



MARINE OMRÅDER 2022

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 592

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

MARINE OMRÅDER 2022

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 592

2024

Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund (red.)

Forfattere:

Annette Bruhn

Helle Buur

Jacob Carstensen

Karsten Dahl

Anders Galatius

Cordula Göke

Jørgen Laurits Skovgård Hansen

Jens Würgler Hansen

Signe Høgslund

Line Kyhn

Stiig Markager

Christian Mohn

Rasmus Due Nielsen

Ib Krag Petersen

Jacob Sterup

Jakob Strand

Peter Anton Upadhyay Stæhr

Signe Sveegaard

Jonas Teilmann

Jakob Tougaard

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 592
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Marine områder 2022
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund (red.)
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2024
Redaktion afsluttet:	Februar 2024
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Miljøstyrelsen, Christian Lønborg, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet. Kommentarer fra Miljøstyrelsen findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/KommentarerSR/SR592_komm.pdf
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Finansiell støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2024. Marine områder 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 184 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 592. Gengivelse tilladt med kildeangivelse
Sammenfatning:	Overvågningsresultaterne fra 2022 viste for de fleste parametre en stagnation eller tilbagegang i de seneste ti år. Det gælder især for fjorde og kystvande, idet udviklingen for nogle parametre er mere positiv i de åbne farvande. Ferskvandsafstrømningen fra land var høj i februar, men relativ lav resten af året især fra og med august. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor fulgte i store træk sæsonvariationen af afstrømningen, og årsmidlerne var lave. Vandtransporten gennem de forskellige farvandsområder indikerer store forskelle i opholdstider og vertikale transporter. Den vertikale nettotransport i planteplanktonets hovedvækstsæson var opadrettet og større end gennemsnittet for 2000-2022. Algevæksten i fjorde og kystvande var på de senere års lidt forhøjede niveau, hvorimod den var meget lav i de åbne indre farvande. Koncentrationen af klorofyl var høj, og vandet var uklart i begge farvandstyper. Bundvandstemperaturen var relativ høj både fra årets start og for årets som helhed. Det bidrog til en forholdsvis tidlig start på iltsvindet, som udviklede sig hurtigt grundet overvejende rolige vindforhold og derfor var relativt omfattende i september. I fjorde og kystvande var iltsvind årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i flere undersøgelsesområder. I de åbne indre farvande var bundfaunaens tilstand generelt god undtagen i nogle områder, som formodentlig var påvirket af bundtrawling. For ålegræs var der undtagen i inderfjorde en fremgang i 2022 sammenlignet med 2021. Men de seneste ti år er en tidligere positiv udvikling stagneret og i Limfjorden vendt til tilbagegang. En tilsvarende udvikling er observeret for makroalgerne. Udviklingen i antallet af spættet sæl er enten stagneret eller aftaget i tre ud af fire forvaltningsområder, mens antallet af gråsæl fortsat er i fremgang. En europæisk optælling af hvaler har indikeret en stor nedgang i bestanden af marsvin i de indre danske farvande, mens Nordsø-bestanden er stabil. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt at være i en stabil god miljøtilstand.
Layout:	Grafisk Værksted
Foto forside:	Miljøstyrelsens katamaran Frigg på overvågningstogt i Limfjorden. Foto Brian Amtoft.
ISBN:	978-87-7156-851-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	184

Indhold

Forord	7
Sammenfatning	8
Overordnet	8
Klimatiske forhold	8
Hydrografi	8
Koncentrationer af næringsstoffer	9
Plantep plankton og vandets klarhed	10
Iltforhold	10
Bundplanter	11
Bundfauna	12
Sæler og marsvin	12
Perspektivering	13
Summary	14
In general	14
Climatic conditions	14
Hydrography	14
Concentrations of nutrients	15
Phytoplankton and transparency	16
Oxygen conditions	16
Bottom plants	17
Benthic fauna	18
Seals and porpoises	18
Perspectives	19
1 Indledning	20
1.1 Formålet med overvågningen	21
1.2 Områder og prøvetagningsprogram	21
Del 1 Påvirkninger af de danske farvande	25
2 Klimatiske forhold	27
2.1 Metoder og datagrundlag	27
2.2 Sæsonvariation i 2022	28
2.3 Langtidsudvikling	33
2.4 Sammenfatning	37
3 Hydrografi	38
3.1 Metoder og datagrundlag	42
3.2 Resultater og diskussion	43
3.3 Sammenfatning	50

Del 2 Tilstand og udvikling i miljø og natur- kvaliteten	51
4 Næringsstofkoncentrationer	52
4.1 Metoder og datagrundlag	52
4.2 Sæsonvariation i 2022	53
4.3 Tidslig udvikling i fjorde og kystvande	58
4.4 Tidslig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande	61
4.5 Tidslig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande	62
4.6 Tidslig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak	64
4.7 Sammenfatning	66
5 Planteplankton og vandets klarhed	68
5.1 Metoder og datagrundlag	70
5.2 Tilførsler af næringsstoffer – tidslig udvikling og status for 2022	72
5.3 Sæsonvariation i 2022	73
5.4 Tidslig udvikling	76
5.5 Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler	81
5.6 Sammenfatning	83
6 Iltforhold	84
6.1 Metoder og datagrundlag	85
6.2 Iltsvind i 2022	86
6.3 Udvalgte områder	88
6.4 Tidslig udvikling i arealudbredelsen af iltsvind	89
6.5 Tidslig udvikling i bundvandets iltforhold	90
6.6 Regionale områder	91
6.7 Sammenfatning	93
7 Bundplanter – ålegræs og makroalger	94
7.1 Metoder og datagrundlag	95
7.2 Resultater og diskussion	98
7.3 Makroalger på udvalgte beskyttede revhabitater i Natura 2000-områder	104
7.4 Sammenfatning	107
8 Bundfauna	108
8.1 Metoder og datagrundlag	110
8.2 Fjorde og kystvande	111
8.3 Molbøsters i det nordlige Lillebælt	114
8.4 Åbne indre danske farvande	117
8.5 Langtidsudvikling i de åbne indre farvande	119
8.6 Tilstand og udvikling i beskyttede områder i Kattegat	120
8.7 Sammenfatning	121
9 Havpattedyr – sæler og marsvin	122
9.1 Sæler	122
9.2 Marsvin	129
9.3 Spæktykkelse	131
9.4 Sammenfatning	133

10 Undervandsstøj	134
10.1 Impulsstøj	134
10.2 Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj	135
11 Marint affald	137
11.1 Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)	137
11.2 Flydende mikroplastik i vandsøjlen overfladelag (DCE)	138
11.3 Plastik i maveindholdet i havfuglen mallek (DCE)	139
11.4 Dansk bidrag til overvågning og tilstandsvurderinger om marint affald i regi af de regionale havkonventioner HELCOM og OSPAR	139
11.5 Andre overvågningsrelevante rapporter	139
12 Ikke-hjemmehørende arter	141
12.1 Overvågning i seks havne	141
12.2 Sammenligning af monitoringsmetoder	141
12.3 Udvikling af GES-indikator	142
12.4 Vurdering af NIS-tilførsler, spredningsveje og indsatser i Vadehavet	142
13 Sedimentkemi	144
14 Havfugle	146
Del 3 Overordnede betragtninger	148
15 Ordliste	149
16 Referenceliste	156
Bilag 1	167
Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper	167
Bilag 2 Beregning af års- og månedsmidler	177
Bilag 3 Afstrømningskorrektioner	179
Bilag 4 Områder og farvandstyper - bundplanter	183
Inddeling af ålegræs- og makroalgetranssektioner i områder og farvandstyper	183

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2022.

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

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

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder er placeret hos MST, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

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

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af sidste års rapport om marine områder med data indsamlet i 2022. Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, da parametre først rapporteres, når der er tilstrækkeligt datagrundlag.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og Natur 2022', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Denne sammenfatning giver et samlet billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2022. Desuden diskuteres årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Overordnet

For flere parametre var der fremgang i 2022 sammenlignet med 2021. Samlet set viser de seneste ca. ti års observationer dog en stagnerende udvikling eller en tilbagegang, især for parametre i vandsøjlen og for bundvegetationen.

Klimatiske forhold

Det var relativt varmt i 2022 med en lufttemperatur, som var 0,7 og 0,3 °C højere end gennemsnittet for henholdsvis normalperioden (1991-2020) og referenceperioden (2012-2021). Vandtemperaturerne var også højere end langtidsgennemsnittene, men lavere end de rekordhøje niveauer i 2014 og 2020. Vandtemperaturen er steget ca. 2 °C i løbet af de seneste ca. 40 år.

Vindhastigheden var i størstedelen af året mindre end i normal- og referenceperioden, så vindhastigheden i 2022 fortsatte den nedadgående trend siden 2007. Det blæste overvejende fra vest og sydvest til og med juli, hvorefter vindretningen skiftede til overvejende at komme fra syd resten af året. Skiftet i vindretningen bevirkede en udstrømning fra Østersøen. Der var ikke ret meget vind i august og heller ikke særlig meget i september, hvilket accelererede iltvindets udvikling.

Der faldt ca. 10 % mindre nedbør i 2022 end i normal- og referenceperioden. Dog regnede det usædvanlig meget i februar, hvor der faldt mere end dobbelt så meget regn som normalt. Derimod regnede det næsten ikke i marts. Den megen nedbør i februar bevirkede en stor ferskvandsafstrømning, der resten af året, især fra august og frem, var relativt lav. Det bevirkede, at afstrømningen for året som helhed var 13 % mindre end normalt.

Solindstrålingen var i 2022 højere end normalen. Specielt marts, april og august var meget solrige, mens november var solfattig.

Hydrografi

Vandtransporten i de indre farvande er beskrevet for otte tværsnit, som opdeler farvandene i fem bassiner. Transporten er yderligere opdelt i et overfladelag (øverste 15 m) og et bundlag (vanddybder > 15 m).

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

cirkulation i de åbne indre farvande. I 2022 betød opblandingen af bundvand, at volumen af nettoudstrømningen i overfladelaget under passagen gennem de indre danske farvande blev forøget knap fire gange i forhold til nettoudstrømningen fra Østersøen.

Opblandingen fra bundlaget til overfladelaget medfører en opadrettet transport af næringsstoffer i vandsøjlen. Denne vertikale transport fra bundlaget til overfladelaget giver en betydelig tilførsel af næringsstoffer til overfladelaget, som har betydning for væksten af planteplankton og dermed resten af fødekæden, især i de åbne indre farvande. Størrelsen af den vertikale vandtransport i planteplanktonets hovedvækstperiode (april-september) var i 2022 noget større end gennemsnittet for 2000-2022. Den vertikale transport var størst i Kattegat og Bælthavet.

Bundvandets opholdstid varierer meget mellem de forskellige bassiner. Opholdstiden er længst i det sydlige Lillebælt, hvilket er en væsentlig årsag til, at området er sårbart i forhold til at udvikle iltsvind.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne af koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og total kvælstof (TN) var forholdsvis lave i langt de fleste måneder af 2022, hvilket skyldes den relativt lave afstrømning fra land i slutningen af 2021 og den lave afstrømning i sommeren og efteråret 2022. I fjorde og kystvande var koncentrationerne af DIN og TN de hidtil lavest registrerede i henholdsvis december og juni. Både i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande var DIN og TN dog relativt høje i februar og marts, hvilket skyldes den megen nedbør i februar og den resulterende høje afstrømning.

Månedsmidlerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) var generelt lave i 2022 i fjorde og kystvande undtagen i årets sidste tre måneder, formodentlig pga. DIP-overskud som følge af kvælstofbegrænsning af algevæksten. I overfladevandet i de åbne indre farvande var DIP høj i starten af året pga. kvælstofbegrænsning men fulgte det forventede sæsonmønster resten af året. Koncentrationerne af total fosfor (TP) var lave næsten hele året i både fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande med de hidtil laveste niveauer for april og december i fjorde og kystvande og i juli og august i de åbne indre farvande.

Koncentrationen af opløst silicium (DSi) var relativt høj i starten af året i fjorde og kystvande og især i de åbne indre farvande, dels pga. en akkumulering i efteråret 2021 og dels pga. et lavere optag grundet kvælstofbegrænsning af algevæksten. Resten af året fulgte DSi langtidsmidlen.

Årsmidlerne for koncentrationerne af kvælstof og fosfor er faldet markant siden 1989, hvilket er en effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i nabolandene. Koncentrationerne har dog ikke udviklet sig væsentligt for kvælstof siden 2003 og for fosfor siden 1998. Årsmidlen for DIP var i 2022 på samme let forhøjede niveau som de to forudgående år. Det relativt høje niveau af DIP skyldes formodentlig en kombination af et mindre optag af fosfat i planteplankton som følge af en relativ lav algevækst samt effekten af et metodeskift for opbevaring af prøver.

I den danske del af Nordsøen og Skagerrak er koncentrationerne af kvælstof og fosfor reduceret siden starten af overvågningen. De seneste mange år har niveauet været stabilt, dog var TP på et lavere niveau i årene 2018-2022.

Planteplankton og vandets klarhed

Sæsonfordelingen af algevæksten i fjorde og kystvande var usædvanlig i 2022, idet der ikke var nogen forårsopblomstring. Derimod var der en meget stor sommeropblomstring. Sæsonfordelingen i de åbne indre farvande var mere normal med forårsopblomstring og forøget produktion hen over sommeren og det tidlige efterår – dog var væksten en stor del af året markant under langtidsmidlen. I fjorde og kystvande var klorofylkoncentrationen relativt lav i marts, maj og juni, mens den var meget høj i september og oktober og lå omkring langtidsmidlen resten af året. I de åbne indre farvande fulgte klorofylkoncentrationen den normale sæsonvariation undtagen i årets første og sidste måned, hvor koncentrationen var højere end langtidsmidlen. I begge farvandstyper varierede vandets klarhed omkring langtidsmidlen, dog var vandet især i fjorde og kystvande usædvanlig uklart i februar og usædvanlig klart i december.

Generelt har algevæksten været faldende siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af næringsstoffer. Det sidste årti er faldet i algevæksten stoppet og afløst af en tendens til stigning i fjorde og kystvande, som dog ikke er signifikant. I perioden 2012 til 2020 har kvælstoftilførslen i algernes vækstsæson været stigende, hvilket kan forklare tendensen med en øget algevækst.

I det seneste årti er koncentrationen af klorofyl steget både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande, og den har i de senere år været på niveau med koncentrationen i 1990'erne. Sigtdybden er i samme periode aftaget både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande.

Samlet var tilstanden i vandsøjlen i 2022 og 2021 væsentlig bedre end i 2020 i de åbne indre farvande med lavere algevækst, lavere klorofylkoncentration og lidt klarere vand. Hovedårsagen til forbedringen i forhold til 2020 var en lavere afstrømning og dermed en lavere tilførsel af især kvælstof i planteplanktonets vækstsæson. Set over hele perioden fra 1989 til 2022 er udviklingen i vandsøjlen positiv, men det seneste årti er tendensen vendt og viser en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen undtagen for algevæksten i de åbne farvande i de seneste år.

Ilthforhold

Iltsvindet i 2022 startede i de fleste områder tidligere på året end i 2021, men senere end i 2020, hvor iltsvindet begyndte usædvanlig tidligt. I september var iltsvindet udbredt og intenst i de sædvanlige iltsvindsområder.

Den tidligere start på iltsvindet i 2022 sammenlignet med 2021 skyldes en kombination af flere faktorer, herunder senere ophør af iltsvindet i 2021 end i 2020, stor tilførsel af næringsstoffer i starten af året, beskeden udskiftning af bundvandet i foråret og høj temperatur først på året. Iltsvindet var relativt udbredt i starten af juli og blev øget markant i løbet af august, hvor der var varmt, svage vinde og minimal udskiftning af bundvand. Iltsvindets udbredelse toppede i september. Kraftig blæst i starten og især midt i oktober reducerede iltsvindet, som dog tog til igen i sidste halvdel af oktober grundet rolige vindforhold. Blæst i starten og midten af november betød, at næsten alt iltsvind i de danske farvande var ophørt sidst i november.

Iltsvindet i de danske farvande var i 2022 særlig udbredt og intenst i Limfjorden (juli-august), Haderslev Fjord (juli-september), Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt. I flere områder blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i nogle af områderne blev frigivet giftig svovlbrinte fra bunden, og enkelte steder blev der observeret døde bunddyr, fisk og planter.

Iltsvindets udbredelse i september var i 2022 den tredjestørste siden 2008 og den femtestørste siden 2002. Godt en tredjedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind. Udbredelsen af iltsvind i september har været signifikant stigende siden 2010. Det viser, at iltsvind fortsat kan udvikle sig markant i større områder, og at de indre danske farvande er sårbare over for eutrofiering og klimaforandringer.

Iltindholdet i bundvandet i de danske farvande er mindre end for 40-50 år siden. I fjorde og kystvande har iltindholdet dog været forholdsvis stabilt i en længere årrække, mens udviklingen i de åbne indre farvande har været noget mere variabel. I 2022 var iltindholdet relativt lavt i begge farvandstyper. Udviklingen af iltindholdet i bundvandet er karakteriseret ved store regionale forskelle.

Bundplanter

Over den tre årtier lange overvågningsperiode er ålegræssets maksimale dybdegrænse reduceret signifikant i inderfjordene og i Limfjorden, mens den er uændret i yderfjordene og kystvandene. Der er desuden en tendens til, at ålegræsset dækker en mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen reduceret i inderfjordene, hvorimod den er øget i kystvandene. Der er ikke sket nogen signifikant udvikling i dybdegrænsen for hovedudbredelsen i yderfjorde og Limfjorden.

Over de seneste ti år (2013-2022) er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på signifikant lavere vanddybde i Limfjorden og kystvandene, mens der ikke er sket nogen signifikant ændring i de to øvrige farvandstyper. Den positive udvikling fra omkring starten af 10'erne er således vendt eller stagneret.

I 2022 var der sammenlignet med 2021 fremgang i ålegræssets dybde-udbredelse i Limfjorden, yderfjordene og kystvandene. Denne udvikling kan være et respons på relativt lave næringsstofkoncentrationer i 2021 og 2022.

Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger i vid udstrækning af vandets klarhed, hvilket afspejles i, at den tidlige udvikling i store træk svarer til udviklingen i sigtddybden. De seneste års stagnation eller reduktion i ålegræssets udbredelse er i tråd med relativt lave sigtddybder og høje klorofylkoncentrationer. Bundtrawling efter muslinger påvirker også ålegræssets dybdeudbredelse i nogle områder.

Det kumulerede makroalgedække er øget signifikant i inderfjordene, yderfjordene, kystvandene og på stenrev i den samlede overvågningsperiode (1990-2022), mens det er reduceret i Limfjorden. Gennem de seneste ti år (2013-2022) er udviklingen stagneret i samtlige farvandstyper.

I 2022 var dækningsgraden af makroalger på stenrev i de åbne farvande god og for de fleste dybder bedre end i de to forudgående år.

Bundfauna

Diversiteten i bundfaunasamfundene viser, at bundfaunaen i 2022 var i dårlig tilstand i 5 ud af 29 undersøgte områder i fjorde og kystvande. Den dårlige tilstand kan i fire af områderne relateres til ringe iltforhold. I to områder, Lindelse Nor ved Langeland og i det nordlige Lillebælt, var tilstanden for bundfaunaen generelt god med en relativt høj artsrigdom og fravær af forurenings-tolerante arter.

I de åbne indre farvande var bundfaunaen overordnet set i god tilstand med en artsrigdom på samme høje niveau som i midten af 1990'erne, hvor den var højest. Stationerne var for størstedelens vedkommende kendetegnet ved forekomst af følsomme arter, hvilket vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande. Der er dog en tendens til, at der er relativt flere eutrofieringstolerante arter i den vestlige Østersø samt på stationer i Kattegat og Bælthavet, der ligger på dybder omkring springlagsdybden. Bundfaunaindekset DKI viste også god tilstand på et flertal af stationerne i de åbne indre farvande, men artsrigdommen var lav på to stationer på dybt vand i henholdsvis Kattegat (centrale og det nordlige) samt i den vestlige Østersø (Femern Bælt og Arkona). Her er fysisk forstyrrelse fra bundtrawling den mest sandsynlige forklaring på den lave artsrigdom.

I det nordlige Lillebælt har der etableret sig en meget stor bestand af molboøsters gennem de seneste godt 20 år, som tilsyneladende har nået et stabilt niveau svarende til bærekapaciteten. Bestanden er så stor, at den har væsentlig indflydelse på filtrationen og omsætningen af organisk materiale i området. Derved har bestanden formodentlig en stabiliserende effekt på økosystemet i området.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark, og den har haft bestandsfremgang i alle områder siden jagtfredningen i 1977. Det er anslået, at der var ca. 2.000 dyr i 1976. Der taltes ca. 8.800 sæler på hvilepladserne i 2022, hvilket ikke inkluderer de sæler, der er til havs under optællingen. Siden 2017 er antallet af spættet sæl i Danmark faldet som følge af tilbagegang i Vadehavet og Limfjorden. Det tyder på, at populationerne af spættede sæler i Danmark nærmer sig eller har nået den økologiske bæreevne i de enkelte områder, eller at de presses af andre faktorer som fx forstyrrelser eller konkurrence fra gråsælen.

Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den yngede frem til ca. 1900. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen nu genindvandret og begyndt at yngle igen. Antallet af gråsælunger er dog faldet betydeligt siden 2017, hvilket er bekymrende for en art i ugunstig bevaringsstatus. Antallet af gråsæler har været stigende i de seneste mange år, hvilket især skyldes en bestandsfremgang i Østersøen. I 2022 var der dog et markant fald i antal registrerede gråsæler i den danske del af Østersøen.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. Bestandsestimater indikerer en negativ trend for Bælthavspopulationen og status quo for Nordsøpopulationen.

Perspektivering

Reduktionen i tilførslen af næringsstoffer til det danske havmiljø siden slutningen af 1980'erne forventes at resultere i lavere primærproduktion (algevækst), mindre planteplankton, større sigtdybde, mindre iltsvind og større udbredelse af bundplanter. I overensstemmelse hermed har der i en periode været en positiv udvikling i miljøtilstanden for flere økologiske parametre. Denne udvikling er dog stagneret eller endda forværret for en del parametre i de senere år.

Miljøtilstanden bestemmes af et komplekst samspil af faktorer, hvor næringsstoffer kun er en af dem. Intensivt fiskeri kan fx påvirke størrelsesfordelingen og dominansen af fiskearter og dermed sammensætningen af planteplankton, ligesom den fysiske forstyrrelse af havbunden ved fiskeri med bundtrawl påvirker havbundens struktur, funktion og biodiversitet samt øger iltforbruget. Tilstedeværelsen af ikke-hjemmehørende arter påvirker artssammensætningen og dermed fødekæderne. Miljøfarlige stoffer kan også have en negativ effekt på de biologiske parametre. Desuden påvirker klimaforandringer havmiljøet, bl.a. i form af stigende temperatur, som fx mindsker iltindholdet i vandet og dermed øger risikoen for iltsvind og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden. Sidst men ikke mindst har grundliggende strukturændringer (fx bundforhold, lyssvækkelse og artssammensætning) i økosystemet som følge af mangeårig eutrofiering været medvirkende til den forsinkede respons på den reducerede tilførsel af næringsstoffer.

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

Summary

This summary provides an overall picture of the state of the environment and nature in the marine areas in 2022. In addition, causality and developments since the launch of the first aquatic environment action plan in the late 1980s are discussed.

In general

Several biological parameters showed progress in 2022 compared to 2021. However, together, observations from the past 10 years show a stagnant development or a decline, especially for parameters in the water column and phytobenthos.

Climatic conditions

2022 was a relatively warm year, with air temperatures 0.7 and 0.3 °C higher than the average for the baseline period (1991-2020) and the reference period (2012-2021), respectively. The water temperatures were also higher than the long-term averages but lower than the record levels in 2014 and 2020. The water temperature has increased about 2°C over, approximately, the past 40 years.

For most of the year, the wind speed was lower than in the baseline and reference periods, and the wind speed in 2022 thus continued the downward trend since 2007. The wind predominantly came from the west and southwest up to and including July, after which the wind direction changed to coming predominantly from the south for the rest of the year. The change in wind direction led to an outflow from the Baltic Sea. Wind conditions were calm in August and relatively calm in September, which accelerated the development of oxygen depletion.

There was about 10% less precipitation in 2022 than in the baseline and reference periods. However, precipitation was unusually high in February, where more than twice as much rain fell as usual. On the other hand, it hardly rained in March. The heavy precipitation in February caused large freshwater runoff, which for the rest of the year, especially from August onwards, was relatively low. As a result, the runoff for the year as a whole was 13% less than usual.

Solar radiation in 2022 was higher than usual. Especially March, April and August were very sunny, while November was sun-poor.

Hydrography

Water transport in the inner waters is described for eight cross-sections, which divide the waters into five basins. The transport is further divided into a surface layer (upper 15 m) and a bottom layer (water depth > 15 m).

The net outflow from the Kattegat to the Skagerrak in the surface layer is much greater than the total inflow in the entire water column to the Kattegat from the Baltic Sea, including the freshwater input to the inner Danish waters. This difference is due to a large net inflow from the Skagerrak to the Kattegat in the bottom layer, which for the most part mixes into the surface layer during transport down through the inner Danish waters. The mixed water flows

back out of the Kattegat as surface water together with the input from the Baltic Sea and the freshwater input. These flows make up the so-called estuarine circulation in the open inner waters. In 2022, the mixing of bottom water meant that the volume of net outflow in the surface layer during the passage through the inner Danish waters increased almost four times compared with the net outflow from the Baltic Sea.

The mixing from the bottom layer to the surface layer resulted in an upward transport of nutrients in the water column. This vertical transport from the bottom layer to the surface layer provides a significant input of nutrients to the surface layer, which is important for the growth of phytoplankton and thus the rest of the food chain, especially in the open inner waters. In 2022, the size of the vertical water transport during the main growth period of phytoplankton (April-September) was somewhat larger than the average for 2000-2022. The vertical transport was greatest in the Kattegat and the Belt Sea.

The residence time of the bottom water varied greatly between the different basins. The period of residence was longest in the southern Little Belt, which is a major reason why the area is vulnerable to developing oxygen depletion.

Concentrations of nutrients

The monthly means of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and total nitrogen (TN) concentrations were relatively low during most months in 2022 due to the relatively low runoff from land in late 2021 and the low runoff in summer and autumn 2022. In fjords and coastal waters, the DIN and TN concentrations were the lowest recorded so far in December and June, respectively. However, both in fjords and coastal waters as well as in the open inner waters, DIN and TN were relatively high in February and March, which is due to the heavy rainfall in February and the resulting high runoff.

The monthly means of dissolved inorganic phosphorus (DIP) were generally low in 2022 in fjords and coastal waters except in the last three months of the year, presumably due to a DIP surplus caused by nitrogen limitation of algae growth. In surface waters in the open inner waters, DIP was high at the beginning of the year due to nitrogen limitation but followed the expected seasonal pattern for the rest of the year. Total phosphorus (TP) concentrations were low almost all year round in both fjords and coastal waters and in the open inner waters, with the lowest levels recorded so far in April and December in fjords and coastal waters and in July and August in the open inner waters.

The concentrations of dissolved silicon (DSi) were relatively high at the beginning of the year in fjords and coastal waters and especially in the open inner waters, due to partly accumulation in autumn 2021 and partly lower uptake caused by nitrogen limitation of algae growth. For the rest of the year, DSi followed the long-term mean.

The annual means of nitrogen and phosphorus concentrations have decreased significantly since 1989, reflecting the effects of the aquatic environment programs and similar activities in neighboring countries. However, the nitrogen concentrations have not changed significantly since 2003 and for phosphorus not since 1998. The annual mean for DIP in 2022 was at the same slightly increased level as in the two preceding years. The relatively high level of DIP is probably due to a combination of a reduced uptake of phosphate in

phytoplankton because of low algae growth and the effect of a change in the method for sample storage.

In the Danish part of the North Sea and the Skagerrak, nitrogen and phosphorus concentrations have declined since the start of monitoring. Over the past several years, the level has been stable; however, TP was at a lower level in 2018-2022.

Phytoplankton and transparency

The seasonal distribution of algae growth in fjords and coastal waters was unusual in 2022 in that there was no spring blooming. In contrast, there was a very large summer blooming. The seasonal distribution in the open inner waters resembled more the usual situation, with spring blooming and increased production over the summer and early autumn – however, for a large part of the year growth was significantly below the long-term mean. In fjords and coastal waters, the chlorophyll concentration was relatively low in March, May and June, while the concentration was very high in September and October and around the long-term mean for the rest of the year. In the open inner waters, the chlorophyll concentrations followed the usual seasonal variation, except in the first and last month of the year when the concentration was higher than the long-term mean. In both types of water, water transparency varied around the long-term mean; however, especially in fjords and coastal waters, the water was unusually turbid in February and unusually clear in December.

In general, algae growth has been declining since 1980, which is due to the reduced input of nutrients. In the last decade, the decline in algae growth has stopped and been replaced by a tendency towards an increase in fjords and coastal waters, although this is not significant. In the period 2012 to 2020, the nitrogen input during the algae growth season increased, which may explain the trend of increased algae growth.

In the past decade, the concentration of chlorophyll increased in both fjords and coastal waters and in open inner waters, and in recent years it has been on a par with the concentration in the 1990s. During the same period, transparency has decreased in both fjords and coastal waters and in the open inner waters.

Overall, the state of the water column in 2022 and 2021 was significantly better than in 2020 in the open inner waters with lower algae growth, lower chlorophyll concentrations and slightly clearer water. The main reason for the improvement compared with 2020 was lower runoff and thus reduced input of nitrogen, in particular during the phytoplankton growth season. Seen over the entire period from 1989 to 2022, the development of the water column is positive, but within the last decade the trend has reversed and shows a deterioration in the environmental status of the water column, except for algae growth in the open waters in recent years.

Oxygen conditions

Oxygen depletion in 2022 started in most areas earlier in the year than in 2021, but later than in 2020 when oxygen depletion began unusually early. In September, oxygen depletion was widespread and intense in the normal oxygen depletion areas.

The earlier start of oxygen depletion in 2022 compared with 2021 is due to a combination of several factors, including later end of oxygen depletion in 2021 than in 2020, a large input of nutrients at the beginning of the year, modest replacement of bottom water in spring and high temperature at the beginning of the year. Oxygen depletion was relatively widespread in the beginning of July and increased significantly during August due to high temperature, weak winds and minimal replacement of bottom water. The extent of oxygen depletion peaked in September. Strong winds in the beginning and especially in the middle of October reduced oxygen depletion, which increased again in the latter half of October due to calm wind conditions. Strong wind in early and mid-November meant that almost all oxygen depletion in Danish waters had ceased by the end of November.

In 2022, the oxygen depletion in Danish waters was particularly widespread and intense in the Limfjorden (July-August), Haderslev Fjord (July-September), Mariager Fjord, Knebel Vig, the southern Little Belt, the southeast Jutland fjords, the South Funen Archipelago and the Fehmarn Belt. In several areas, the water at the bottom became anoxic, which meant that in some areas toxic hydrogen sulphide was released from the sediment, and in some places dead benthic animals, fish and plants were observed.

The extent of oxygen depletion in September was the third largest since 2008 and the fifth largest since the worst oxygen depletion to date in 2002. More than a third of the oxygen-depleted area was affected by heavy oxygen depletion. The extent of oxygen depletion in September has been increasing since 2010. This shows that oxygen depletion still can develop significantly in large areas and that the inner Danish waters are vulnerable to eutrophication and climate change.

The oxygen content in the bottom water in Danish waters is less than it was 40-50 years ago. However, in fjords and coastal waters, the oxygen content has remained relatively stable for a number of years, while the development in the open inner waters has been somewhat more variable. In 2022, the oxygen content was relatively low in both types of waters. The development of oxygen content in bottom water is characterised by large regional differences.

Bottom plants

Over the three-decade monitoring period, the maximum depth limit of eelgrass has been significantly reduced in the inner fjords and in the Limfjorden, while it has remained unchanged in the outer fjords and in coastal waters. There is also a tendency for the eelgrass to cover a smaller part of the bottom along the transects studied. During the same period, the depth limit for the main distribution has been reduced in the inner fjords, whereas it has increased in coastal waters. There has been no significant development in the depth limit for the main distribution in the outer fjords and the Limfjorden.

Over the past 10 years (2013-2022), the maximum depth limit of eelgrass has moved to a significantly lower water depth in the Limfjorden and coastal waters, while there has been no significant change in the other two types of waters. The positive development in the years around 2010 has thus reversed or stagnated.

In 2022, compared with 2021, there was an increase in the depth distribution of eelgrass in the Limfjorden, outer fjords and coastal waters. This development may be a response to relatively low nutrient concentrations in 2021 and 2022.

The depth distribution of eelgrass depends, to a large extent, on the water transparency, as reflected by the fact that the temporal development broadly corresponds to the development in Secchi depth. The stagnation or reduction in the distribution of eelgrass in recent years is in line with relatively low Secchi depths and high chlorophyll concentrations. Bottom trawling for mussels also affects the depth distribution of eelgrass in some areas.

The cumulative macroalgae cover has increased significantly in the inner fjords, outer fjords, coastal waters and on stone reefs in the total monitoring period (1990-2022), while it has decreased in the Limfjorden. Over the past 10 years (2013-2022), development has stagnated in all types of waters.

In 2022, the coverage rate of macroalgae on stone reefs in open waters was good and for most depths better than in the two previous years.

Benthic fauna

The diversity of benthic fauna communities shows that in 2022, benthic fauna was in poor condition in 5 out of 29 areas examined in fjords and coastal waters. In four of the areas, the poor condition can be related to poor oxygen conditions. In two areas, Lindelse Nor near Langeland and in the northern Little Belt, the condition of the benthic fauna was generally good with a relatively high species richness and absence of pollution-tolerant species.

In the open inner waters, the benthic fauna was generally in good condition, with species richness at the same high level as in the mid-1990s when it was highest. The monitoring stations were for the most part characterised by the presence of sensitive species, which testifies to the fact that there are generally no problems with eutrophication in relation to benthic fauna in the open inner Danish waters. However, there is a tendency to the occurrence of relatively more eutrophication-tolerant species in the Western Baltic Sea as well as at the monitoring stations in the Kattegat and the Belt Sea located at depths around the pycnocline. The benthic fauna index, DKI, also indicated good conditions at the majority of the monitoring stations in the open inner waters, but species richness was low at two stations located in deep water in the Kattegat (central and northern part) and in the western Baltic Sea (Fehmarn Belt and the Arkona Basin), respectively. Here, physical disturbance caused by bottom trawling is the most likely explanation for the low biodiversity.

In the northern Little Belt, a very large population of ocean quahogs has established over the past 20 years and apparently reached a stable level corresponding to the carrying capacity. The population size is so large that it has a significant influence on the filtration and turnover of organic matter in the area. Thus, the population probably has a stabilising effect on the ecosystem in the area.

Seals and porpoises

Harbour seal is the most common seal species in Denmark, and its population has increased in all areas since the hunting ban in 1977. It is estimated that there were approximately 2,000 animals in 1976. Some 8,800 seals were counted at the resting places in 2022, which does not include the seals that are at sea during the count. Since 2017, the number of harbour seals in Denmark has decreased due to declines in the Wadden Sea and the Limfjorden. This suggests that populations of harbour seals in Denmark are approaching or

have reached the ecological carrying capacity in the individual areas or that they are under pressure from other factors such as disturbance or competition from grey seals.

Until the 1800s, the grey seal was a common seal species in Danish waters where it bred until about 1900. After approximately 100 years of extinction in Denmark, the grey seal has now re-migrated and started to breed again. However, the number of grey seal pups has decreased significantly since 2017, which is worrying for a species in unfavourable conservation status. The number of grey seals has been increasing over the past several years, mainly due to an increase in populations in the Baltic Sea. However, 2022 saw a significant decrease in the number of registered grey seals in the Danish part of the Baltic Sea.

Porpoises are Denmark's most common whale, and the only one that definitely breeds in the country. Population estimates indicate a negative trend for the Belt Sea population and status quo for the North Sea population.

Perspectives

The reduction of the nutrient input to the Danish marine environment since the late 1980s is expected to result in lower primary production (algae growth), less phytoplankton, greater water transparency, reduced oxygen depletion and enhanced distribution of bottom plants. Accordingly, for a period, there has been a positive development in the state of the environment for several ecological parameters. However, this development has stagnated or even declined in the later years for several parameters.

The state of the environment is determined by complex interactions between various factors, of which nutrients are only one. Intensive fishing can, for example, affect the size distribution and dominance of fish species and thus the composition of phytoplankton, just as the physical disturbance of the seabed when fishing with bottom trawls affects the structure, function and biodiversity of the seabed and increases oxygen consumption. The presence of non-indigenous species impacts the species composition and thus the food chains. Environmentally hazardous substances can also have a negative effect on biological parameters. Climate change is also affecting the marine environment, for example in the form of increasing temperatures, which, for example, reduces the oxygen content in the water and thus increases the risk of oxygen depletion and the release of nutrients from the seabed. Last, but not least, fundamental structural changes (e.g. bottom conditions, light impairment and species composition) in the ecosystem as a result of long-lasting eutrophication have contributed to the delayed response to the reduced nutrient input.

Danish marine ecosystems remain sensitive to impacts from, for example, nutrients, environmentally hazardous substances and fishing. The climate-induced changes further increase the need for reductions in the nutrient input and other measures to achieve good environmental status. Research shows that even if the main impacts are reduced, marine ecosystems will not necessarily return to their original state but instead find a new balance. Ecosystems that have been under severe stress for several years will often show a significant time delay in their response to improved conditions. The development towards good environmental status is therefore a process that can take many years, and climate change could delay or completely prevent a return to previous states. These complex ecological interactions are important to document and understand as the basis for future environmental management.

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 forbedre tilstanden af vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor til havet med hhv. 50 % og 80 % i forhold til niveauet i midten af 1980'erne. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II fra 1998, og der blev her indført nye virkemidler til yderligere at nedbringe tabet af næringsstoffer. Med Vandmiljøplan III fra 2004 kom der ekstra fokus på landbrugets tab af både kvælstof og fosfor. Efterfølgende blev der indgået en politisk aftale, Grøn Vækst, om supplerende tiltag – herunder etablering af randzoner langs vandløb. I 2016 blev der indgået en ny politisk aftale, Fødevare- og Landbrugspakken, om miljøregulering af landbruget, som tillod en øget brug af gødning under forudsætning af etablering af flere vådområder og efterafgrøder. Senest blev der i 2021 indgået en landbrugsaftale, som har til formål at udvikle landbruget, samtidig med at tabet af kvælstof og drivhusgasser begrænses yderligere. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandområdeplanerne (2009-2015, 2015-2021, 2021-2027) i medfør af vandrammedirektivet og i havstrategierne (2012-2018, 2018-2024).

For at kunne følge effekten af forvaltningsinitiativerne på vandmiljøet vedtog Folketinget i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer). Indikatorerne skulle være miljøvariable, der i særlig grad påvirkes af eutrofiering, dvs. mængden af organisk stof, kvælstof og fosfor i vandmiljøet.

Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997 med en mindre revision i 1993 (*Miljøstyrelsen 1989, 1993*). Resultaterne herfra viste, at de valgte parametre i overvågningsprogrammet generelt, var gode til at beskrive effekter af eutrofiering på vandmiljøet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I. En international evaluering fra 2017 konkluderede, at den danske nationale overvågning af de marine områder giver et velegnet datagrundlag for udarbejdelsen af vandplaner (SYKE, NILU, IOW, BNI & Deltares 2017).

Indholdet af vandmiljøplanens overvågningsprogram blev i hovedtræk videreført i det reviderede program, NOVA-2003 (*Miljøstyrelsen 2000*), som blev gennemført fra 1998 til 2003. Dog blev det tidligere program suppleret med overvågning af miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet. Yderligere blev målehyppigheden intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer, og selvregistrerende målebøjer og modelberegninger blev inddraget i programmet. Den 1. januar 2004 blev det reviderede Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen, NOVANA, iværksat med biodiversitet og naturtyper som nye elementer i overvågningsprogrammet (*Svendsen m.fl. 2004*). Det efterfølgende overvågningsprogram, NOVANA 2011-2015 med 2016 som overgangsår, var tilpasset implementeringen af vandramme- og Habitatdirektivet samt i en vis udstrækning havstrategidirektivet. Det blev afløst af overvågningsprogrammet, NOVANA 2017-2021 med 2022 som overgangsår, som også var målrettet behovene i forhold til både vandramme-,

havstrategi- og Habitatdirektivet. Ændringerne i de sidste to programmerioder har bl.a. betydet, at overvågningens geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og antallet af tidsserier. Ændringerne skulle sikre, at data fra overvågningen kan anvendes til at beskrive udviklingen i tilstanden på vandområdeniveau og inden for udvalgte naturtyper. Seneste tiltag er 1) Havstrategidirektivets Overvågningsprogram 2021-2026 omfattende de nye overvågningsparametre bl.a. undervandsstøj, marint affald og ikke-hjemmehørende arter og 2) overvågningsprogrammet NOVANA 2023-2027 med en udvidet dækning af marine naturtyper og arter.

1.1 Formålet med overvågningen

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

Overvågningen gennemføres i forhold til at behovene:

- opfylder Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning og national lovgivning om overvågning af natur, vandmiljø og luftkvalitet.
- dokumenterer effekter og målopfyldelse af nationale handleplaner for vandmiljø og natur, herunder vand- og naturplaner efter miljømålsloven og bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, tiltag på landbrugsområdet samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.
- opfylder Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner om natur og miljø.
- bidrager med viden om årsagssammenhænge i det marine miljø.

