ændret udbredelse af ålegræs fører til ændret resuspension af bundmaterialet, hvilket ændrer lysforholdene. Sådanne selvforstærkende mekanismer medvirker til at øge kompleksiteten, afkobler sammenhænge mellem biologi og næringssalte og gør det vanskeligere og tidskrævende at vende udviklingen.

Iltsvindssituationen i 2013 var forværret i forhold til de tre foregående år, men dog bedre en tidligere observeret ved tilsvarende klimatiske forhold. Der var således meget begrænset iltsvind i de åbne indre farvande. Der er altså indikationer på, at havbunden er blevet mere robust over for iltsvind, hvilket mindsker risikoen for udvikling af udbredte og kraftige iltsvind med

store økologiske konsekvenser. Systemet er dog stadig sårbart, og længerevarende uheldige klimatiske betingelser kan forsat 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 stimulerer udviklingen af iltsvind. Klimaforandringerne kan derfor også få afgørende indflydelse på ikke bare iltsvind, men miljøtilstanden mere generelt.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store og mangeartede, at det ikke kan forventes, at systemerne vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne én af påvirkningerne, fx eutrofiering. Nyere forskning viser desuden, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil 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.

13 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

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.

analyser – 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.

DEVANO-programmet (DEcentral VAnd og NaturOvervågning) - 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 delfprogrammer for henholdsvis søer, vandløb, kystvande, grundvand og naturtyper.

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

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

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

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

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

DMU - Danmarks Miljøundersøgelser - 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).

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 (se afsnit 11 for kviksølv og afsnit 12 for 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 → vandlopper → fisk → sæler.

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

G

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

græsningstryk – fjernelse af planktonalgebiomasse pr. tidsenhed af græssere.

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

H

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

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 hormonforstyrrelser ødelægges balancen mellem forskellige hormoner, og de processer de styrer, bringes ud af balance.

I

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

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

iltsvind – situationer, hvor iltkoncentrationen er meget lav. Hvornår koncentrationen af 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.

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

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

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 frysetørret (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.

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

N

N – se kvælstof.

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

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

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

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

nl – forkortelse for nanoliter, dvs. 1/1.000.000.000 l (10⁻⁹ l).

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

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

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

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

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

næringssalte – se næringsstoffer.

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

O

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

P – se fosfor.

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

pg – forkortelse for pikogram, dvs. 1/1.000.000.000.000 g (10⁻¹²g).

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

pl – forkortelse for pikoliter, dvs. 1/1.000.000.000.000 l (10⁻¹²l).

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

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 anvendt til sedimenter i afsnit 11.

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.

14 Referencer

- Andersen, G.A., Steen, H., Christie, H., Fredriksen, S., Moy E.F. 2011: Seasonal patterns of sporophyte growth, fertility, fouling and mortality of *Saccharina latissima* in Skagerrak Norway: Implications for forest recovery. - Journal of Marine Biology. doi:10.1155/2011/690375.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008: PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R. 2011: The value of estuarine and coastal ecosystem services. - Ecological Monographs 81: 169-193.
- Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfeil, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F., Wiese, J. 2008: The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. - European Journal of Phycology 43(1): 1-86.
- Blossom, H.E., Daugbjerg, N. & Hansen, P.J. 2012: Toxic mucus traps: A novel mechanism that mediates prey uptake in the mixotrophic dinoflagellate *Alexandrium pseudogonyaulax*. - Harmful Algae 17(0): 40-53.
- Boutrup, S. (red.) (*under udarbejdelse*): Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001: Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Cappelen, J. 2014: Danmarks klima 2013. Teknisk Rapport 14-1. Danmarks Meteorologiske Institut.
http://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2014/Tr14-01.pdf
- Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bi-stability 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., Sánchez-Camacho, M., Duarte, C.M., Krause-Jensen, D. & Marbà, M. 2011a: Connecting the dots: downscaling responses of coastal ecosystems to changing nutrients concentrations. - Environmental Science and Technology 45: 9122-9132. doi: 10.1021/es202351y.

Carstensen, J., Dahl, K., Henriksen, P., Hjorth, M., Josefson, A. & Krause-Jensen, D. 2011b: Coastal Monitoring Programs. In: Wolanski, E. & McLusky, D.S. (Eds.); *Treatise on Estuarine and Coastal Science* 7: 175-206. Waltham: Academic Press.

Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J. 2014: 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. 2014: 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.

Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 2007: Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. - *Ecological Applications*. Supplement 17(5): 165-184.

Costanza R. m.fl. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. - *Nature* 387: 253-260.

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. 2005: Hårdbundsvegetation som indikator for naturkvalitet og bevaringsstatus på stenrev. I: Dahl, C.(red.), Andersen, J. H.(red.), Riemann, B.(red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Petersen, J.K., Rasmussen, M.B. & Strand, J.: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 535: 26-53.

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. 2012: Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. - BaltSeaPlan Report, no. 27.

Dahllöf, I., Strand, J., Gustavson, K. & Bjerregaard, P. 2011: Miljøfarlige stoffer og ålekvalbe. Samlet analyse. Rapport fra Naturstyrelsen. 40 s.

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. 2014: Marine mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 pp.

Duarte, C.M. 1995: Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. - *Ophelia* 41: 87-112.

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.

Edrén, S.M.C., Andersen, S.M., Teilmann, J., Carstensen, J., Harders, P.B., Dietz, R. & Miller, L. 2010: The effect of a large Danish offshore wind farm on harbour and grey seal haul-out behaviour. - *Marine Mammal Science* 26(3): 614-634.

Ellermann m.fl. 2015: Atmosfærisk deposition 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 119.

EU 2008: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. Den Europæiske Unions Tidende 24.12.2008.

EU 2013: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken.

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.

Gilles, A., Scheidat, M. & Siebert, U. 2009: Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. - *Marine Ecology Progress Series* 383: 295-307.

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.W. & Petersen, D.L.J. (red.) 2011: Marine områder 2010. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 120 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 6.

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.
www.dmu.dk/Pub/SR34.pdf

Hansen, J.W. (red.) 2013: Marine områder 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 162 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77.
<http://dce2.au.dk/pub/SR77.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.

HELCOM 2010: Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B.

IMO 2008: International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships. Adoption: 5 October 2001; Entry into force: 17 September 2008.

Jepsen, P.U. 2005: Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.

Josefson, A.B. & Rasmussen, B., 2000: Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: importance of nutrient load and residence time. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 205-216.

Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 27/1999. 64 s.

Krause-Jensen, D., Pedersen, M.F. & Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. - *Estuaries* 26: 866-877.

Lassus, P., Bardouil, M., Truquet, I., Le Baut, C. & Pierre, M.J. 1985: *Dinophysis acuminata* distribution and toxicity along the southern Brittany coast (France): Correlation with hydrological parameters. - In Anderson, D.M., White, A.W. & Baden, G.D. (Eds.); *Toxic Dinoflagellates*. Elsevier, New York, pp. 159-164.

Little, C. & Kitching, J.A. 1996: The biology of rocky shores. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.

Loring, D.H. 1990: Lithium – A new approach for the granulometric normalization of trace metal data. - *Marine Chemistry* 29: 155-168.

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.

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.

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

Nyström, M., Norström, A.V., Blenckner, T., de la Torre-Castro, M., Eklöf, J.S., Folke, C., Österblom, H., Steneck, R.S., Thyresson, M. & Troell, M. 2012: Confronting feedbacks of degraded marine ecosystems. - *Ecosystems* 15: 695-710. doi: 10.1007/s10021-012-9530-6.

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. & Siegismund, H.R. 2014: Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbor seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. - *Molecular Ecology* 23: 815-831.

OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria. OSPAR Commission.

OSPAR 2008: 2007/2008 CEMP Assessment: Trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and trends in TBT-specific biological effects. - Assessment and Monitoring Series, OSPAR Commission, 36 pp.

OSPAR 2010: Quality Status Report 2010. OSPAR Commission. London. 176 pp.

OSPAR 2013: Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2012. - Monitoring and Assessment Series 2013:596. 30 pp.

Pearson, T.H. & Rosenberg, R. 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16: 229-311.

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.

Pedersen, T.M., Sand-Jensen, K., Markager, S. & Nielsen, S.L. 2014: Optical changes in a eutrophic estuary during reduced nutrient loadings. - *Estuaries and Coast* 37: 880-892.

Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. - *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 385: 8-13.

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.