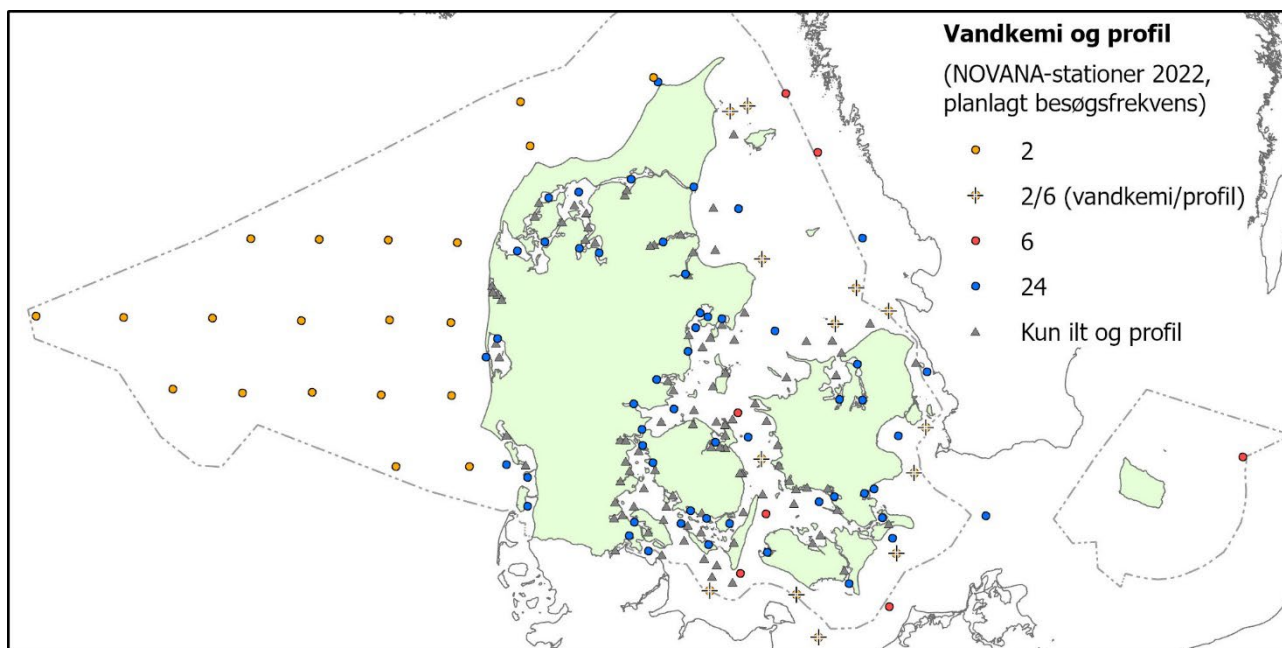
Overvågningen leverer datagrundlaget til at:

- beskrive den kvantitative udvikling i en række vigtige fysiske, kemiske og biologiske variable.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og biologiske effekter og redegøre for betydningen af variationer i klima og sammensætningen af det biologiske samfund.
- give aktuel information om iltsvind.
- beskrive langsigtede ændringer i miljøet affødt af menneskelige aktiviteter.
- etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer af nogle miljøfarlige stoffer i sedimenter og biota i udvalgte kystvande.

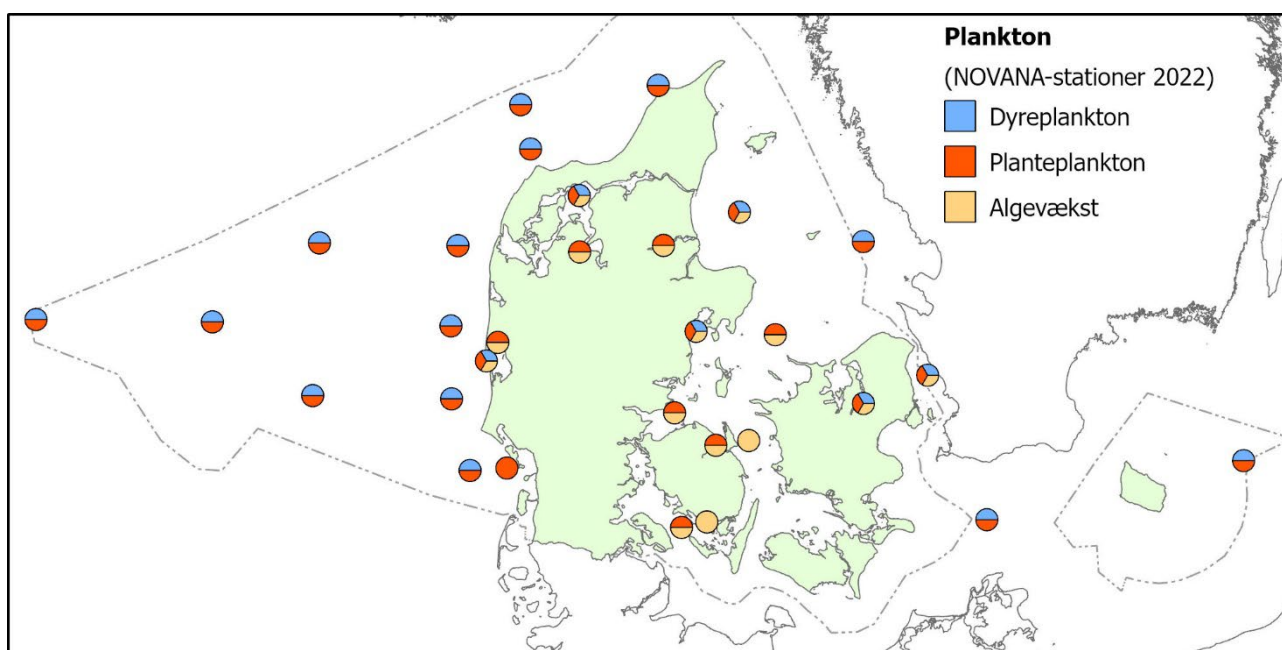
1.2 Områder og prøvetagningsprogram

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

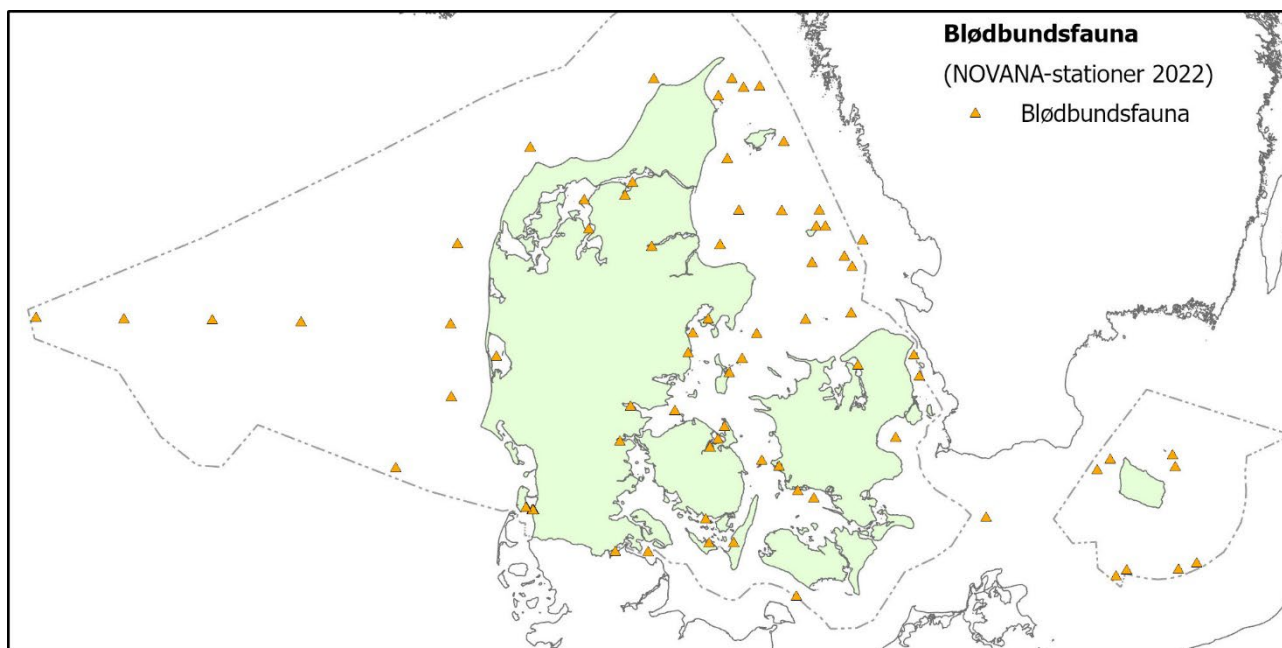
Overvågningen har fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.5* viser for forskellige parametre placeringen af de NOVANA-stationer, hvor der foreligger data i 2022. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata for disse parametre, indgår som grundlag for denne rapport. I rapporten omtales også overvågning af havpattedyr, og den geografiske fordeling af denne overvågning er beskrevet i kapitlet om havpattedyr. Miljøfarlige stoffer indgår ikke i denne rapport, da disse data planlægges at indgå i en rapport om miljøfarlige stoffer på tværs af fagmedier.



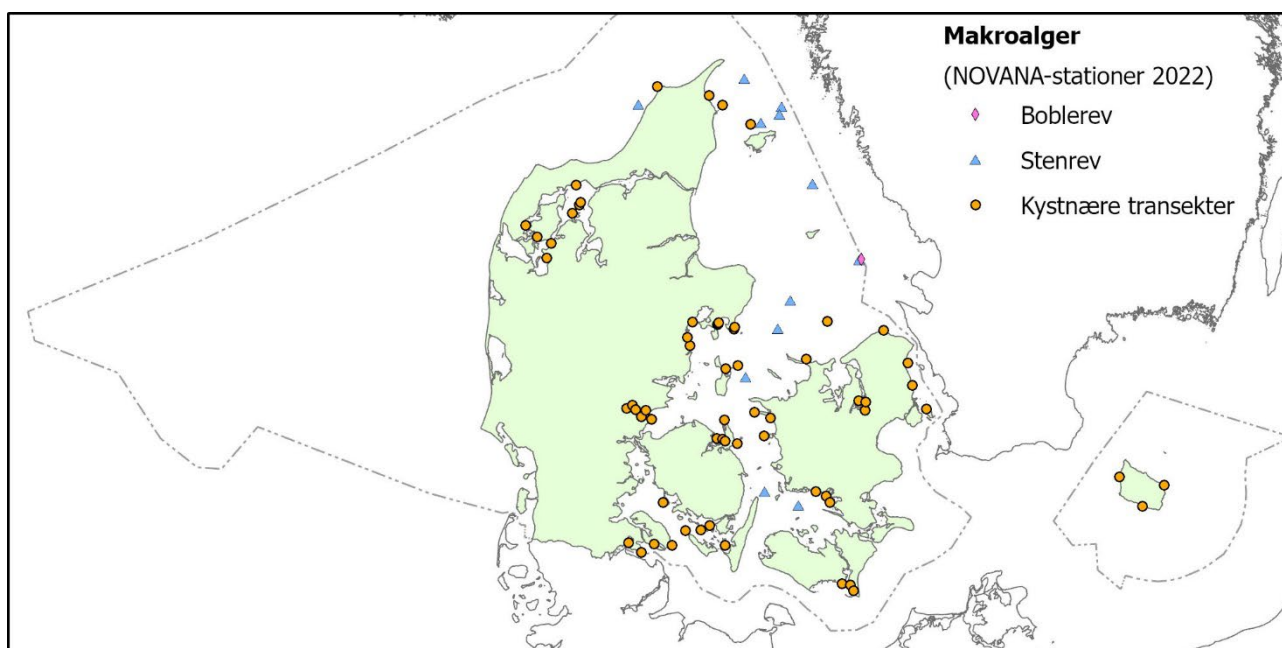
Figur 1.1. NOVANA-stationer for måling af vandkemi, saltholdighed, temperatur, sigtddybde, klorofyl a og fluorescens besøgt i 2022. Den planlagte overvågningsfrekvens er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm varetages i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen). Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone). I *bilag 1* er angivet en opdeling af vandkemistationerne efter farvandstyper.



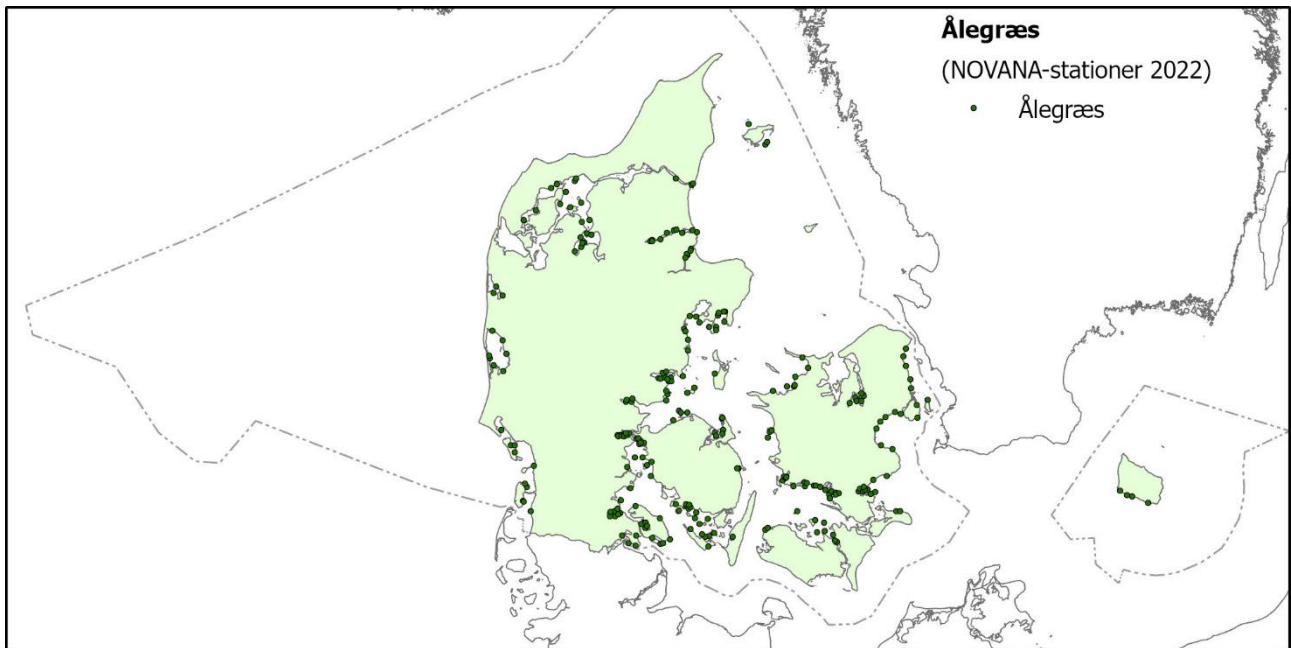
Figur 1.2. NOVANA-stationer for algevækst, planteplankton og dyreplankton besøgt i 2022. Plankton overvåges 20 gange årligt undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges seks gange årligt, og de ti åbenvandsstationer i Nordsøen, som overvåges to gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.3. NOVANA-stationer til undersøgelse af bundfauna besøgt i 2022. Bundfauna overvåges en gang årligt i perioden marts-maj. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.4. NOVANA-stationer til undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev besøgt i 2022. Makroalger overvåges en gang årligt i perioden juni-august. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.5. NOVANA-stationer til undersøgelse af ålegræs besøgt i 2022. Ålegræs overvåges en gang årligt i perioden juni-september. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).

Del 1 Påvirkninger af de danske farvande

Jens Würgler Hansen

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

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

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

Tilførsler af næringsstoffer væsentligt over det naturlige baggrunds niveau (eutrofiering) påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at øge produktionen af vandsøjlets planteplankton, hvilket gør vandet mere uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden, hvorfor ålegræs og andre blomsterplanter samt makroalger ikke kan vokse til så stor dybde som før eutrofieringen. Når planteplanktonet dør, synker det ned på bunden, hvor bakterier og bunddyr bruger ilt til at nedbryde det organiske materiale. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der derfor ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bundvandet, kan der opstå iltvind, som kan medføre, at bunddyr, bundplanter og fisk dør. Eutrofiering kan også øge risikoen for store opblomstringer af planteplankton, der kan misfarve vandet, danne skum og producere giftstoffer, som kan dræbe bunddyr og fisk samt akkumulere i skaldyr og medføre skaldyrsforgiftning af fugle, sæler og mennesker. Eutrofiering fremmer ligeledes væksten af hurtigtvoksende makroalger (enårig tang) som søsalat og fedtemøg, som skygger for bundplanterne og fremmer udvikling af iltvind. Reduceret udbredelse af ålegræsenge og flerårige tangskove giver dårligere betingelser for opvækst af fisk og dermed også for havpattedyr samt fugle. Desuden fungerer bevoksninger med tang og ålegræs som bølgebrydere og stabiliserer bunden. Derfor mindsker en reduceret udbredelse af planterne kystbeskyttelsen og øger resuspensionen. Endelig kan eutrofiering være årsag til, at der opskyller store mængder plantemateriale, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Eutrofiering påvirker således både struktur og funktion af økosystemet og resulterer ofte i uklart vand, en lavere biodiversitet, et mere sårbart miljø og en forringet rekreativ værdi.

Siden 80'erne og frem til 00'erne er der sket en markant reduktion i tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet (oligotrofiering). En forbedring og udbygning af spildevandsrensningen resulterede i et relativt hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor fra land til hav. I midten af 1990'erne begyndte også tilførslen af kvælstof at blive mindre, hovedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget. Dette har i betydelig grad reduceret koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet. Den mindskede tilførsel af næringsstoffer har forbedret tilstanden for nogle miljøindikatorer især i de mere åbne farvande, fx bundfauna, mens andre indikatorer især i de mere kystnære farvande, fx ålegræs, ikke har responderet tydeligt endnu. Dette viser, at der er behov for yderligere reduktion i tilførslen af næringsstoffer for at opnå en god miljøtilstand. Reetablering af en god miljøtilstand er dog kompleks, idet processen afhænger af en lang række andre forhold end reduceret tilførsel af næringsstoffer fra land, herunder fx ændringer af havbundens struktur (den fysiske stabilitet) og ophobning af næringsstoffer i havbunden som følge af mange års eutrofiering. Det betyder, at for en del af parametrene er der en tidsforsinkelelse mellem den mindskede tilførsel og økosystemets respons. Desuden er det ikke sikkert, at miljøtilstanden vender helt tilbage til tidligere tiders tilstand, da ændringer i den grundlæggende struktur kan fastholde systemet i en ny tilstand.

Fiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og skaldyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og energitransport i fødenettet. Fiskeri med bundtrawl medfører desuden en fysisk forstyrrelse af havbunden, hvilket ændrer havbundens struktur, øger iltforbruget og påvirker de bundlevende organismer negativt. Fiskeri kan også indirekte påvirke havmiljøets følsomhed over for andre presfaktorer som iltsvind og forurening med næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer.

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

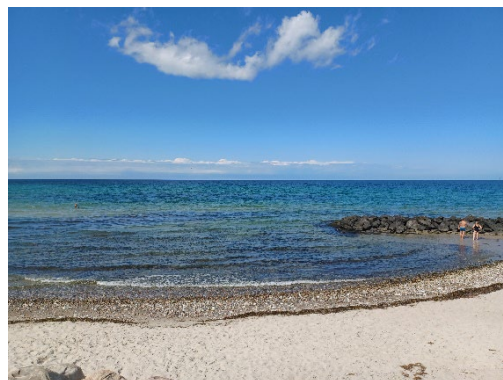
Klimaforandringer er endnu en faktor, som påvirker havmiljøet. De menneskeskabte klimaforandringer kan virke direkte, fx i form af stigende temperatur, men kan også virke indirekte ved at gøre økosystemer mere sårbare over for andre presfaktorer såsom iltsvind og indvandring af nye arter. Samspillet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

De mange forskellige faktorer påvirker hinanden, og de samlede (kumulative) effekter er svære at kvantificere. Det komplicerer fortolkningen af årsagerne til udviklingen i økosystemerne og gør det vanskeligere at forudsige økosystemernes respons som følge af en øget såvel som af en reduceret påvirkning.

2 Klimatiske forhold

Jacob Carstensen

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



Udsigt over Kattegat på en varm sommerdag 2022 ved Nødebohuse. Foto: Jacob Carstensen.

2.1 Metoder og datagrundlag

Vejrforholdene i Danmark i 2022 beskrives i denne rapport ved brugen af arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts (DMI) klimarapport for 2022 (*Rubek m.fl.* 2023) samt middel vandtemperaturer og saltholdigheder beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med den meteorologiske normalperiode 1991-2020 (anvist af World Meteorological Association) og seneste referenceperiode (ti foregående år, 2012-2021). Derudover er der anvendt data for vind og total lysindstråling målt ved Sprogø (1977-1997) (Sund og Bælt Holding), Risø (1995-2022, Institut for Vindenergi, Danmarks Tekniske Universitet (DTU)), H.C. Ørsted Institut i København (1993-2021, HCØ), Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000) og 12 DMI kyststationer spredt over hele landet (1989-2022). Tidsserier for indstråling fra DMI er inkluderet i denne rapport, da tidsserien fra HCØ-institutet er ophørt. De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Vandtemperaturen og saltholdigheden repræsenterer hele vandsøjlen for fjorde og kystvande, hvorimod den er opdelt i overflade (øverste 10 m) og bundvand (dybere end 20 m) for de åbne farvande. Der indgår data fra et repræsentativt udvalg af overvågningsstationer (*bilag 1*) til beregning af måneds- og årsmidler (*bilag 2*) for vandtemperatur og saltholdighed. For månedsmidlerne i de åbne indre farvande indgår ligeledes data fra Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut (SMHI). Ferskvandsafstrømningen er sammensat af beregninger for både de målte og de umålte oplande, hvor afstrømningen for det umålte opland er beregnet ud fra den nationale vandressourcemodel, DK-modellen (*Thodsen m.fl.* 2020).