Scheidat, M., Gilles, A., Kock, K.-H. & Siebert, U. 2008: Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) abundance in the south-western Baltic Sea. - *Endangered Species Research* 5: 215-223.

SFT 2007: Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment 2229/2007. Statens Forurensningstilsyn, Norge.

Stagnol, D., Renaud, M. & Davoult, D. 2013: Effects of commercial harvesting of intertidal macroalgae on ecosystem biodiversity and functioning. - *Estuarine Coastal and Shelf Science* 130: 99-110.

Strand, J. & Dahllöf, I. 2005: Biologisk effektmonitoring - fisk. Kap. 6.3, NO-VANA teknisk anvisning.

- Strand, J., Larsen, M.M., Næs, K., Cato, I. & Dahllöf, I. 2006: Tributyltin (TBT): Forekomst og effekter i Skagerrak. Uddevalla, Sweden, Rapport fra Forum Skagerrak II, 39 s.
- Strand, J., Bignert, A., Londesborough, S., Leivuori, M., Larsen, M.M. & Pedersen, B. 2008: Hazardous substances and classification of the environmental conditions in the Baltic Sea and the Kattegat: Comparisons of different Nordic approaches for marine assessments. - TemaNord 2008:542, 64 pp.
- Stuer-Lauridsen, F., Gustavson, K., Møhlenberg, F., Dahllöf, I., Strand, J., Bjerregaard, P., Korsgaard, B., Rasmussen, T.H. & Halling-Sørensen, B. 2008: Misdannet ålekvabbeyngel og andre biologiske effekter i danske vandområder. Litteraturudredning. Miljøprojekt 1151. Rapport fra By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet. 208 s.
- 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.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K.N., Desportes, G. & Siebert, U. 2011a: High density areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. - Marine Mammal Science 27: 230-246.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Berggren, P., Mouritsen, K.N., Gillespie, D. & Tougaard, J. 2011b: Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbour porpoises found by satellite tracking. - ICES Journal of Marine Science 68: 929-936.
- Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NO-VANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 508.
- Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. - ICES Journal of Marine Science 57 (3): 579-589.
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I.K., Berggren, P. & Desportes, G. 2008: High density areas for harbour porpoises in Danish waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 84 pp. - NERI Technical Report No. 657.
- 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.
- Timmermann, K., Dinesen, G.E., Markager, S., Ravn-Johnsen, L., Bassompierre, M., Roth, E. & Støttrup, J.G.. 2014: Development and use of a bio-economic model for management of mussel fisheries under different nutrient regimes in the temperate estuary Limfjorden, Denmark. - Ecology and Society 19(1): 14.

Van den Berg, M. et al. 2006: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. - *Toxicological Sciences* 93(2): 223-241.

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.

Waycott, M., Duarte, C.M., Cattuthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olayarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kenrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T. & Williams, S. 2009: Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. - *PNAS* 106(30): 12377-12381.

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E.A., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Bjerring, R., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. 2015: Vandløb 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 121.

Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J. & Kronvang, B. 2012: Changes in nitrogen loads to estuaries following implementation of governmental action plans in Denmark: A paired catchment and estuary approach for analyzing regional responses. - *Environmental Science & Policy* 24: 24-33.

Ærtebjerg, G. & Andersen, J.H. (red.), Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Fossing, H., Greve, T.M., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Ovesen, N.B., Petersen, J.K., Riemann, B., Risgaard-Petersen, N., Ambelas Skjøth, C., Stedmon, C., Strand, J., Nielsen, S.P., Jensen, J.B & Madsen, H.B. 2004: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling. 97 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 513.

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

Jacob Carstensen

Næringssaltskoncentrationer, klorofyl og sigtdybde

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringssalte 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 næringssalte 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 næringssalte 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. eksponentialfunktionen. Hvis α er middelværdien og β er spredningen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver den geometriske middelværdi μ for de utransformererede data

$$\mu = \exp(\alpha)$$

Et approksimativt 95 % konfidensinterval for den geometriske middelværdi fås som:

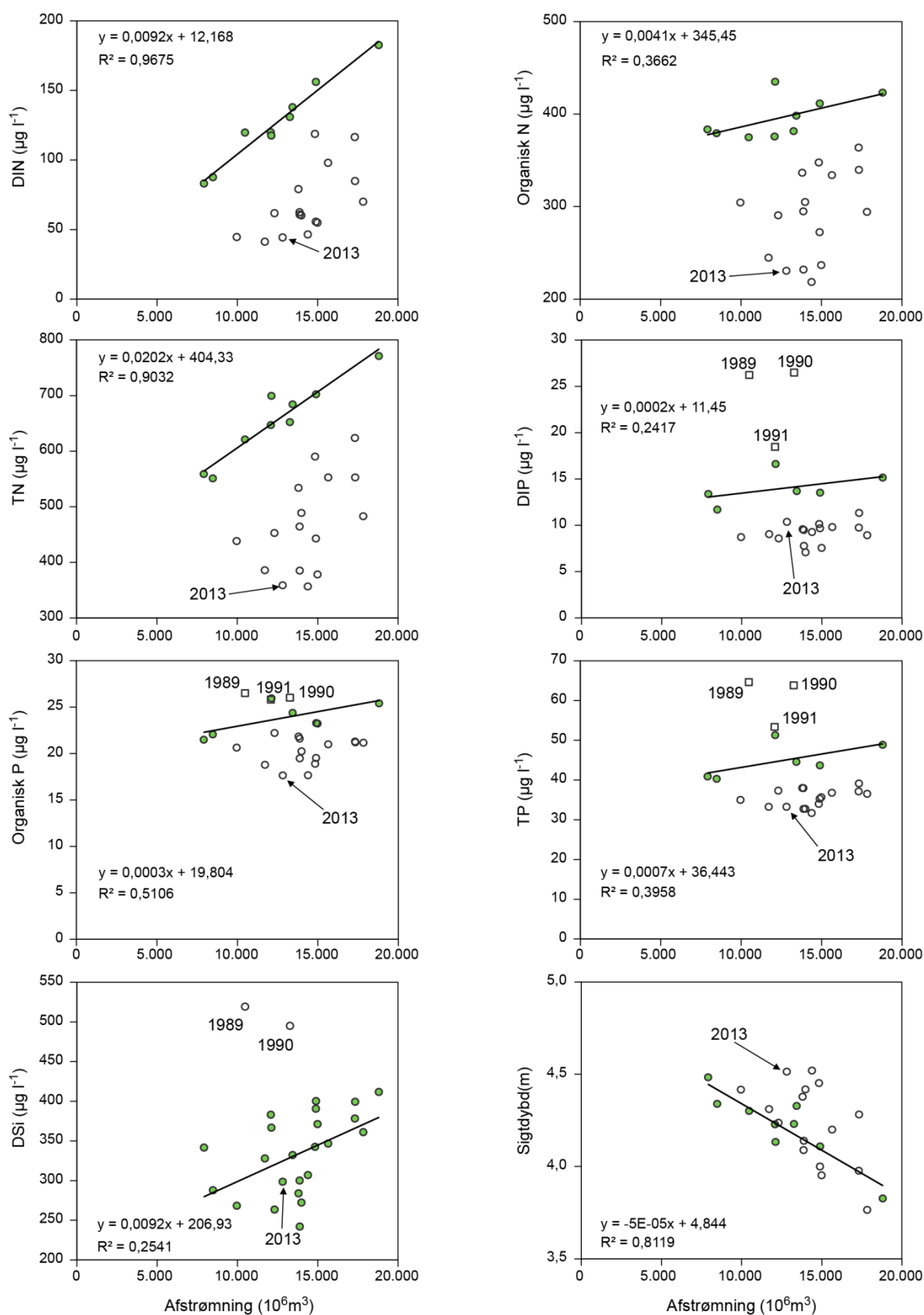
$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta) ; \exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimerer variansanalysen, at middelniveauet for $\log(\text{DIN})$ i bundvandet i 2011 var normalfordelt $N(3,83;0,047^2)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver en middelværdi for DIN på $45,97 \mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95 % konfidensinterval på $[41,85;50,50]$.