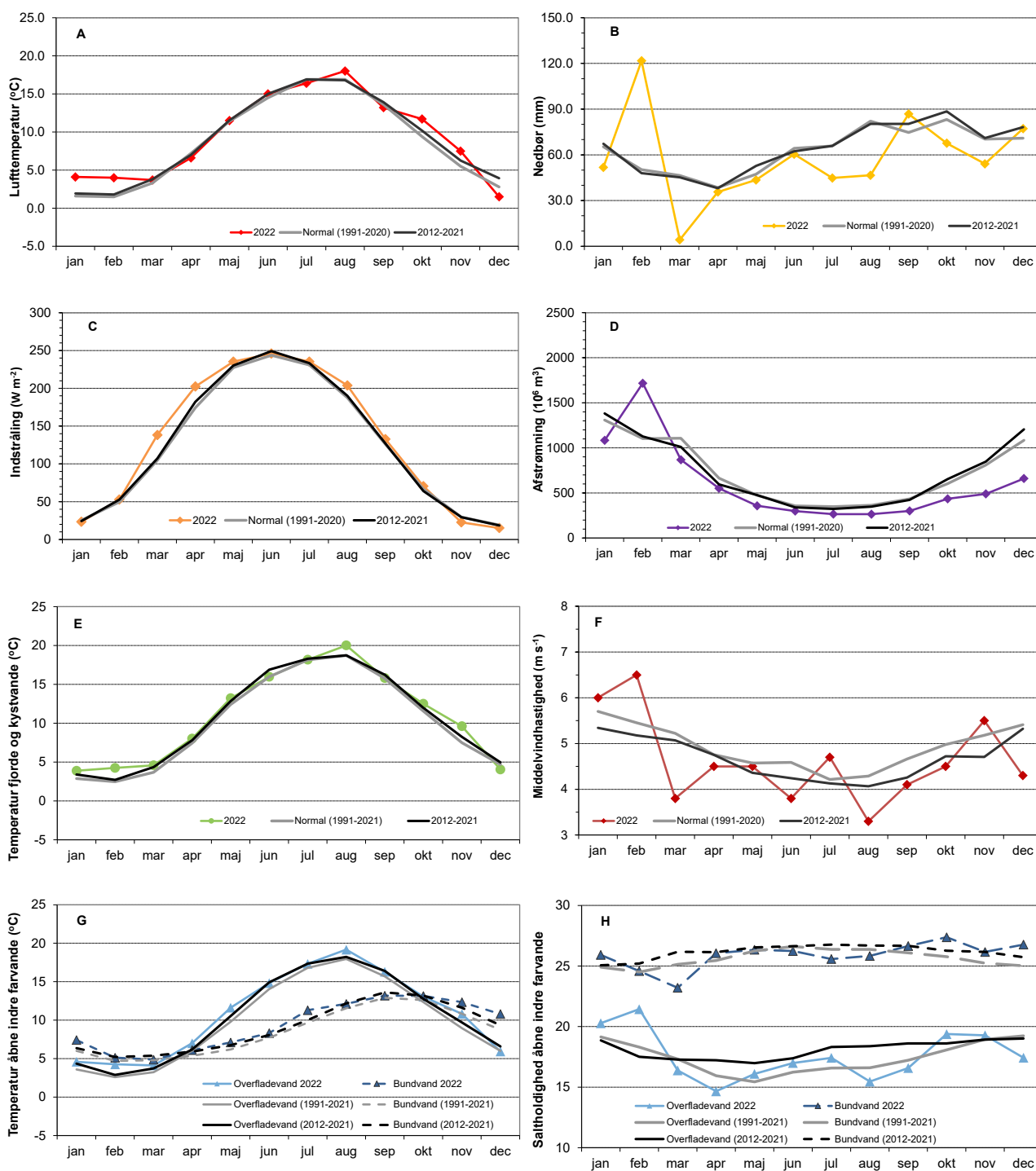
2.2 Sæsonvariation i 2022

Vinter (januar - februar)

De to vintermåneder var forholdsvis milde med en gennemsnitlig lufttemperatur på 4,1 °C, hvilket er 2,5 °C varmere end normalperioden (1991-2020) og 2,2 °C varmere end den seneste tiårs referenceperiode (2012-2021) (*figur 2.1*). Gennemsnitstemperaturen var ens de to måneder, hvorimod der faldt mere end dobbelt så meget nedbør i februar end i januar. Februar var meget våd med 128 mm mod 50 mm i normalperioden og 48 mm i referenceperioden. Antallet af soltimer (data ikke vist) og indstrålingen var normale for begge vintermåneder. Den store mængde nedbør medførte større afstrømninger i februar (55 % over normalen), hvorimod afstrømningen var lidt under normalen for januar. Begge måneder var meget blæsende med middelvindhastigheder på 6,0 m s⁻¹ for januar og 6,5 m s⁻¹ for februar. Vinden kom hovedsageligt fra vest i januar og fra sydvest i februar og stort set udelukkende fra disse retninger for alle vinterdage (*figur 2.2*). Disse vindforhold fremmer normalt indstrømningen fra Nordsøen til de indre danske farvande.

Temperaturen i fjorde og kystvande var omkring 1,0 °C varmere end referenceperioden og 1,4 °C varmere end normalperioden med en gennemsnitstemperatur på 4,1 °C (*figur 2.1*). Overfladevandet i de åbne indre farvande var ligeledes henholdsvis 1,3 og 0,8 °C varmere end normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på 4,4 °C. Bundvandet havde en gennemsnitstemperatur på 6,3 °C, hvilket er 0,5-0,9 °C varmere end normalperioden og referenceperioden. Der var ikke stor forskel på temperaturen i overfladevandet og bundvandet i februar, hvilket kan skyldes en større opblanding som følge af den kraftige vind.

Saltholdigheden i overfladevandet i de åbne indre farvande var ligeledes højere end normalt, specielt i februar, hvilket skyldes den kraftige påvirkning af indstrømmende vand fra Nordsøen og opblanding af vandsøjlen grundet den kraftige vind. Saltholdigheden i bundvandet afveg derimod ikke væsentligt fra normalen, hvilket medførte en forholdsvis lille densitetsforskel, specielt i februar måned. Dette indikerer en reduceret styrke af lagdelingen og større opblanding mellem vandlagene, hvilket understøttes af et mere eroderet springlag i februar (data ikke vist).

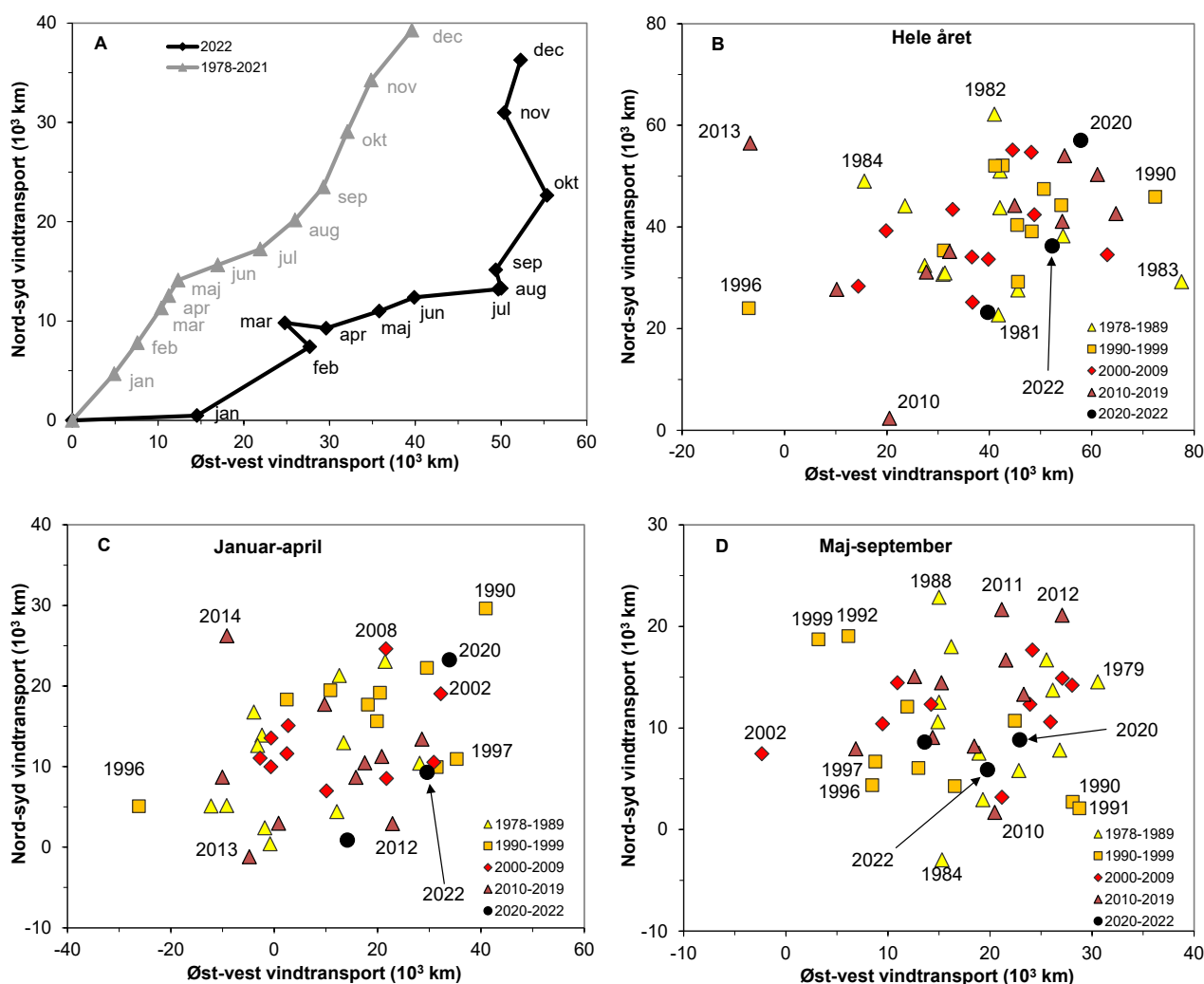


Figur 2.1. Årsvariation i 2022 sammenholdt med normalperioden (1991-2020) og seneste referenceperiode (2012-2021) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) lysindstråling, D) afstrømning til de indre danske farvande, E) vandtemperatur i fjorde og kystvande, F) middelvindhastighed og G-H) vandtemperatur og saltholdighed for overflade- og bundvand i de åbne indre farvande. Datakilder: DMI (A, B, C og F), HCØ (C), DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Miljøstyrelsen (MST) (D, E, G og H).

Forår (marts - maj)

I forårmånederne fulgte lufttemperaturen det forventede mønster i forhold til normalen og referencen med stigende temperaturer fra 3,7 °C i marts til 11,5 °C i maj, dog med lidt koldere (0,5 °C) temperaturer i april (figur 2.1). Middelttemperaturen for alle tre måneder (7,3 °C) var dog ikke forskellig for hverken normalen (7,3 °C) eller referencen (7,4 °C). I foråret var der mange soltimer (data ikke vist) og høj indstråling i marts og april. I maj var antallet

af soltimer og indstråling på normalt niveau. Samlet var indstrålingen i foråret 14 % højere end normalt. Den solrige marts faldt sammen med en usædvanlig tør måned, idet der kun faldt 4 mm regn mod 46 mm normalt. Nedbørsmængden i april og maj var på niveau med normalen. Samlet faldt der 37% mindre nedbør i foråret sammenlignet med normalen. Den lavere nedbørsmængde i marts, og delvist også i april og maj, slog kraftigt igennem på ferskvandsafstrømningen, som var henholdsvis 15 % og 12 % lavere end normalen og referenceperioden. Selvom nedbøren i april og maj var næsten normal, var der et markant regnunderskud fra marts, som medførte forholdsvis lave afstrømninger. I modsætning til vintermånederne var vinden svag i forårmånederne (22 % lavere end normalen), og specielt marts havde stille vejr. I marts kom vinden hovedsageligt fra sydøst, men skiftede i april og maj til vestlige retninger (figur 2.2). Vindforholdene i marts fremmede udstrømningen fra Østersøen.



Figur 2.2. Retningsbestemt netto vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten (x-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra vest, y-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra syd). A) Årsvariation i 2022 måned for måned sammenholdt med tidligere år (1978-2021), B) årlig vindtransport, C) vindtransport fra januar til og med april og D) vindtransport fra maj til og med september. En stor og varierende vindtransport fra sydvest øger vandtransporten gennem de indre danske farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi og HCØ.

Temperaturen i fjorde og kystvande fulgte den forventede forårsopvarmning i forhold til normalen og referenceperioden, dog med lidt højere temperaturer for alle måneder. Overfladevandet i de åbne indre farvande var 0,8 °C varmere end normalen og 0,3 °C varmere end referenceperioden. Temperaturen i bundvandet var 0,6 °C varmere end normalen og fulgte også det forventede mønster med gradvis opvarmning hen over de tre forårsmåneder.

Saltholdigheden i overfladevandet faldt til niveauer under normalen i marts og april, hvilket indikerer, at strømretningen igennem de indre danske farvande ændrede sig fra indstrømmende Nordsøvand i vintermånederne til udstrømmende Østersøvand, svarende til skiftet i de dominerende vindretninger. De kraftige vinde fra vest og sydvest i vintermånederne skabte desuden et 'vandoverskud' i Østersøen, som resulterede i en kraftig udstrømning gennem de indre farvande, efterhånden som vindpresset aftog. Den kraftige lagdeling blev gradvist genetableret i de første to forårsmåneder, og i maj var saltholdigheden normal i både overfladevand og bundvand.

Sommer (juni - august)

Sommeren 2022 var lidt varmere (0,3-0,4 °C) end normalen og referenceperioden, hvor juni var normal, juli lidt køligere og august noget varmere (figur 2.1). I juni faldt der 60 mm regn, hvilket er normalt. Derimod var både juli og august nedbørsfattige med ca. 30-40 % mindre regn end normalt. Samlet faldt der 152 mm regn i de tre sommermåneder mod ~210 mm i normalen og referenceperioden, hvilket er 27 % mindre nedbør. Antallet af soltimer (data ikke vist) og indstrålingen svarede til normalen i juni og juli, hvorimod august var mere solrig. Den mindre nedbør i forårs- og sommermånederne påvirkede i mindre grad afstrømningen, som var 16 % under normalen. Vindhastigheden var i middel 3,9 m s⁻¹, hvilket er lidt lavere end normalperioden (4,4 m s⁻¹) og referenceperioden (4,1 m s⁻¹). Specielt juni og august var forholdsvis vindstille, hvorimod vindhastigheden var over normalen i juli. Vinden kom hovedsageligt fra vestlige retninger i juni og juli, men skiftede til svage sydlige retninger i august.

Temperaturerne i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande viste samme tendenser som lufttemperaturen med normale temperaturer i juni og juli og over 1 °C varmere end normalen i august (figur 2.1). Derimod afveg temperaturen i bundvandet mest fra normalen i juli (1,6 °C varmere), hvorimod juni og august kun var 0,6 °C varmere end normalen. Det forholdsvis varmere bundvand i juli skyldes formentlig kraftigere vind, som har givet en større nedblanding med varmere overfladevand. Springlaget lå også dybere i juli end normalt (data ikke vist), hvilket understøtter antagelsen om en større nedblanding.

Saltholdigheden i overfladen i de åbne indre farvande svarede til normalen og referencen i juni og juli. Derimod faldt saltholdigheden i august, hvilket skyldes, at vinden i løbet af måneden drejede fra vest til syd, hvilket medfører en større udstrømning af Østersøvand. Saltholdigheden i bundvandet var generelt lavere end både normalen og referenceperioden i alle tre måneder, hvilket skyldes en kombination af mindre påvirkning af indstrømmende Nordsøvand og større opblanding af overfladevand.

Efterår (september - december)

Lufttemperaturen i september var lidt under normalen, hvorimod oktober og november var omkring 1,5-2 °C varmere end normalt. Derimod sluttede året med en forholdsvis kold december med en lufttemperatur på 1,5 °C mod 2,8 °C i normalen og 3,9 °C i referenceperioden (*figur 2.1*). Efteråret som helhed var på niveau med referenceperioden og 0,7 °C varmere end normalen. Antallet af soltimer (data ikke vist) og indstrålingen aftog gradvist i løbet af efteråret svarende til mønstret for normalen og referenceperioden. Der faldt 286 mm regn i efteråret 2022 mod 299 mm for normalen og 318 mm for referenceperioden, og nedbøren var nogenlunde ligeligt fordelt over efterårets måneder. Derimod var afstrømningen i efteråret væsentlig lavere end normalen (33 %) og referenceperioden (39 %) grundet det større nedbørsunderskud i juli og august. Vindhastigheder var lavere end for normalperioden i september, oktober og december, hvorimod november var mere blæsende. Samlet havde de fire måneder et gennemsnit på 4,6 m s⁻¹ mod 5,1 m s⁻¹ i normalperioden og 4,8 m s⁻¹ i referenceperioden. Vinden kom hovedsageligt fra sydlige retninger (*figur 2.2*).

Vandtemperaturen var varmere (~1-2 °C) end normalt i oktober og november for fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande. Derimod var vandtemperaturen normal i september og under normalen i december. Ændringerne i vandtemperaturen følger udviklingen i lufttemperaturen. Temperaturen faldt kun svagt i bundvandet fra 13,2 °C til 10,8 °C over de fire måneder. Der var derfor en større afkobling mellem overflade- og bundvandet hen over efteråret, hvilket resulterede i, at bundvandet var over 2 °C varmere end normalt i december. Til sammenligning var forskellen kun 0,3 °C i september. Det skyldes formentlig en jævn udstrømning af Østersøvand med de sydlige vinde, som har reduceret nedblanding af koldere overfladevand i november og december.

Saltholdigheden i overfladevandet var lidt under normalen i september og december og lidt over normalen i oktober og november. Saltholdigheden i bundvandet var også højere end normalen og referencen. Disse forhold skyldes formentlig en jævn vind fra syd igennem efteråret, som fremmer den advektive transport i begge vandlag (barotrofisk transport), dvs. stærkere udstrømning i overfladen såvel som stærkere indstrømning i bundvandet. Den kraftige nordlige vindtransport i oktober og november (*figur 2.2*) har således styrket indstrømningen i bundlaget og dermed opblandingen af bundvand, hvilket kan forklare de højere saltholdighed i overfladevandet, selvom der har været dominerende udstrømning af Østersøvand. Denne effekt aftog i december med de svagere vinde, hvorved saltholdigheden i overfladevandet faldt.

Året som helhed

I 2022 var den gennemsnitlige lufttemperatur 9,4 °C, hvilket er 0,7 °C varmere end normalperioden og 0,3 °C varmere end referenceperioden. Året var således generelt varmere, især i januar, februar, august, oktober og november. Året sluttede med en forholdsvis kold december.

Indstrålingen var 6 % højere end normalen. Marts, april, maj og august var mere solrige, hvorimod november var solfattig.

Der faldt i alt 694 mm regn i 2022, hvilket er ca. 10 % lavere end normal-perioden (759 mm) og referenceperioden (778 mm). Sammenholdt med den normale fordeling hen over året var det mest markante en usædvanlig våd februar og en meget tør marts. Nedbøren i juli, august, oktober og november var også forholdsvis lav.

Afstrømningen i 2022 var henholdsvis 13 % og 16 % lavere end normalen og referenceperioden, hvilket er relativt lavere end for nedbøren (10 % lavere). Dette skyldes formentlig, at efteråret 2021 var forholdsvis tørt, og at 2022 var forholdsvis varm, hvilket øger fordampningen. Den lave nedbør i juli og august medførte ikke noget væsentlig fald i afstrømningen, hvilket formentlig skyldes, at afstrømningen i sommermånederne er domineret af grundvandsbaseret basisafstrømning. Med undtagelse af februar var afstrømningen under normalen og referenceperioden i alle måneder.

Middelvindhastigheden i 2022 ($4,6 \text{ m s}^{-1}$) var på niveau med normalperioden ($4,9 \text{ m s}^{-1}$) og referenceperioden ($4,7 \text{ m s}^{-1}$). Kraftige vinde fra vest og sydvest dominerede i januar og februar, hvorimod marts havde svage vinde fra sydøst. Resten af året havde vekslende vindhastigheder, som kom fra vestlige retninger frem til august, hvorefter vinden kom fra sydlige retninger. De kraftige vinde fra vest i januar har formentlig blokeret for Den Jyske Kyststrøm, hvorimod kraftige vinde fra sydvest i februar har forstærket transporten af vand fra Tyske Bugt langs den jyske vestkyst til Skagerrak. Imidlertid skiftede vinden til sydøst i marts, hvilket har forhindret større indstrømning af vand fra Nordsøen til de indre danske farvande.

Vandet var $0,7 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end normalen i fjorde og kystvande, $1,0 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere i overfladen i de åbne indre farvande og $0,9 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere i bundvandet i de åbne indre farvande. Forskellene til referenceperioden var omtrent det halve. Temperaturen i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande var især relativt høj i februar, august og november. Kun december udmærkede sig ved lavere temperatur end normalen. Bundvandet var varmere end normalen i alle årets måneder, mest markant i januar, november og december, hvor det var mere end $1 \text{ }^\circ\text{C}$ over normalen.

Saltholdigheden i overfladelaget var meget høj i januar og februar som følge af den kraftige vind fra vest og sydvest. Derefter fulgte lavere saltholdigheder med udstrømmende Østersøvand i marts og april. I de følgende tre måneder fulgte saltholdigheden det normale mønster, hvorefter lavere saltholdigheder i august og september igen markerede udstrømmende Østersøvand. Højere saltholdigheder i oktober og november er formentlig relateret til en øget cirkulation af vandmasser, både i overfladevandet og bundvandet, som skyldes en kraftig vindtransport fra syd. I december dominerede Østersøvand igen i overfladevandet.