Korrektioner for klimatiske variationer

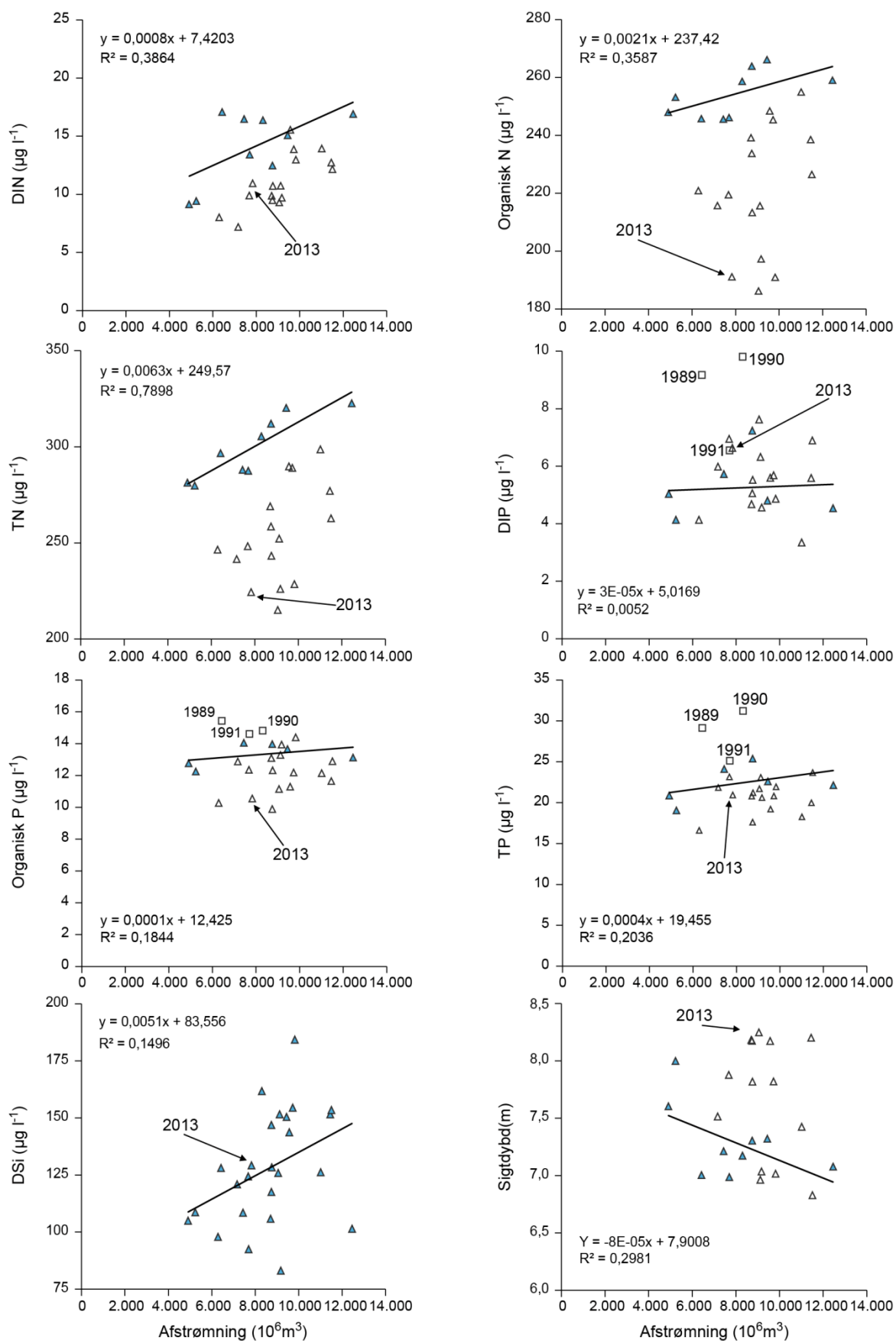
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringssaltkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringssalte, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis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

Relationerne mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN og TN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode i fjorde og kystnære områder (*figur B1.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammer 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. For DIP og TP blev årene 1998-2013 udeladt af samme årsag som for kvælstof sammen med årene 1989-1991, hvor 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.



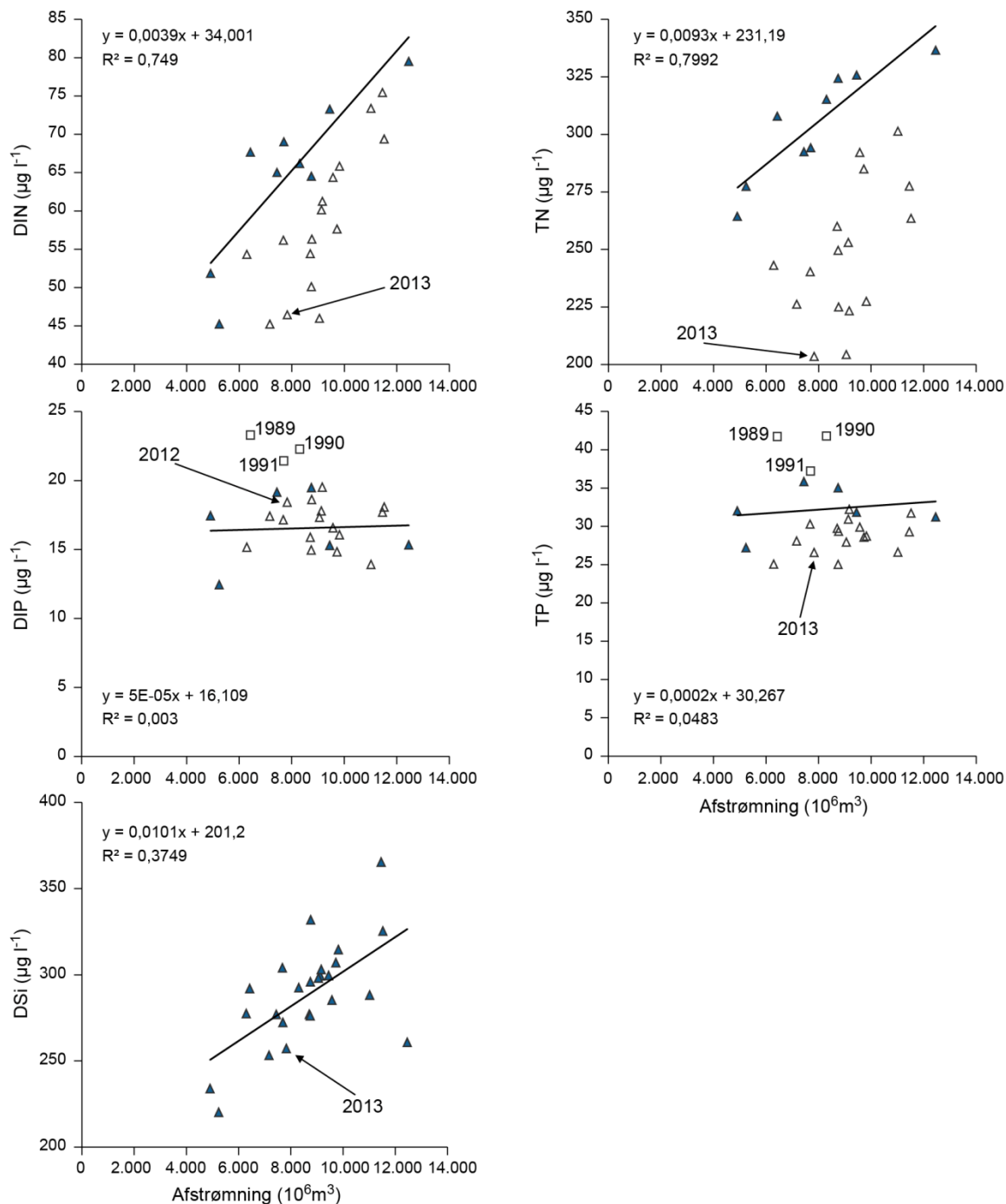
Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSi og sigt dybde i fjorde og kystnære områder mod afstrømning 1989-2013 med angivelse af trends baseret på de farvede symboler. Årene 1989-2013 er markeret med åbne symboler for DIN, TN, DIP, TP og sigt dybde. For DIP og TP er årene 1989-1991 markeret med firkanter, og for DSi er årene 1989 og 1990 markeret med åbne symboler. De åbne symboler indgår ikke i beregning af relationen mellem afstrømning og koncentrationer af næringssalte eller sigt dybde – se nærmere forklaring i teksten.