2.3 Langtidsudvikling

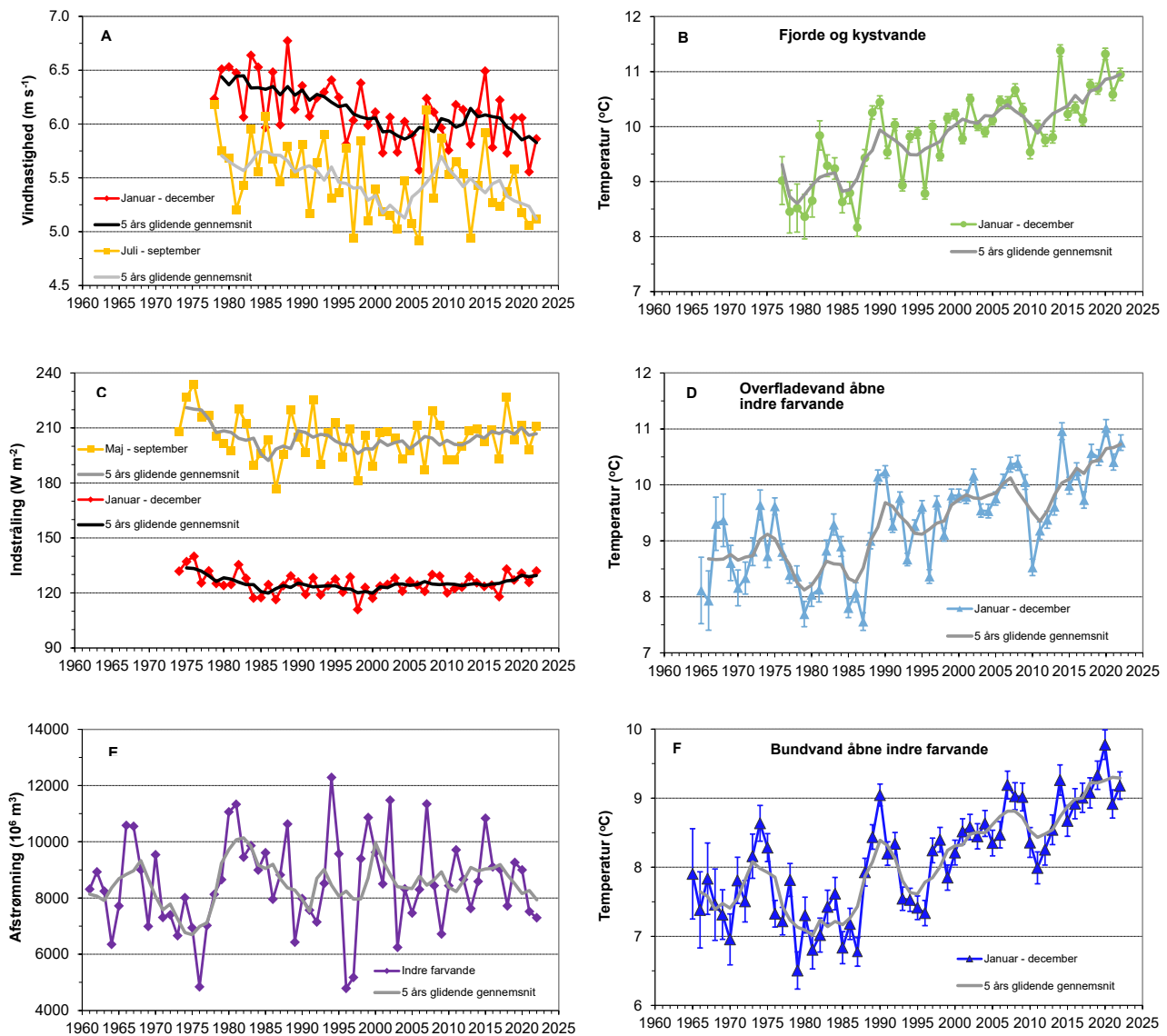
Den årlige middelvindhastighed er aftaget fra $6,4 \text{ m s}^{-1}$ i 1980'erne til $6,0 \text{ m s}^{-1}$ siden omkring 2000, og middelvinden for 2022 ($5,8 \text{ m s}^{-1}$) var forholdsvis lav (figur 2.3A). Den årlige middelvindhastighed har været aftagende de seneste ti år. Middelvindhastigheden for juli-september ($5,1 \text{ m s}^{-1}$) var den tredje laveste siden 2006, idet kun 2013 og 2021 havde mindre vind i sommerperioden. Vindhastigheden i sommerperioden er aftaget i løbet af de seneste godt 15 år. De roligere vindforhold i løbet af sommeren kan have medført en ringere opblanding af vandsøjlen i de lavvandede områder og reduceret den horisontale transport af bundvand gennem de åbne indre farvande.

Selvom vinden generelt har været faldende siden 1980'erne, er der ingen indikationer på, at vindretningen generelt har ændret sig. Den dominerende vindretning er oftest fra sydvest, og 2022 fulgte overordnet dette generelle mønster, dog med en lidt mere kraftig vindtransport fra vest (*figur 2.2A & B*). Vindtransporten først på året var domineret af vestlige retninger, dog fra østlig retning i marts (*figur 2.2A & C*), hvorefter den typiske vindretning skiftede til sydlige retninger fra september. Vindtransporten i maj-september, som har betydning for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande og dermed udviklingen af iltsvind, var forholdsvis lav (*figur 2.2D*).

Solindstrålingen i 2022 var den næsthøjeste siden 1982 og kun overgået af det lidt mere solrige 2018 (*figur 2.3C*), hvilket skyldtes de solrige forårsmåneder og august. For maj-september var solindstrålingen i 2022 den tredjehøjeste siden 2009. Indstrålingen for året som helhed og i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfattige 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen og har nu nået det samme niveau som i 1970'erne.

Ferskvandsafstrømningen fra det åbne land til de åbne indre farvande har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier. I 1960'erne var midlæfstrømningen ca. 8.500 mio. m³ om året, som faldt til ca. 7.500 mio. m³ i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til ca. 9.400 mio. m³ i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været omkring 8.900 mio. m³ med en svagt stigende tendens, om end det karakteristiske ved perioden siden 1990'erne er de store variationer mellem årene, som var mest udpræget i 1990'erne. Afstrømningen i 2022 (7.294 mio. m³) var den laveste afstrømning siden 2009, men ikke usædvanlig lav.

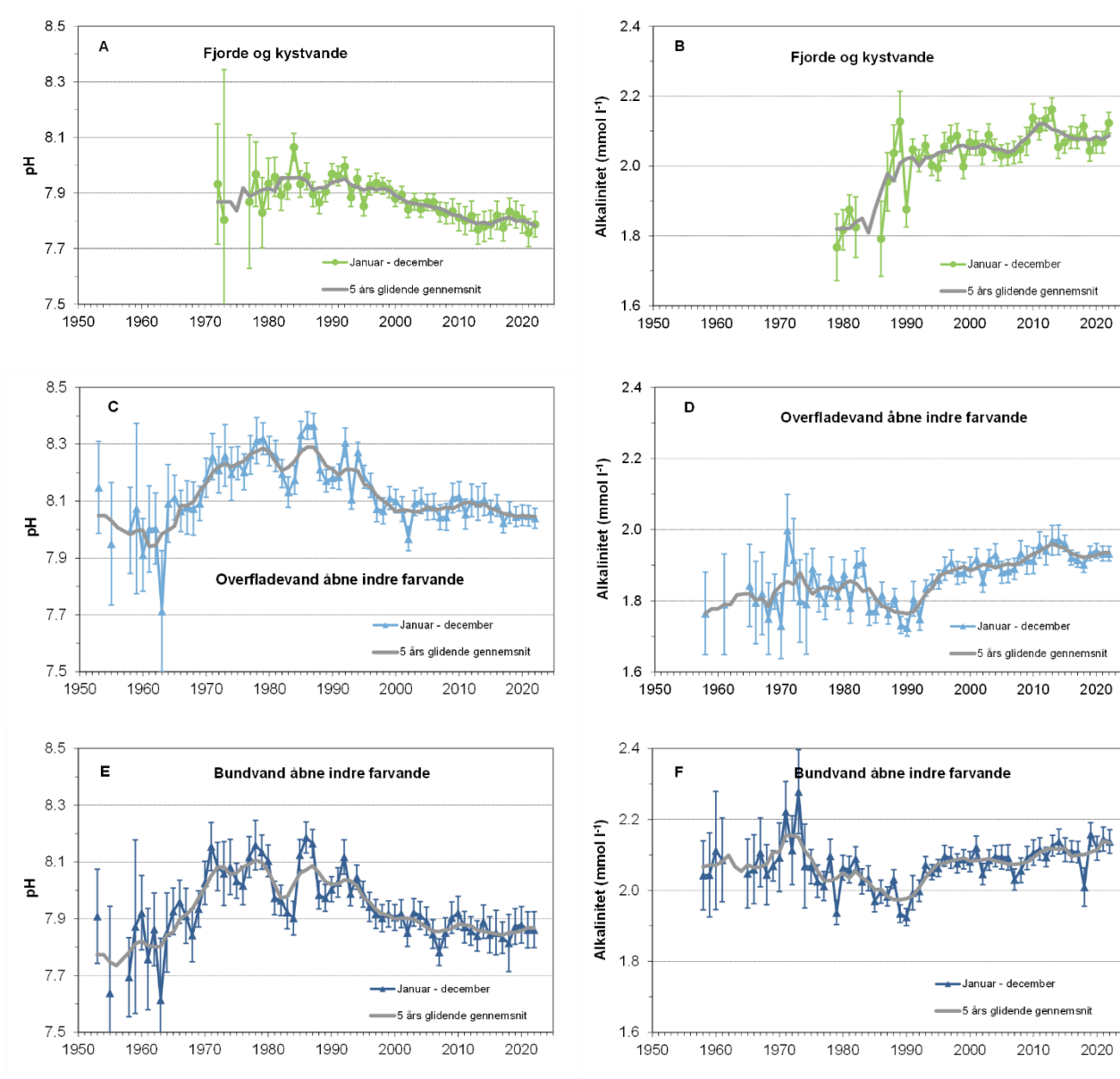
Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år (2010-2013) (*figur 2.3B, D & F*). I 2022 var temperaturen den tredje-højeste registreret for fjorde og kystvande såvel som overfladevand i de åbne indre farvande, kun overgået af 2014 og 2020. De seneste godt ti år har der været en markant stigning i temperaturen i fjorde og kystvande såvel som i de åbne indre farvande, både i overfladevandet og bundvandet. Bundvandstemperaturen i 2022 var på niveau med gennemsnittet for de seneste ti år, men ca. 0,5 °C koldere end rekordåret 2020. Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden. Temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer med en særlig markant opvarmning siden 2010.



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

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (figur 2.4A, C & E, se også Duarte *m.fl.* 2013). Den forøgede primærproduktion som følge af eutrofieringen har medført et større forbrug af CO₂ og en stigning i pH frem til 1980'erne. Efterfølgende er pH faldet ca. 0,1 i fjorde og kystvande og ca. 0,2 i de åbne indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO₂ i atmosfæren og faldende tilførsler af næringsstoffer fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen. Faldet i pH er større end forventet fra den stigende mængde CO₂ i atmosfæren (Doney 2010), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO₂ i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer.

Faldende pH burde medføre et fald i alkaliniteten, medmindre der tilføres/produceres andre kemiske buffere, som kan forskyde ligevægten inden for karbonatsystemet. Alkaliniteten er overvejende steget i perioden med faldende pH (figur 2.4B, D & F). Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de åbne indre farvande er formentlig relateret til Østersøens opland, hvor Sveriges landbrugsuniversitet, SLU (www.slu.se), har rapporteret om stigende alkalinitet i tilførslerne fra land. En del af stigningen i alkalinitet skyldes stigende fosfatkoncentrationer og øget sulfatreduktion i Østersøen.



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

2.4 Sammenfatning

- I 2022 var lufttemperaturen 0,7 °C varmere end normalperioden (1991-2020) og 0,3 °C varmere end referenceperioden (2012-2021). Året var således et forholdsvis varmt år, hvor specielt vinter- og efterårsmånederne bidrog med høje temperaturer.
- Middelvindhastigheden i 2022 var lidt under både normalen og referencen, hvilket især skyldtes svagere vinde i marts, juni, august og december. Derimod var der en del vind i januar, februar, juli og november. Vinden kom fra vest i januar, hvorefter vinden hovedsageligt kom fra sydvest frem til september, hvor vinden skiftede til sydlige retninger. De kraftige vinde fra vest og sydvest i årets første to måneder har først blokeret og siden styrket Den Jyske Kyststrøm, men efterfølgende vinde fra sydøst i marts har forhindret større indstrømning af Nordsøvand til de indre danske farvande. Til gengæld har der i marts-april og august-september været klare indikationer af udstrømning fra Østersøen, karakteriseret ved lavere saltholdighed i overfladevandet og stærkere lagdeling.
- Nedbørsmængden i 2022 var omkring 10 % lavere end normalen og referenceperioden. Dog var februar usædvanlig våd med mere end dobbelt så meget regn som normalt. Til gengæld faldt der næsten ingen regn i marts. Juli, august og november var også forholdsvis tørre.
- Afstrømningen fra land var lavere end normalt i alle årets måneder med undtagelse af februar, hvor afstrømningen var 55 % over normalen. Afstrømningen var specielt lav i årets sidste måneder. For hele 2022 var afstrømningen 13 % og 16 % lavere end normalen og referenceperioden.
- Indstrålingen i 2022 var højere end normalen. Specielt marts, april og august var meget solrige. Derimod var november solfattig.
- Vandtemperaturerne i 2022 var 0,7-1,0 °C højere end normalen, hvor specielt februar, august og november havde høje vandtemperaturer. Kun i december nåede temperaturen i overfladevandet under normalen. Temperaturen i bundvandet fulgte det normale sæsonmønster med lidt højere temperaturer først og sidst på året.
- Dominerende vinde fra syd i oktober og november forstærkede den estuarine cirkulation i de indre danske farvande og medførte en øget udstrømning af Østersøvand såvel som en øget indstrømning af Nordsøvand.
- Havtemperaturen er steget ca. 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år. I 2022 var temperaturen den tredjehøjeste for fjorde og kystvande såvel som for overfladevandet i de indre åbne farvande. Bundvandstemperaturen i de åbne indre farvande var på niveau med gennemsnittet for de seneste ti år. Havtemperaturen er generelt stigende, selvom der er svingninger mellem koldere og varmere år. Siden 2010 har stigningen været særlig markant.
- Siden midten af 1980'erne er vandet i de danske farvande blevet mere surt (ca. 0,2 pH lavere i de åbne indre farvande og ca. 0,1 pH lavere i fjorde og kystvande). Det skyldes formodentlig en kombination af reduceret primærproduktion og øget kuldioxid i atmosfæren.
- Alkaliniteten i overfladevandet i de åbne indre farvande har i de seneste mange år været på et forhøjet niveau, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet fra Østersøens opland og øgede fosforkoncentrationer og sulfatreduktion grundet mere udbredt iltsvind i Østersøen.

3 Hydrografi

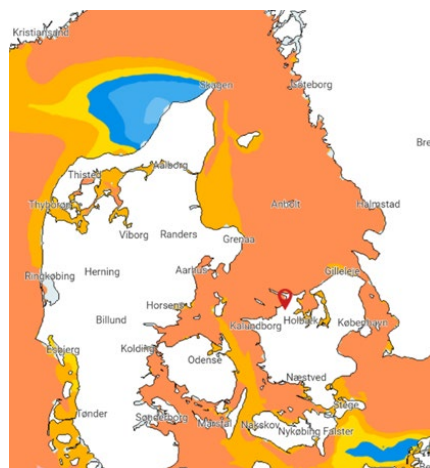
Jørgen L. S. Hansen & Christian Mohn

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

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

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

Størstedelen af de bunddyr, der forekommer i de danske farvande, har larvestadier, som er planktoniske i en periode, det såkaldte *meroplankton*. Larverne opholder sig et stykke tid i de frie vandmasser og fragtes rundt med havstrømmene, før de slår sig ned på bunden. Det betyder, at strømning-



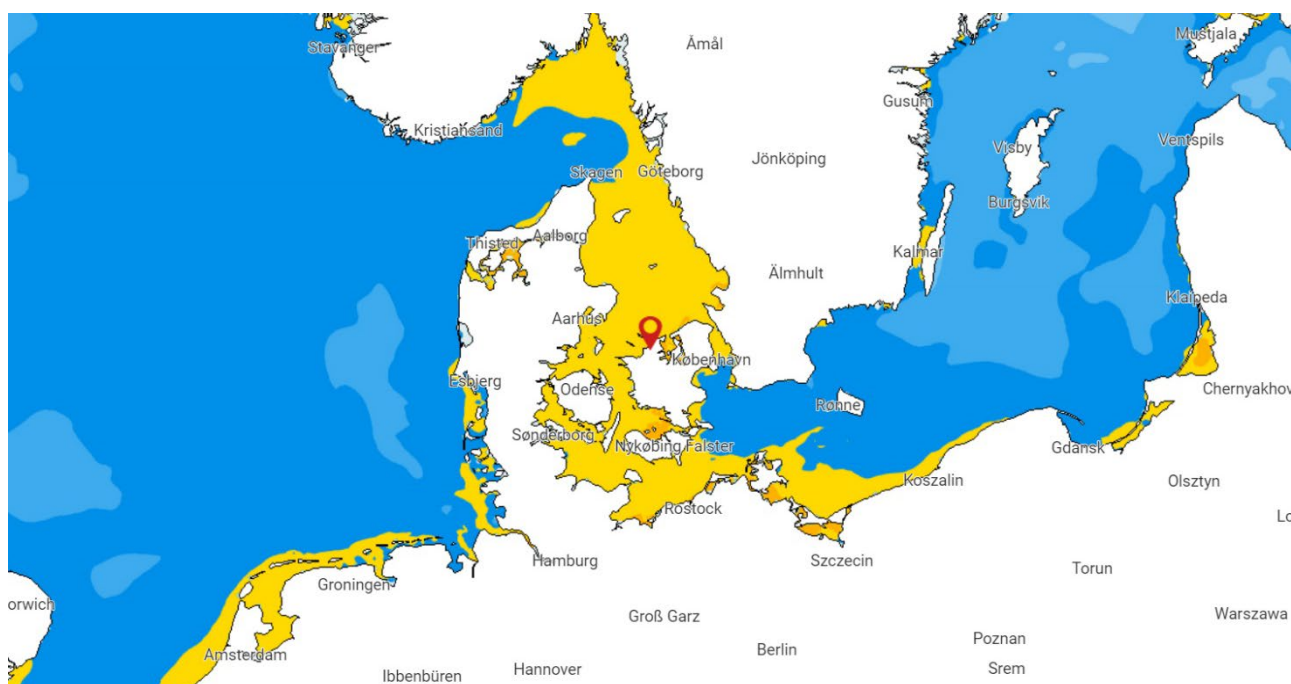
Modelberegnet overfladetemperatur ved kraftig opvelling af koldt bundvand i Jammerbugt d. 8. september 2022 i forbindelse med kraftig østenvind. Temperaturskala fra 6 °C (lys blå) til 18 °C (mørk orange). Kilde: Danmarks Meteorologiske Institut (DMI)

mønstret og vandudskiftningen i et område bestemmer, hvor langt larverne spredes, og hvor stor en udveksling der sker mellem larveplanktonet fra forskellige områder. Det kan i sidste ende få betydning for, hvor høj biodiversiteten er på havbunden, og for hvordan de forskellige bundfaunasamfund er fordelt over et større havområde. Hvis der er stor vandudveksling mellem to områder, er planktonsamfundene oftest stærkt forbundne (høj *konnektivitet*) og ligner hinanden i deres sammensætning. Det gælder især i kystnære områder, hvor høj konnektivitet forventes at resultere i en høj biodiversitet (Josefson & Hansen 2004).

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

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

En temperaturlagdeling (*termoklin*) er ofte sæsonbetinget og opstår især, når overfladevandet opvarmes i sommerhalvåret og derved får en lavere vægtfylde (densitet) end bundvandet. Et saltspringlag (*haloklin*) opstår i blandingszonen mellem to vandmasser med forskellig saltholdighed. Her vil det saltere vand med højere densitet ligge under det ferskere overfladevand. Når der er opstået en saltlagdeling i den øvre belyste del af vandsøjlen, vil overfladelaget hurtigere blive varmet op (om foråret) og kølet ned (om efteråret). I den del af de indre danske farvande, hvor vandmassen har et saltspringlag, ser man således en hurtigere opvarmning/ nedkøling og dermed større sæsonudsving i overfladelagets temperatur, end det er tilfældet i Nordsøen og Østersøen, hvor de to vandmasser stammer fra (figur 3.1).