Da næringssaltkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder 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 åbne farvande (DIN, TN: 1989-97; DIP, TP: 1992-97). For TN gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, og for DIN, DIP og TP blev relationerne forbedret men blev dog ikke statistisk signifikante (*figur B1.2*). Alle år blev benyttet for DSi, da der ikke var noget karakteristisk skift omkring 1998.



Figur B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSi og sigtddybd i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2013 er markeret med åbne symboler for DIN, TN, DIP, TP og sigtddybd, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med firkanter.

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, TN: 1989-97; DIP, TP: 1992-97; DSi: 1989-2013). For DIN, TN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP og TP ikke viste nogen stærk sammenhæng mod afstrømningen (figur B1.3).



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP og DSi for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre havområder mod afstrømning. Årene 1988-2013 er markeret med åbne symboler for DIN, TN, DIP og TP, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med firkanter.

Bilag 2 - Dataanalyser – bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Beregning af dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse

Ålegræssets hovedudbredelse – defineret som den største dybde med 10 % dækning – er beregnet ved lineær interpolation af punktobservationer af ålegræssets dækningsgrad.

Frem til 2001 opgjorde dykkere én samlet dækning (skala fra 1-5) pr. dybdeinterval, men efter 2001 er dækningen (i procent) opgjort i punkter langs dybdegradier, hvilket gør det muligt at fastlægge hovedudbredelsen mere præcist. For data frem til 2001 er dækningen i intervaller omregnet til punktobservationer på følgende måde:

- Den gennemsnitlige dækning i et interval repræsenterer intervallets middeldybde. Eksempel: Hvis intervallet 4-6 m har en dækning på 15 %, har intervallets midtpunkt, dvs. dybden 5 m, præcis 15 % dækning.
- Hvis det dybeste interval har en dækning over 10 %, har vi antaget, at den største dybde i intervallet har dækningen 0,1 %. Eksempel: Hvis intervallet 4-6 m er det dybeste og har en dækning på 15 %, dækker ålegræsset 0,1 % på 6 m's dybde.
- I sjældne tilfælde, hvor den dybeste punktobservation er større end 10 %, repræsenterer denne dybde hovedudbredelsesdybden. (Teoretisk set burde man tilpasse punktobservationerne med en eksponentielt aftagende funktion, svarende til lysets svækkelse, men denne metode er for usikker for data før 2001, fordi vi er nødt til at fastsætte dækningen for det yderste ålegræsstrå som en arbitrær lav værdi (fx 0,1 eller 0,01 %), og det ville give en stor forskel, om vi valgte det ene eller det andet).

Modellering

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et område indgår som tilfældige replikater (stokastisk effekt). Hvert område er kategoriseret som 'åben kyst', 'yderfjord' eller 'inderfjord'. Analyserne inkluderer samtlige data om ålegræssets dybdegrænse og dækning i MADS-databasen, eksklusiv dybdegrænser der falder sammen med transektets maksimale dybde samt dybdegrænser lavere end 1,5 m, da vi går ud fra, at disse er bestemt af fysiske forhold snarere end af lysbegrænsning. Analyserne omfatter også områder, der kun har været undersøgt et enkelt eller få år. Dette kan lade sig gøre uden at skævvride det samlede datasæt, fordi vi benytter en generaliseret lineær model.

Modellen antager, at variationer i dybdegrænsen (X) afhænger af fjordområde og undersøgelsesår, som begge er deterministiske effekter:

$$X_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + e_{ijk}$$

For dækningsgraden (Y) inden for intervallerne 1-2, 2-4, 4-6 og 6-8 m antager modellen en lineær dybdeafhængighed af punktmålingerne inden for intervallerne, 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.

Til sidst er den tidslige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad analyseret vha. lineær regressionsanalyse.