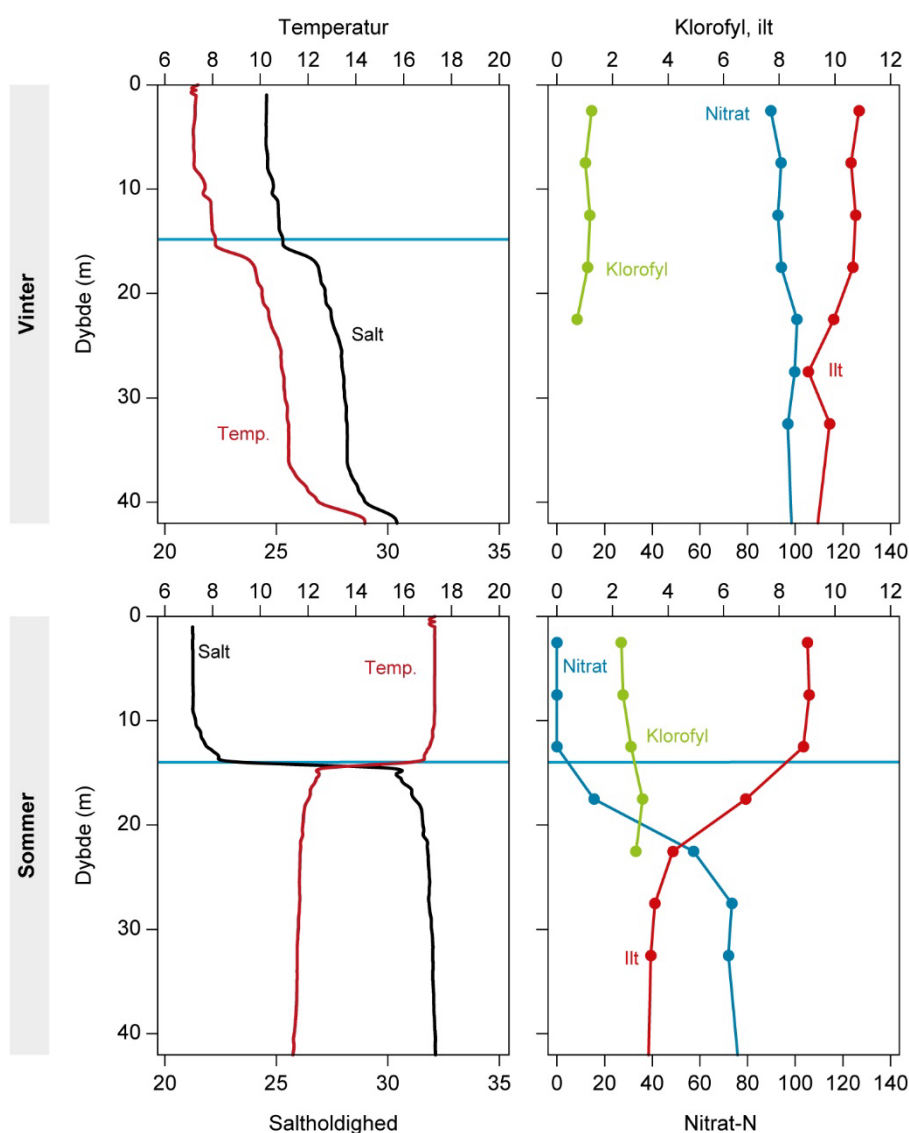


Figur 3.1. Modellerede værdier for overfladetemperatur d. 30. maj 2021 kl. 14, hvor de indre danske farvande var under opvarmning. Gul-orange farver indikerer temperaturer mellem 12-16 °C og blå nuancer temperaturer mellem 6-12 °C. Bemærk den højere temperatur og hurtigere opvarmning mellem Skagen og Darss- og Drogden-tærsklerne, hvor vandsøjlen hovedsageligt er lagdelt grundet forskellig saltholdighed i overflade- og bundvand. Kilde: Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Lagdelingen har naturligvis betydning for springlaget som levested, idet overgangszonen dermed ikke repræsenterer et "gennemsnit" mellem Østersøen og Nordsøen, men derimod et levested med særegne karakteristika.

Lagdelingen begrænser blandingen mellem overflade- og bundvand, og da det er forskellige biologiske processer, der foregår i de to vandlag, vil der hurtigt opstå forskelle i vandkemien. Planteproduktionen, som optager næringsstoffer og producerer organisk materiale og ilt, foregår alt overvejende i det belyste overfladelag. Noget af det organiske materiale synker ned i bundlaget og nedbrydes under iltforbrug, hvorved der frigøres næringsstoffer. Når der opstår lagdeling af vandsøjlen i sommerhalvåret, vil der også hurtigt blive lagdeling i vandkemien (*kemoklin*) med næringsfattigt og veliltet vand i overfladelaget og næringsrigt vand under springlaget, hvor der kan udvikles iltmangel. Etableringen af kemoklinen starter som regel i forbindelse med forårsopblomstringen i de indre danske farvande som eksemplificeret i *figur 3.2*.

Figur 3.2. Dybdeprofiler af temperatur, saltholdighed, klorofyl, nitrat-N og ilt på station 925 ud for Griben mellem Bælthavet og Kattegat om vinteren (februar, øverste paneler) og sommeren (august/september, nederste paneler) i 2008. Venstre panel viser dybdeprofiler af temperatur (rød linje) og saltholdighed (sort linje). Højre panel viser profiler af klorofyl (grøn, µg/l), nitrat-N (blå, µg/l) og ilt (rød, mg/l). Placeringen af springlaget er angivet med vandrette blå linjer. Data er fra det nationale overvågningsprogram.



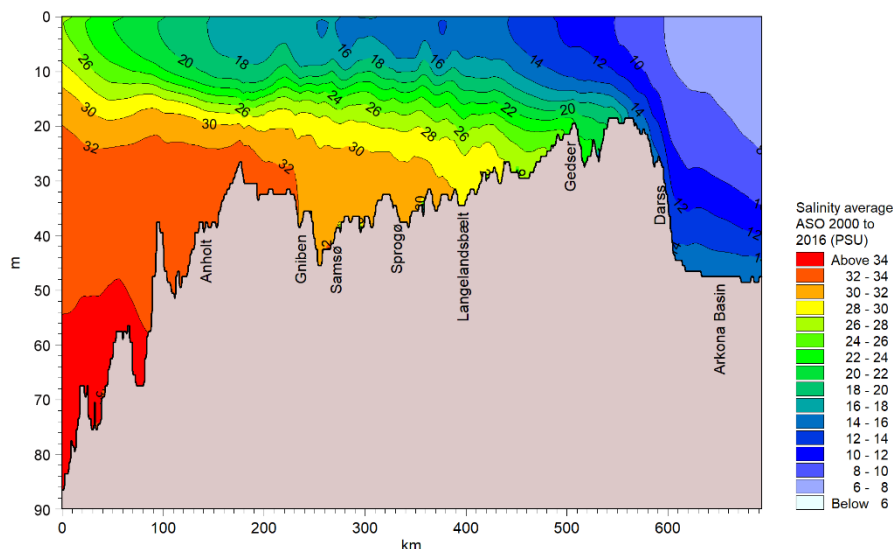
I vinterperioden, før forårsopblomstringen, er klorofyl (som er en proxy for planteplanktonets biomasse), ilt og næringsstoffet nitrat som regel jævnt fordelt ned gennem vandsøjlen. Efter forårsopblomstringen er det begrænsende næringsstof (nitrat) brugt helt op i overfladelaget, og andre næringsstoffer er

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

Jo kraftigere lagdelingen er, og jo længere den varer, desto større vil forskellene i vandkemien være hen over kemoklinen. En saltlagdeling er stærkere end en temperaturlagdeling, og som tommelfingerregel vil en temperaturforskel på 5 °C svare til en forskel i saltholdighed på ca. 1 promille. Nedbrydningen af lagdelingen, dvs. blandingen af vandsøjlen, er en regulerende faktor for planteplanktonets vækst i overfladelaget grundet næringsstofbegrænsning. Nedbrydning af lagdelingen er desuden i mange tilfælde afgørende for ilttilførslen fra overfladevandet til bundvandet. Det kræver tilførsel af energi (fx vind) at blande en lagdelt vandsøjle, og jo dybere lagdelingen ligger, desto større input af energi kræves der, fordi den turbulente blandingsenergi gradvis mindskes ned igennem vandsøjlen. Derfor kan der være meget store forskelle fra sted til sted og fra år til år i, hvor effektivt vandsøjlen opblandes. I de åbne indre danske farvande er det sjældent og kun i forbindelse med kraftige storme, at der sker en fuldstændig nedbrydning af lagdelingen. Men pga. af den *medrivning* der opstår, når strømretningen eller hastigheden i overflade- og bundlaget er forskellig, sker der en vis opblanding det meste af tiden, som bringer næringsstoffer op i overfladelaget fra bundvandet og tilsvarende ilt fra overfladelaget ned i bundlaget. I vækstsæsonen bliver næringsstofferne i det belyste overfladelag hurtigt brugt af planteplanktonet, og det betyder, at kemoklinen ofte opretholdes gennem det meste af vækstsæsonen fra tidligt forår til sent efterår.

Vandudvekslingen mellem Østersøen og Nordsøen, der sker i de mere åbne dele af de indre danske farvande, dvs. Kattegat, Bælterne og Øresund, udgør den overgangszone, hvor det salte vand fra Nordsøen og Skagerrak blandes med det brakke vand fra Østersøen. En sådan overgangszone kaldes et *estuarie*. Da de to vandmasser har forskellig densitet, vil der opstå en strømning, hvor det salte vand med høj densitet skubber sig ind under det brakke vand, så strømningsmønstret, set over længere tid, vil være en modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget. Samtidig sker der dog en gradvis blanding af de to vandmasser ved medrivning. Strømningsmønstret kaldes den *estuarine cirkulation* og drives af det udstrømmende ferskvandsoverskud fra Østersøen og den blanding, der sker mellem bundvandet og overfladevandet. I de indre danske farvande kommer det til udtryk som en lagdeling, der adskiller et udstrømmende overfladelag af Østersøvand fra et bundlag med indstrømmende Nordsøvand (*figur 3.3*).

Figur 3.3. Årsmiddel for saltholdighed for perioden 2000-2016 langs et tværsnit gennem de indre danske farvande fra Skagerrak (ved 0 km) til Bornholm. Bemærk, at springlaget forekommer mindre skarpt end i figur 3.2. Det skyldes, at springlaget i årets løb flytter sig et par meter op og ned, og derfor fremstår den gennemsnitlige saltgradient mindre tydelig.



Stoftransporter beskriver den transport af fx næringsstoffer, ilt og organisk materiale, som havstrømmene fører ind og ud af et område. Den estuarine cirkulation medfører en opadgående vandtransport, der bringer næringsrigt bundvand op i den belyste zone. Denne vertikale stoftransport er særlig vigtig, fordi den regulerer planteplanktons vækst. Ud fra kendskab til stofkoncentrationerne og mængden af vand, der strømmer ud og ind af området, kan man opstille en massebalance, som beskriver, hvordan hydrodynamikken påvirker vandkemien i et område. Det kan være et nyttigt redskab i analyser af langtidstrends i miljøforhold og de bagvedliggende årsager.

I dette kapitel gives der en generel karakteristik af strømningsmønstre, opholdstider og langtidstrends af vandtransporten gennem otte bassiner i de indre danske farvande, der forbinder Østersøen og Skagerrak

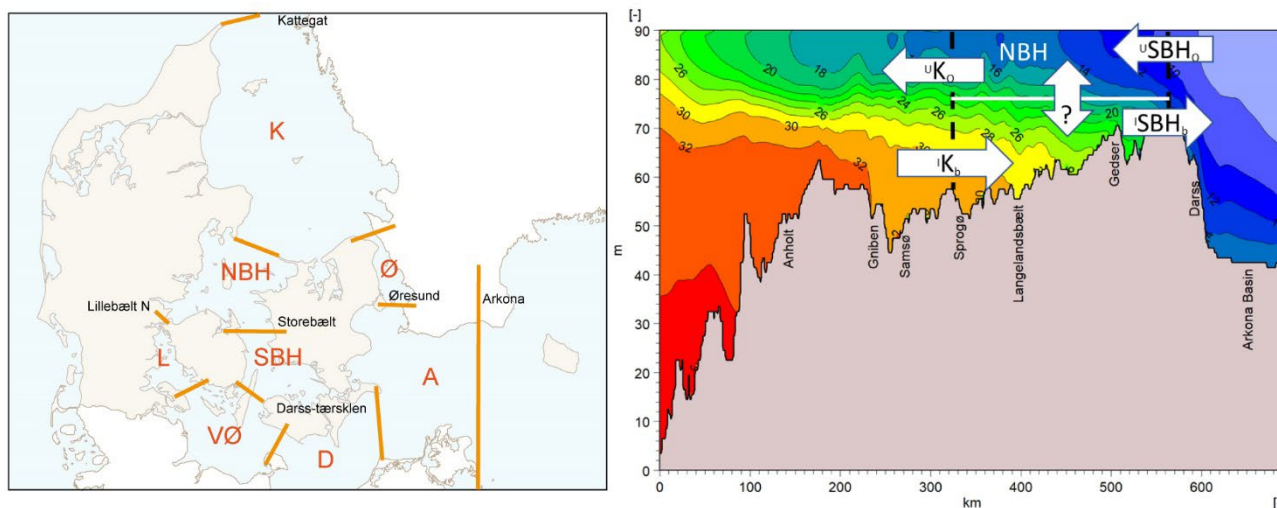
3.1 Metoder og datagrundlag

Beskrivelsen af de hydrografiske forhold i de danske farvande er baseret på modellerede data. Modelberegningerne er foretaget af DHI for perioden 2000-2021 med den 3D hydrografiske IDF-model (Erichsen *m.fl.* 2019).

IDF-modellen er en model, der er udviklet til de regionale forhold i de indre danske farvande og er baseret på 2017-versionen af MIKE 3 HD FM-modellen udviklet af DHI (DHI 2017). Generelt har modellen en finere horisontal opløsning i kystvande end i åbne farvande. I de indre danske farvande og Bælthavets kystområder varierer modellens horisontale opløsning fra 500 til 1.000 m, mens opløsningen i den åbne Østersø ligger på mellem 4 og 6 km. Modellen får forskellige randbetingelser (vandstand, strømning, temperatur, saltholdighed, meteorologi, ferskvandsinput) fra andre stor-skala modeller og eksterne datatjenester. Der er foretaget en validering af modelresultaterne mod målte hydrografiske data i perioden 2011-2016. Valideringen af modellen er ikke behandlet i dette kapitel, idet der henvises til beskrivelsen af modellen i Erichsen *m.fl.* 2019.

Vandtransporterne er beregnet for en række tværsnit gennem de indre danske farvande. Tværsnittene er placeret i det nordlige Kattegat (Skagen), Djursland-Odden, Storebælt, Langelandsbælt, Femern Bælt, Darss-tærsklen, Øresunds-tragten, Drogden, nordlige Lillebælt, Als-Fyn og gennem Arkona (figur

3.4, venstre panel). Disse transekter deler de indre danske farvande op i otte farvandsafsnit eller bassiner: Kattegat (K), det nordlige Bælthav (NBH), det sydlige Bælthav (SBH), Øresund (Ø), det sydlige Lillebælt (L), den vestlige Østersø (VØ), Darss (D) og Arkona (A). Volumentransporterne mellem bassinerne er desuden delt op i en overflade- og en bundtransport, der er defineret som den transport, der foregår hhv. over og under en dybde på 15 m (figur 3.4, højre panel). Herudfra er den vertikale transport mellem de to vandlag beregnet under antagelse af konstant vandstand, dvs. et konstant volumen af vand i bassinerne.

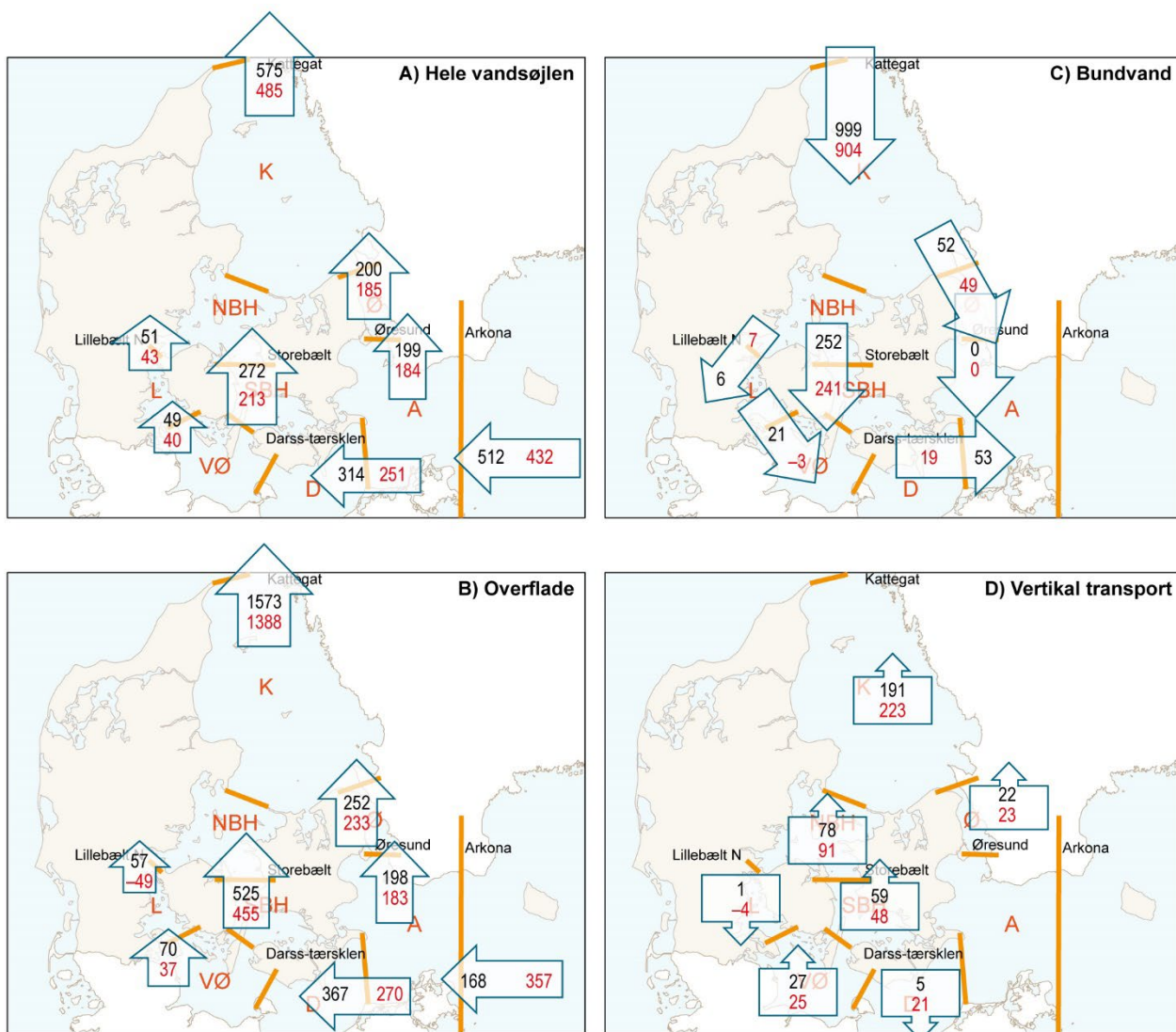


Figur 3.4. Venstre: Placering og afgrænsning af bassinerne Kattegat (K), Øresund (Ø), Lillebælt (L), nordlige Bælthav (NBH), sydlige Bælthav (SBH) og vestlige Østersø (VØ), Darss (D) og Arkona (A). Højre: Princip for beregning af den vertikale transport i et bassin eksemplificeret med det nordlige Bælthav. De sorte stiplede linjer angiver afgrænsningen af bassinet (NBH) i forhold til Kattegat (K) og det sydlige Bælthav (SBH). Den hvide linje angiver afgrænsningen mellem overflade- og bundvand i 15 meters dybde. Pile angiver retningen ("u" angiver udstrømning af Østersøen og "i" angiver retning for indstrømning til Østersøen) af nettovolumentransporter i bund- og overfladelag ("o" står for overflade og "b" for bundvand). Transport på tværs af de to vandlag, angivet med "?", beregnes ud fra ændringen i volumentransporterne i de to vandlag.

3.2 Resultater og diskussion

Nettovandtransporter

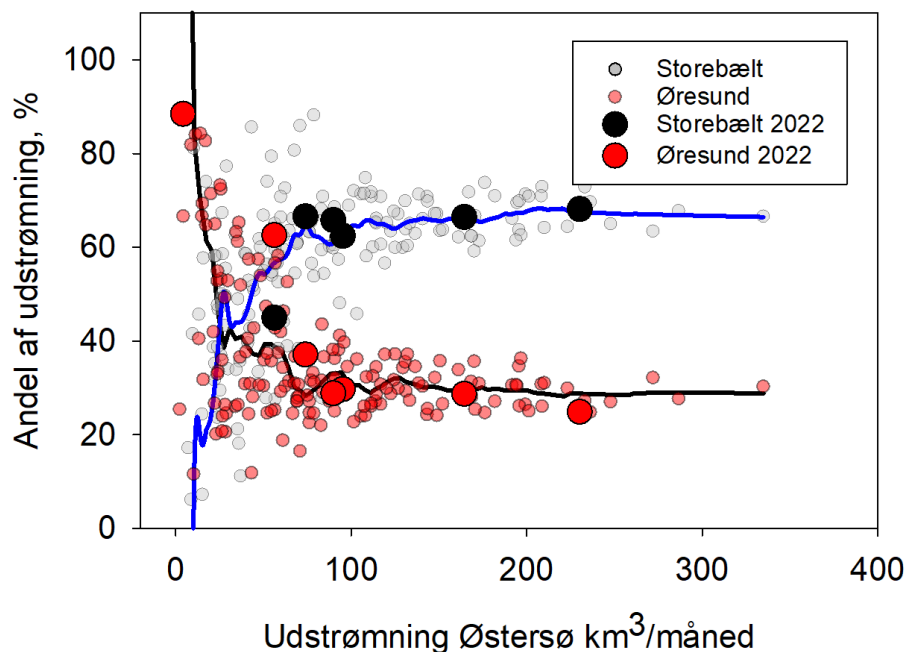
Nettovandtransporten er beregnet for otte tværsnit, der afgrænser fem bassiner, idet bassinerne K og NBH er slået sammen, ligesom det er tilfældet med SBH, VØ og D. Alle vandtransporter er opgivet i kubikkilometer (km^3), dvs. milliard kubikmetre (10^9 m^3). I 2022 var nettoudstrømningen fra Østersøen til de indre danske farvande ca. 432 km^3 , og den samlede udstrømning fra Kattegat til Skagerrak var ca. 485 km^3 (figur 3.5A). Differencen på 53 km^3 kan forklares med ferskvandstilførsel undervejs (dvs. afstrømning fra land til de fem bassiner + nedbør - fordampning fra havoverfladen). Begge volumentransporter var lavere end årsmiddelværdierne for perioden 2000-2022 (512 km^3 hhv. 575 km^3). Af det vand, der strømmede ind i Arkona (A) fra Østersøen, strømmede 251 km^3 ud over Darss-tærsklen, og 184 km^3 strømmede ud gennem Øresund. Fra Femern Bælt strømmede 213 km^3 videre nordpå gennem Storebælt, og 40 km^3 strømmede ud gennem Lillebælt. Disse transportter var også lavere end gennemsnittet for perioden 2000-2022, herunder også ferskvandstilskuddet på 53 km^3 (gennemsnit på 63 km^3).