Inddeling af ålegræstransektorer

Ålegræstransektorerne blev inddelt i tre områdetyper: 'åbne kyster', 'yderfjorde' og 'inderfjorde'. Inddelingen blev lavet ud fra det hydrologiske referencesystem. Mange af områderne indgår i flere områdetyper, hvilket skyldes, at inddelingen er foretaget baseret på de enkelte transektorer:

Åbne kyster	Yderfjorde	Inderfjorde
Aabenraa Fjord	Aabenraa Fjord	Aabenraa Fjord
Bornholm	Als Fjord	Als Fjord
Ebeltoft Vig	Det Sydfynske Øhav	Augustenborg Fjord
Endelave	Flensborg Fjord	Dybsø Fjord
Fakse Bugt	Guldborg Sund	FH Tornen
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Flensborg Fjord
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Gamborg Fjord
Horsens Fjord (ud for)	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	Genner Fjord
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Grønsund
Karrebæksminde Bugt	Mariager Fjord	Guldborg Sund
Kattegat N	Nakskov Fjord	Haderslev Fjord
Køge Bugt	Nyborg Fjord	Helnæs Bugt
Langelandssund	Odense Fjord	Hjarbæk Fjord
Lillebælt nord	Randers Fjord	Holbæk Fjord
Lillebælt syd	Roskilde Fjord	Holsteinborg Nor
Læsø	Stege Bugt	Horsens Fjord
Nivå Bugt	Vejle Fjord	Inderbredning
Nord for Sjælland	Yderbredning	Kalundborg Fjord
Odense Fjord	Aarhus Bugt	Karrebæk Fjord
Sejerø Bugt		Kertinge Nor/Kerteminde Fjord
Smålandsfarvandet		Knebel Vig
Storebælt		Kolding Fjord
Øresund		Korsør Nor
Aarhus Bugt		Lammefjord
		Lindelse Nor
		Mariager Fjord
		Nakkebølle Fjord
		Nakskov Fjord
		Nisum Fjord
		Nyborg Fjord
		Odense Fjord
		Præstø Fjord
		Ringkøbing Fjord
		Roskilde Fjord
		Skælskør Fjord
		Skælskør Nor
		Stege Nor
		Tempelkrog
		Vadehavet
		Vejle Fjord
		Aarhus Bugt

MARINE OMRÅDER 2013

NOVANA

I 2013 var der, lige som i 2012, flere indikationer på en positiv udvikling i miljøtilstanden. Sigtdybden og dybdeudbredelsen af makroalger ved de åbne kyster og på stenrev var markant forøget i forhold til tidligere, og mængden af planteplankton (klorofyl) og primærproduktionen var markant reduceret, især i de åbne indre farvande. Desuden var næringssaltskoncentrationerne meget lave og for nogle vedkommende de hidtil laveste siden 1989. I modsætning til disse positive indikationer har ålegræssets dybdeudbredelse ikke vist nogen signifikant udviklingstendens langs de åbne kyster og i yderfjordene siden 1989, og ålegræsset vokser generelt ikke ud på så dybt vand som tidligere i inderfjordene. Det overordnede billede er derfor, at miljøforholdene er under forbedring, men fortsat sårbare over for påvirkninger og endnu langt fra målet om en god miljøtilstand – til trods for en markant reduceret belastning med næringssalte. Denne situation skyldes overvejende, at mange års eutrofiering har ført til strukturelle ændringer såsom manglende ålegræs og ophobning af organisk stof (mudder) og næringssalte i havbunden. De senere års studier af økosystemer peger således i retning af, at responsen på reduceret næringssaltbelastning (oligotrofiering) efter længere tids eutrofiering er meget kompleks. Komplexiteten skyldes bl.a., at eutrofiering ofte kun er én af mange påvirkninger (heriblandt klimaforandringer), hvilket også gør det vanskeligt og langsommeligt at vende tilbage til tidligere tiders tilstand. De indledningsvis nævnte positive ændringer kan suppleres med: 1) de senere års positive udvikling for ålegræs i nogle områder blev forstærket i 2013, 2) iltvindets udbredelse i de åbne indre farvande var beskedent trods ugunstige klimatiske forhold og 3) antallet af spættet sæl og gråsæl var stabilt eller i fremgang. For de miljøfarlige stoffer var udviklingen negativ for nogle parametre, positiv for andre og stabil for en del. De miljøfarlige stoffer var for de flestes vedkommende på niveau med eller lavere end tidligere år. Der er dog stadig en del tilfælde, hvor koncentrationen af især kviksølv, TBT og udvalgte PAH'er er over de anvendte vurderingskriterier, og negative biologiske effekter kan forekomme. Således blev der i næsten alle undersøgte kystnære områder fundet tegn på påvirkning fra miljøfarlige stoffer hos havsnegle og ålekvabber.