Figur 3.5. (A) Modellerede årlige nettovandtransporter (km³) igennem otte tværsnit i de indre danske farvande for hele vandsøjlen. (B) Nettovandtransporten i overfladelaget (0 - 15 m). (C) Nettotransporten i bundlaget under de øverste 15 m af vandsøjlen. (D) Den vertikale transport beregnet som differensen mellem indstrømning og udstrømning i bundvandslaget for syv bassiner i perioden april til september (planktonets hovedvækstsæson). Pilenes retning angiver retningen af nettotransporten. Sorte tal angiver årlig middelværdi for 2000-2022, og røde tal angiver transporterne i 2022.

Nettoudstrømningen fra Østersøen til Kattegat var i perioden fra 2000 til 2022 fordelt med 39 % gennem Øresund, 53 % gennem Storebælt og ca. 8 % gennem Lillebælt (figur 3.6). Den procentvise fordeling af udstrømningen gennem de tre stræder varierer fra år til år og er afhængig af den samlede udstrømning fra Østersøen. I år med en stor udstrømning er andelen, der strømmer ud gennem Storebælt, signifikant større ($P < 0.0001$, lineær regression) og var fx på 65 % i 2008, hvor den samlede udstrømning var 35 % over årsmiddelværdien. I 2022 var udstrømningen fra Østersøen fordelt med 42 %, 48 % og 10 % gennem henholdsvis Øresund, Storebælt og Lillebælt. På månedsbasis er der også en nøje sammenhæng mellem den relative fordeling af udstrømningen mellem Øresund og Storebælt. Hvis udstrømningsraten ligger på omkring 50 km³/måned, vil der være en ligelig fordeling mellem Øresund og Storebælt, mens Øresund dominerer ved lavere udstrømningsrater og omvendt ved højere udstrømningsrater (figur 3.6). Som gennemsnit for perioden 2000-2022 er udstrømningen fra Østersøen lavest i oktober. I den måned er den nordgående udstrømning gennem Øresund den helt dominerende, samtidigt med at nettostrømning er svagt sydgående i Storebælt (data ikke vist).

Figur 3.6. Nettoudstrømningens procentuelle fordeling mellem Øresund og Storebælt som funktion af de månedlige udstrømninger gennem Arkona-bassinet i perioden 2000-2021. Blå og sort kurve angiver løbende gennemsnit for observationerne for henholdsvis Storebælt og Øresund. Store sorte og røde symboler viser data for hhv. Storebælt og Øresund i 2022.

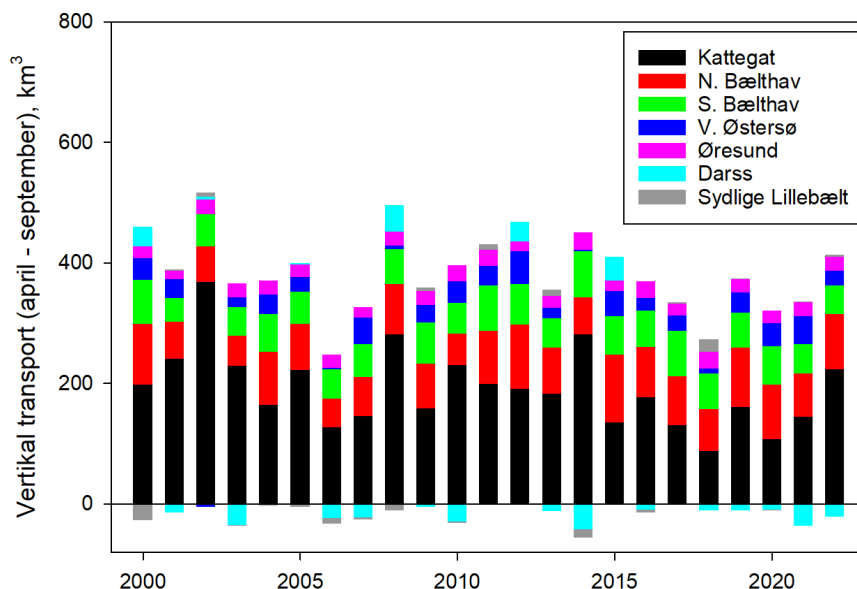


Vandtransporter i overflade- og bundlag

I 2022 var nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i det 15 m tykke overfladelag på 1.388 km³ (figur 3.5B). Det er ca. 2,9 gange så meget vand som den samlede nettoudstrømning fra Østersøen inkl. ferskvandstilskuddet til de indre danske farvande (432 + 53 = 485 km³). Det kan forklares med, at der i samme periode strømmede 904 km³ vand ind i de indre danske farvande som bundvand (< 15 m), hvilket var mindre end årsgennemsnittet for 2000-2022 på 999 km³ (figur 3.5C). Størstedelen af den samlede overfladeudstrømning til Skagerrak fra de indre danske farvande er således oprindeligt bundvand, som er blevet blandet op i overfladelaget under bundvandets transport sydpå gennem Kattegat og bæltene. Dette strømningsmønster med modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget er en del af den såkaldte estuarine cirkulation, som drives af den gradvise blanding, der sker mellem det udstrømmende Østersøvand og det indstrømmende bundvand fra Skagerrak. Forholdet på 2,9 mellem nettoudstrømningen i overfladelaget og nettoudstrømningen i hele vandsøjlen er lidt højere end gennemsnittet på 2,7 for perioden 2000-2022. Det betyder, at i 2022 blev en lidt større andel af bundvandet blandet op i overfladelaget end normalt. I planteplanktonets hovedvækstperiode (april-september) var den samlede vertikale transport 409 km³ i de indre danske farvande, hvor gennemsnittet for 2000-2022 var på 375 km³. Det område, hvor denne vertikale transport sker, går fra Skagen i nord til de to tærskler ved Drogden og Darss. Fordelingen af denne vertikale transport på de syv bassiner viser, at den største transport sker i Kattegat samt i det nordlige og sydlige Bælthav (figur 3.5D). I 2022 var den vertikale transport i Kattegat højere end gennemsnittet for 2000-2022 (223 km³ mod 191 km³), mens den vertikale transport i de øvrige bassiner lå tæt på gennemsnittet for perioden 2000-2022.

I perioden 2000-2022 var den gennemsnitlige årsmiddel for den samlede vertikale transport i de indre danske farvande på 934 km³ (data ikke vist), hvoraf den del af transporten, der sker i planktonets hovedvækstsæson (april til september), udgjorde 375 km³. I perioden 2000-2022 var der dog en stor mellemårlig variation, som spændte fra 238 km³ til 506 km³ (figur 3.7). Den mængde bundvand, der blandes op i Kattegat, viste et signifikant fald ($p=0,03$, lineær regression) i perioden 2000-2022. Den vertikale transport i 2022 afveg dog markant fra denne trend, da den var næsten dobbelt så høj som gennemsnittet for de foregående fem år. Den vertikale vandtransport i de øvrige bassiner viste ikke nogen generelle tidlige trender.

Figur 3.7. Vertikal transport i planktonets hovedvækstperiode fra april til september i perioden 2000-2022 fordelt på de syv bassiner, Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, vestlige Østersø, Darss, sydlige Lillebælt samt Øresund.

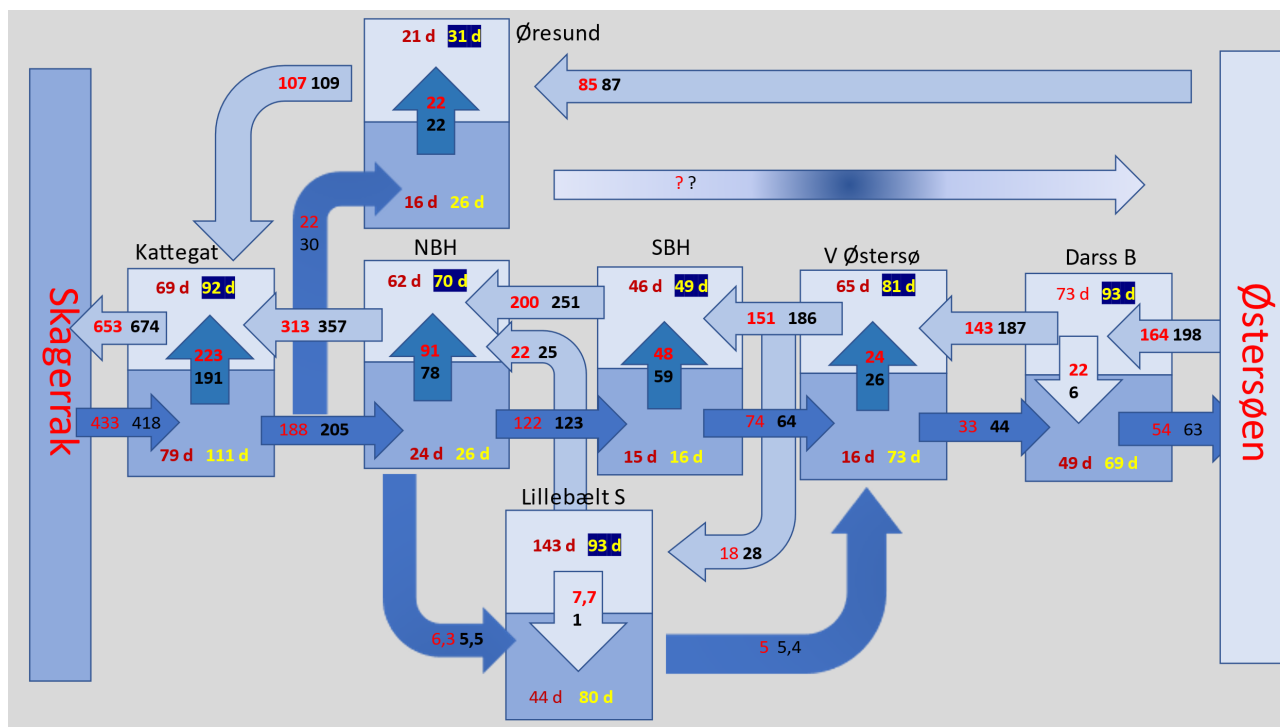


På baggrund af de samlede vandtransporter gennem de syv bassiner i de indre danske farvande, der forbinder Østersøen og Skagerrak, er det muligt at opstille et skema, der viser det generaliserede strømningsmønster for vandudvekslingen gennem de indre danske farvande i perioden april til september (figur 3.8). Området fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss er kendetegnet ved et vedholdende saltspringlag og modsatrettede nettovandtransporter i overflade- og bundlaget. Et konservativt estimat viser, at der, som gennemsnit for perioden 2000-2022, årligt cirkulerer ca. 934 km³ vand, der strømmer ind som bundvand fra Skagerrak og derefter strømmer ud som overfladevand sammen med den udstrømning, der kommer fra Østersøen (512 km³) tilsammen med tilførslen af ferskvand mellem Østersøen og Skagerrak. Under bundvandets sydgående transport gennem disse bassiner mod Østersøen opblandes bundvandet gradvist i overfladelaget og giver anledning til vertikale transport, der er karakteristiske for de enkelte bassiner.

Ud fra vandtransporterne mellem de enkelte bassiner og bassinernes volumen kan den gennemsnitlige opholdstid i bassinernes overflade- og bundlag bestemmes (volumen divideret med transport). Opholdstiden varierer med årstiden og mellem de enkelte bassiner. Opholdstiden er særlig vigtig om sommeren og efteråret, hvor en lang opholdstid i bundvandet øger risikoen for iltvind. I planteplanktons hovedvækstperiode fra april til september er der meget tydelige forskelle i opholdstiden mellem de forskellige bassiner. De strømfyldte bassiner i Bælthavet og Øresund har den korteste opholdstid, mens bundvandet i Lillebæltbassinet har en meget lang opholdstid. Der er dog meget store mellemårige forskelle i opholdstiden. De fleste bassiner har den længste opholdstid om sommeren grundet de generelt lavere vandtransporter.

I vækstsæsonen (april-september) strømmede der i gennemsnit (2000-2022) 418 km³ bundvand ind i de indre danske farvande (data ikke vist). Heraf blev der transporteret 191 km³ op i overfladelaget i Kattegat, yderligere 78 km³ i det nordlige Bælthav, 59 km³ i det sydlige Bælthav og 27 km³ i den vestlige Østersø. I Øresund var den gennemsnitlige opadgående transport på 22 km³, mens der i Darss Bassinet var en nedadgående nettovandtransport på 5 km³. I Lillebælt er den gennemsnitlige vertikale nettotransport tæt på nul og veksler mellem at være nedad- og opadgående. Ifølge denne beregning vil de resterende ca. 10 % (63 km³) af bundvandsindstrømningen fortsætte og

strømme over tærsklerne ind i Østersøen (Arkonabassinet). Som tidligere anført er disse transporter underestimeret, fordi der anvendes en fast dybdegrænse mellem overflade- og bundlag. Indstrømningen til Østersøen er yderligere underestimeret, fordi en del af overfladelagets indstrømning i realiteten sker via Øresund, som ikke er medregnet, da Drogden-tærsklen ligger højere end 15 m. Herudover sker en stor del af indstrømningen til Østersøen i forbindelse med enkeltstående stormhændelser, hvor vandstand og springlag ligger højere over bunden end normalt.



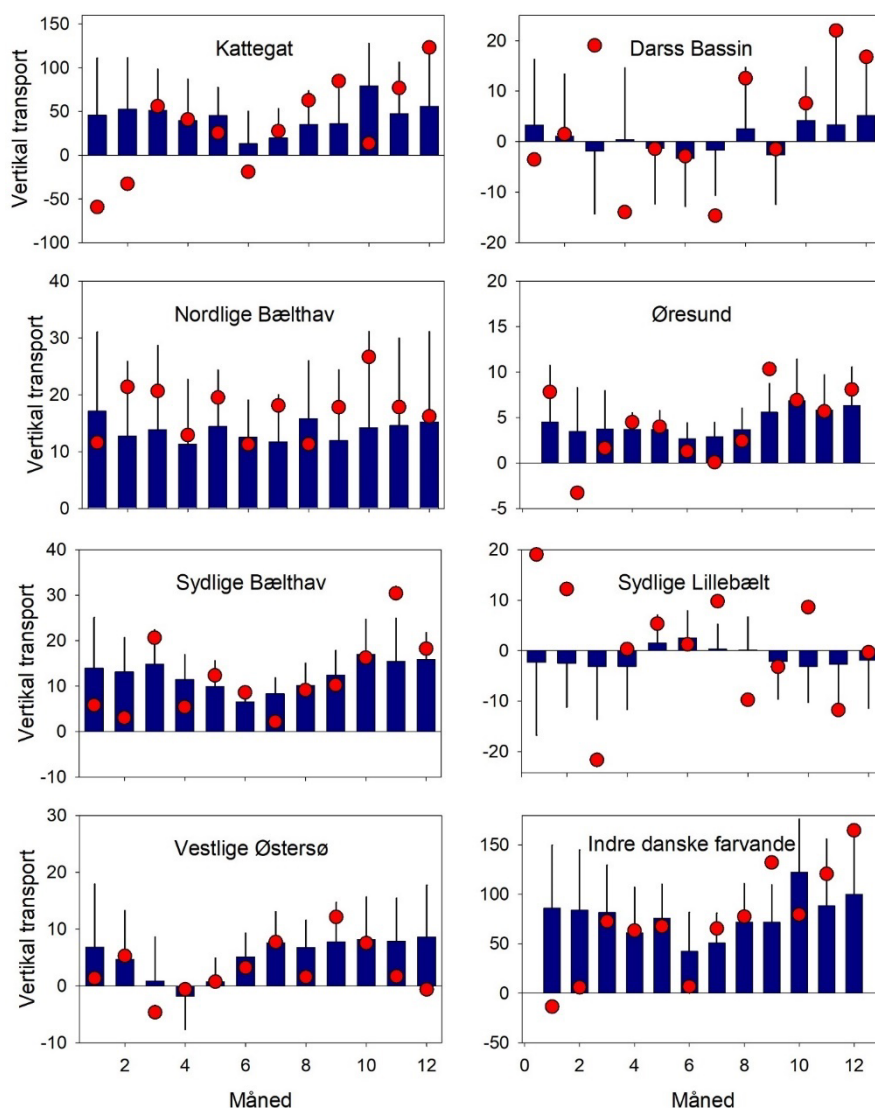
Figur 3.8. Modelberegning af vandets opholdstid i syv bassiner og vandudveksling mellem bassinerne i de indre danske farvande fra Skagerrak til Østersøen. Østersøen er defineret til at starte ved Drogden og Darss. Boksene angiver de enkelte bassiner og er ordnet i nedstrøms rækkefølge i forhold til bundvandstransporten, som er markeret med mørkeblå pile. Transporterne i overfladelaget er markeret med lyseblå pile. Opholdstiden i bassinernes overflade og bundlag er angivet som medianværdier i antal dage for hhv. perioden oktober-marts (røde tal) og perioden april-september (gule tal) og er udregnet på baggrund af månedlige transporter for 2000-2022. Alle transporter er angivet i km³ summeret over perioden for planteplanktonets hovedvækstperiode fra april til september som henholdsvis middelværdien for perioden 2000-2022 (røde tal) og 2022 (sorte tal). Den vertikale transport beskriver transporten hen over en horisontal flade i 15 meters dybde. Der er ikke taget højde for ferskvandstilførslen i beregningerne af den vertikale transport, hvilket giver en samlet usikkerhed på 10-15 km³ for alle transporterne i halvårsperioden.

Modelkørslerne viser, at der ud over den mellemårige forskel i den samlede vertikale transport forekommer sæsonvariation i de enkelte bassiner (figur 3.9).

Generelt er transporterne højest i vinterhalvåret. Det gælder for Kattegat, det nordlige og sydlige Bælthav samt Øresund. I de tre sydlige bassiner (sydlige Lillebælt, vestlige Østersø og Darss) veksler den vertikale vandtransport mellem at være op- og nedadgående. Der er en tendens til, at den opadgående transport dominerer om sommeren i det sydlige Lillebælt og i den vestlige Østersø. I Kattegat er den vertikale transport de fleste år meget lille midt på sommeren (juni-juli), mens der i mange år er en meget stor vertikal transport i oktober måned. I 2022 var dette sæsonmønster anderledes i Kattegat, da der var en nedadgående vandtransport i både januar og februar, hvor der i gennemsnit i perioden 2000-2022 for de to måneder samlet var en opadgående transport på ca. 100 km³. Normalt forekommer der en meget høj vertikal transport i oktober måned i Kattegat, men i 2022 var transporten på kun ca. 14 km³ i forhold til et månedsgennemsnit (2000-2022) på 79 km³. I det nordlige Bælthav var mønstret

det modsatte i oktober, da der var en meget høj transport i 2022. I 2022 var den samlede vertikale transport i de indre danske farvande karakteriseret ved en lav vertikal transport i januar, februar og juni, mens den vertikale transport var høj i september, november og december.

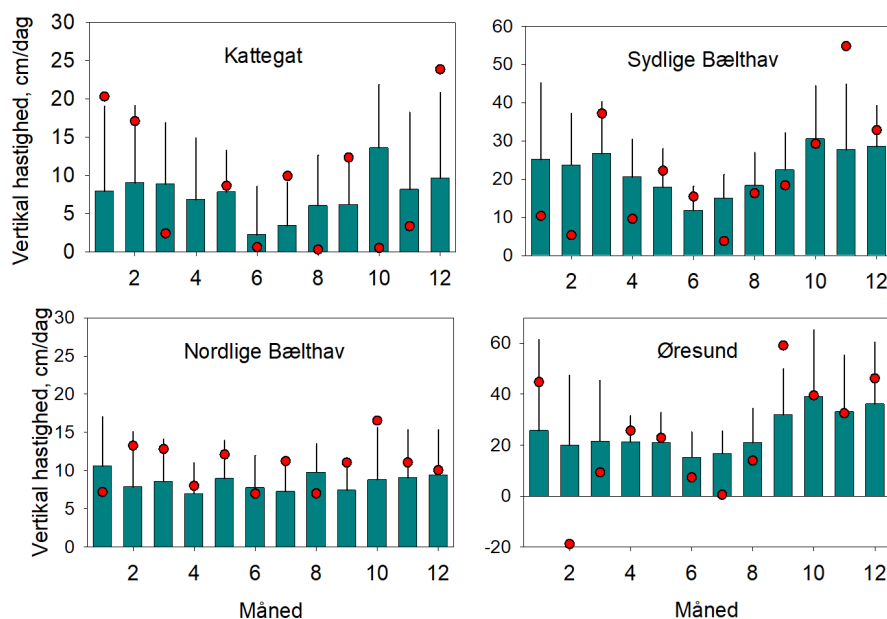
Figur 3.9. Den månedlige vertikale volumentransport gennem en horisontal flade i 15 meters dybde i de syv bassiner i de indre danske farvande samt for det samlede område gående fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss (indre danske farvande). Gennemsnit for 2000-2022 er angivet med søjler, og værdier for 2022 er angivet med røde symboler. Positive værdier er opadrettede transporter, og negative værdier er nedadrettede transporter. Alle transporter er angivet i km^3 . Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelsen for månedsmidlerne for perioden 2000-2022.



Betydningen af den vertikale volumentransport for næringsstoftransporten til planteplanktonet afhænger af det areal, transporten er fordelt henover (dvs. hvor stort et areal af overfladelaget nyder godt af de tilførte næringsstoffer). Den gennemsnitlige vertikale hastighed på tværs af saltspringlaget (antages at ligge i 15 m) kan beregnes som den samlede fluks (volumentransport per dag) divideret med arealet af fladen i 15 meters dybde. I de fire bassiner, hvor vandtransporten er konsekvent opadgående, dvs. Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav og Øresund, forekommer de højeste vertikale hastigheder i det sydlige Bælthav og i Øresund, hvor hastighederne har et månedsgennemsnit på 20-40 cm/dagen (figur 3.10). Det skyldes de høje horisontale strømhastigheder i Øresund og i Bælthavet, der forårsager en medrivning af bundvandet. Forskellen mellem det nordlige og sydlige Bælthav skyldes, at de meget høje strømhastigheder, der typisk forekommer midt i Bælthavet, når der er ind- eller udstrømningshændelser til Østersøen, udgør en relativt mindre andel af arealet af det nordlige Bælthav. De høje vertikale hastigheder i Øresund og det sydlige Bælthav svarer til, at 1-2 % af volumen af det 15 m tykke

overfladelag dagligt udskiftes med bundvand. Det er ikke muligt at bestemme korttidsvariationen i den vertikale transport (fx daglige) pga. den måde, som modelresultaterne er integreret på. Det må dog formodes, at der er meget stor korttidsvariation i den vertikale transport.

Figur 3.10. Gennemsnitlig (2000-2022) månedlig vertikal hastighed i bassinerne Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav og Øresund. Linjerne angiver standard-afvigelser. Værdier for 2022 er angivet med røde symboler. Bemærk, at skalaen på y-aksen varierer mellem figurene.



Betydningen af den vertikale transport for planktonets produktion

Strømningsmønstret i de indre danske farvande er med til at forme de enkelte bassiners karakteristiske vandkemi og økologiske processer. Denne påvirkning kan beskrives og relateres til forholdsvis simple mål som fx vandets opholdstid og den vertikale transport set i forhold til bassinernes bidrag til vandudvekslingen mellem Østersøen og Skagerrak. I plante-planktonets vækstperiode er der en kemoklin mellem det *autotrofe* overfladelag (positiv nettoprimærproduktion) og det *heterotrofe* bundlag (overvejende nedbrydningsprocesser af organisk stof). I den periode har den vertikale vandtransport særlig stor betydning for planktonets produktion, fordi der bringes nye næringsstoffer op i det næringsfattige overfladelag. I de indre danske farvande er det opløst uorganiske kvælstof (DIN), der hovedsageligt består af nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+), som er opbrugt i overfladelaget i sommerhalvåret. På det tidspunkt findes der stadig DIN, især som nitrat, i bundvandet i Kattegat. I Bælthavet, Øresund og Lillebælt udgør ammonium, der frigives ved nedbrydning af organisk stof, imidlertid en relativt større andel af DIN. Når DIN bliver transporteret op i overfladelaget, vil det hurtigt blive optaget af planteplanktonet. Den derved opbyggede biomasse vil, på grund af de dominerende strømretninger i overflade- og bundlag, blive transporteret i nordlig retning mod Skagerrak med overfladestrømmen. Denne pulje af organisk stof vil dog gradvist synke ud af overfladelaget og blive nedbrudt under iltforbrug og frigive ammonium. Det ammonium, der frigives fra partikulært bundet kvælstof (PON) i overfladelaget, vil hurtigt blive optaget af planteplanktonet igen og bidrage til primærproduktionen i overfladelaget (re-cyklet produktion). Når det organisk stof synker ned i bundlaget, vil PON blive transporteret i sydgående retning, indtil materialet når havbunden. Det ammonium, der frigives fra PON i bundlaget, vil ligeledes blive transporteret med bundstrømmen i sydlig retning mod Østersøen. Puljen af ammonium vil undervejs blive transporteret op i overfladelaget igen med den vertikale vandtransport. Det samlede resultat vil være en nettotransport i overfladelaget af organisk

bundet kvælstof i form af plankton i retning mod Skagerrak, og en transport af DIN i bundlaget i retning mod Østersøen. Men som beskrevet, vil der også ske en tilbageholdelse og recirkulering af kvælstof pga. af den estuarine cirkulation og sedimentationen af PON, som bringer kvælstoffet tilbage i den sydgående bundstrøm.

Da strømningsmønstret principielt er det samme i alle de bassiner, hvor den vertikale nettovandtransport er opadgående, forstærkes effekterne af disse stoftransporter på de vandkemiske gradienter, efterhånden som vandet strømmer fra det ene til det andet bassin. Hvis man fx følger ændringerne i bundvandslagets vandkemi igennem de bassiner, der forbinder Skagerrak med Østersøen i nedstrøms retning dvs. Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, Vestlige Østersø og Darss, er der en tredobling af ammonium-koncentrationen, når bundvandet er nået til bassinerne i det nordlige og sydlige Bælthav (*Hansen & Høgslund 2020*). Det kan forklares med, at der til hvert bassin sker en horisontal tilførsel af ammonium fra nedbrydnings-processerne i bundvandet i opstrømsbassinerne, samtidigt med at der frigøres ammonium fra PON, der synker ud af overfladelaget lokalt. Bundvandet strømmer herefter videre til næste bassin, hvor der tilføres yderligere ammonium osv. I overfladelaget er klorofyl-koncentrationen (dvs. biomassen af planteplankton) tilsvarende forhøjet med en faktor to i det nordlige og sydlige Bælthav samt i den vestlige Østersø.

Det må forventes, at år-til-år variationerne i de hydrografiske forhold påvirker vandkemien forskelligt i de forskellige bassiner og kan bidrage til at forskyde både mønstrene i primærproduktion og vandkemi. Fx viser modelleringen, at der er sket en gradvis reduktion i den vertikale transport i Kattegat i løbet af perioden 2000-2021, mens der længere sydpå i Bælthavet er sket en svag stigning. Dette kan, alt andet lige, have medført en lavere primærproduktion i Kattegat og tilsvarende en svag øgning af primærproduktionen i Bælthavet. Hvis en større andel af primærproduktionen foregår i Bælthavet, vil sedimentationen af organisk materiale (og dermed den dertil knyttede iltgæld) også være blevet forskudt i sydlig retning. I 2022 blev denne tendens dog brudt, idet den vertikale transport i Kattegat var markant forøget i forhold til de forudgående fem år.

3.3 Sammenfatning

- I 2022 var den samlede vandtransport fra Østersøen gennem de indre danske farvande på 432 km³, hvilket er lavere end gennemsnittet for perioden 2000-2022 (512 km³).
- Den relative fordeling af udstrømningen fra Østersøen gennem hhv. Øresund og Storebælt viser, at der strømmer relativt mere vand ud gennem Øresund i perioder, hvor udstrømningen er lav fra Østersøen.
- Bundvandsindstrømningen til Kattegat fra Skagerrak i 2022 var 904 km³, hvilket er lavere end gennemsnittet for perioden 2000-2022 (999 km³).
- I vækstsæsonen var den vertikale vandtransport i de indre danske farvande i 2022 på 409 km³. Dermed blev den nedadgående trend for perioden 2000-2021 brudt. Den gennemsnitlige vertikale transport for perioden 2000-2022 var på 375 km³.
- En kortlægning af vandtransporterne gennem syv bassiner i de indre danske farvande viser store forskelle mellem bassinernes opholdstider og vertikale transport. Det kan, sammen med bassinernes placering i forhold til Østersøen og Skagerrak, forklare en stor del af de geografiske forskelle i vandkemi og økologiske processer.

Del 2 Tilstand og udvikling i miljø og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af vejræssige forhold som solindstråling, vind, temperatur og nedbør. Desuden påvirkes havets miljøindikatorer af menneskelige aktiviteter bl.a. i form af tilførsel af næringsstoffer, miljøfarlige stoffer, fiskeri og klimaforandringer, hvilket komplicerer årsagssammenhængene. Påvirkningerne er dynamiske, og miljøindikatorerne responderer ved at variere hen over året og mellem år. Som udgangspunkt kan indikatorernes år til år-variation opdeles i en naturlig og en menneskeskabt komponent. Miljø- og naturtilstanden er således underlagt en naturlig variation, som delvist kan skjule den påvirkning, der 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, hvorved ændringer forårsaget af menneskelige aktiviteter tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række miljøindikatorer i denne rapport ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i den ikke-klimarelaterede del af miljøpåvirkningen, men de fortæller ikke nødvendigvis noget om den aktuelle miljøtilstand, som er styret af de faktiske og ikke de klimakorrigerede forhold.

Klimaforandringer kan både skyldes naturlig variation og menneskelig aktivitet. Det er dog meget vanskeligt at adskille den naturlige og den menneskeskabte komponent af klimaforandringerne. De klimakorrigerede data i denne rapport er normaliseret i forhold til år til år-variationen i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande, da tilførslen af næringsstoffer, især kvælstof, er korreleret med afstrømningen. En videreudvikling af klimakorrekktionerne til at omfatte andet end afstrømning vil kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

Bilag 3 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte afstrømningskorrektion i denne rapport.

I analyserne af måneds- eller år til år-variationen i data anvendes et generelt indeks eller en middelværdi beregnet ud fra alle målinger i den enkelte måned eller i det enkelte år for hver af indikatorerne. Derved fås et nationalt billede af tilstand og udvikling, som udjævner forskelle mellem lokaliteter. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (fjorde og kystvande) og mere åbne havområder (åbne indre farvande samt Nordsøen og Skagerrak), da disse farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden. For enkelte parametre er der lavet yderligere opdeling inden for farvandstyperne for bedre at kunne beskrive udviklingen. Lokale forhold kan i nogle tilfælde være forskellige fra det forholdene beskrevet for farvandstyper eller nationalt.

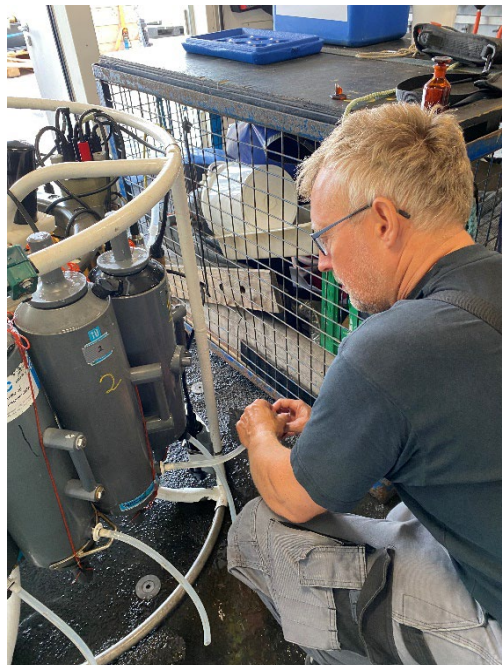
Bilag 1 indeholder kort og lister over inddelingen af vandkemistationer i farvandstyper.

4 Næringsstofkoncentrationer

Jacob Carstensen

Eutrofiering skyldes hovedsageligt en stor tilførsel af næringsstoffer, som medfører en forøget produktion af bl.a. planteplankton med deraf afledte effekter. Næringsstofkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder og indgår desuden til at understøtte klassifikationen af de biologiske elementer i de europæiske direktiver. Kvælstof (N) og fosfor (P) er de næringsstoffer, der primært begrænser havets primærproduktion. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i havet afhænger af tilførslerne fra land, atmosfære, sediment (intern belastning) og ud-

veksling med andre farvande samt fjernelse ved permanent begravelse i sedimenterne og denitrifikation (kun kvælstof). Desuden vil optag i planteplankton i vandsøjlen samt mikroalger og planter på bunden binde næringsstoffer, som for størstedelens vedkommende dog frigives igen, når organismerne dør og mineraliseres. Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) optages direkte af havets planter, mens opløst organisk kvælstof og fosfor oftest skal omsættes bakterielt, før det kan optages af planterne. Den totale pulje af kvælstof (TN) og fosfor (TP) består således både af opløste og partikulære såvel som af organiske og uorganiske forbindelser. Planteplankton har gennemsnitligt behov for opløst uorganisk kvælstof og fosfor i molforholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave molforhold (< 10) indikerer, at kvælstof potentielt er begrænsende for primærproduktionen, mens høje molforhold (> 20) indikerer potentiel fosforbegrænsning. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringsstof for kiselalger.



Miljøskibstræf 2022 – indsamling af vandprøver.
Foto: Jens Würglér Hansen.

4.1 Metoder og datagrundlag

Dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2022. Prøver er indsamlet og analyseret og data behandlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af de vandkemiske parametre (Fossing & Hansen 2018). For de åbne indre farvande er datagrundlaget suppleret med svenske data fra Sveriges Meteorologiske Institut (SMHI).

NOVANA-prøverne er analyseret af forskellige laboratorier gennem tiden, men hovedsageligt af Eurofins frem til 2016, hvorefter ALS analyserede prøverne frem til marts 2017, inden de igen overgik til Eurofins. Fra 2019 blev analyserne af næringsstofkoncentrationer igen foretaget af ALS-laboratoriet, indtil MST valgte at hjemtage opgaven fra november 2020. Desuden blev håndteringen af prøver ændret i 2020, dels så filtrering af prøver (opløste forbindelser) fra 1. januar i videst muligt omfang foregår på skibet kort efter prøvetagning, og dels så fryses prøverne fra 1. november umiddelbart efter prøvetagning og evt. filtrering indtil analyse på laboratoriet senest en måned efter prøvetagning. Tidligere blev prøverne sat på køl umiddelbart efter prøvetagning og bragt til laboratoriet, hvor de blev filteret og analyseret inden for henholdsvis 8 og 24 timer. Der er indikationer på, at frysning af vandprøverne fører til forhøjede niveauer af uorganisk fosfor. Dette er under udredning. Forhøjede niveauer af uorganisk fosfor vil medføre undervurdering af organisk fosfor.

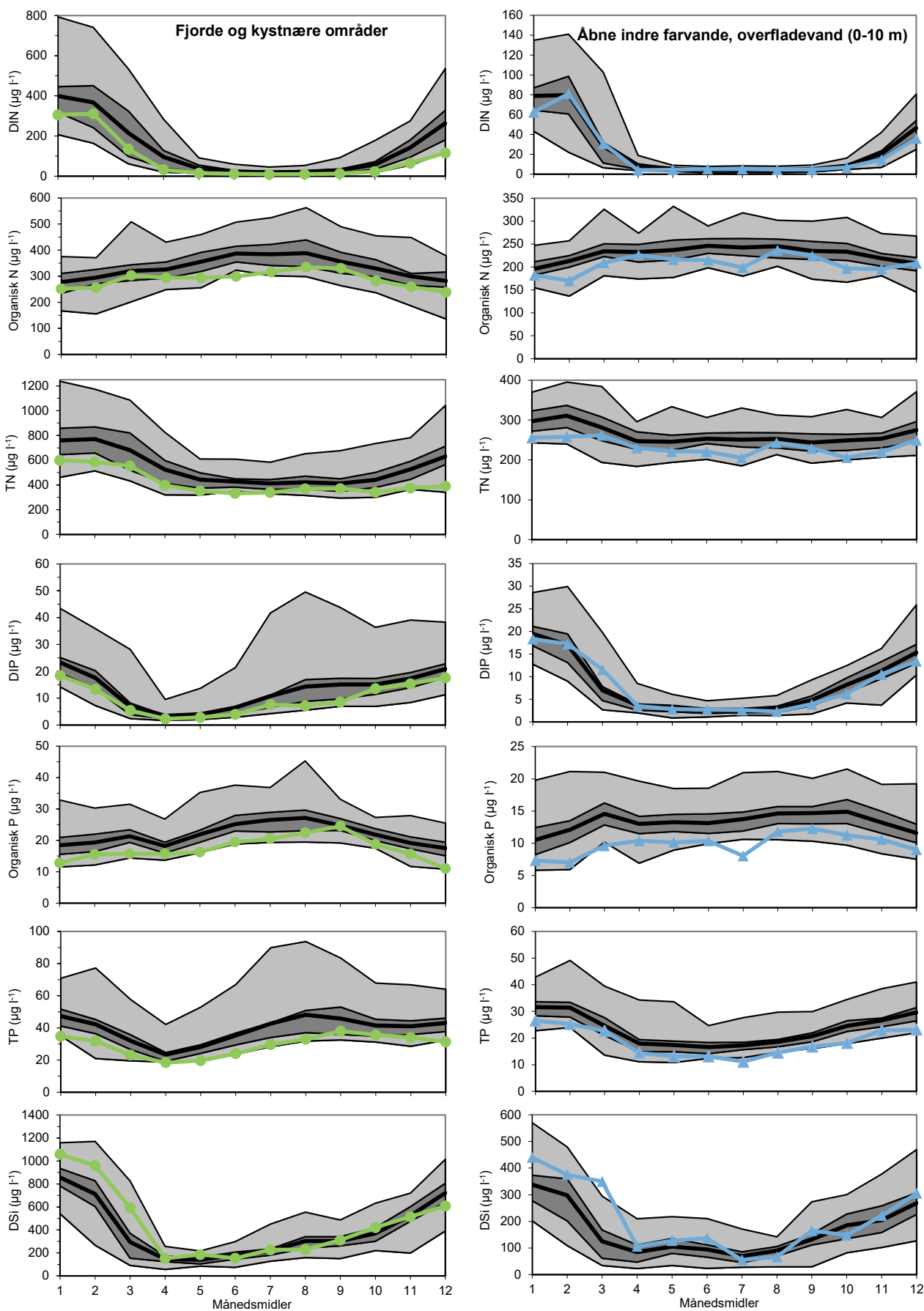
Totalkoncentrationer af kvælstof målt med den utilstrækkelige oxidation med UV i perioden 2004-2017 er genoprettet i databasen ud fra relationer i *Carstensen 2020*. Efterfølgende er der, ved sammenligning af data fra danske laboratorier med svenske SMHI-data på stationer i de åbne farvande, opdaget systematiske forskelle i analyser af TN og TP målt med autoklave (og i genoprettede UV-baserede målinger) mellem forskellige laboratorier og perioder, hvilket potentielt kan medføre for lave koncentrationer for de organiske fraktioner i perioden 2004-2018 og for høje koncentrationer for de organiske fraktioner i 2019. Årsmidler fra disse perioder er derfor markeret i figurer for at indikere denne problemstilling. Data fra 2020, hvor både ALS og MST analyserede prøver, viser derimod en god overensstemmelse med SMHI-data for TN og TP, og derfor vurderes disse data at give et mere retvisende billede.

Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande og Nordsøen-Skagerrak (*Bilag 1*). Månedsmidler og årsmidler af næringsstofkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 2*). Klimakorrigerede årsmidler er beregnet ud fra ferskvandsafstrømningen (*Bilag 3*). Den tidlige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2022 og for perioden 2013-2022.

4.2 Sæsonvariation i 2022

Fjorde og kystvande samt overfladevand i de åbne indre farvande

Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) og kvælstof (DIN) har været faldende siden henholdsvis slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og niveauerne i 2022 var også forholdsvis lave for de uorganiske næringsstoffer. For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2022 i fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af månedsmidlerne for perioden 1989-2021 (langtidsmidlen) (*figur 4.1*).



Figur 4.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i 2022 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2021). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå), nedre og øvre kvartil (mørkegrå) samt middelværdien (fed sort linje).

Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var relativt høj i februar og marts i forhold til de sidste tre år, men var ellers stort set under den nedre kvartil for langtidsmidlen i alle andre måneder. DIN-månedsmiddel i december 2022 var den hidtil laveste for denne måned. De generelt lave DIN-koncentrationer skyldes den forholdsvis lave afstrømning fra maj til december (*kapitel 2*), hvilket har medført en lav tilgængelighed af DIN igennem det meste af den produktive periode. De relativt høje DIN-koncentrationen i februar og marts skyldes en usædvanlig våd februar og deraf større afstrømning efterfølgende. Koncentrationerne af total kvælstof (TN) og organisk N var lavere end langtidsmidlen med undtagelse af marts og september, hvilket for marts skyldes den høje afstrømning i februar, mens der i september formodentlig har været en vis frigivelse af kvælstof fra sedimentet grundet iltsvind. I juni var månedsmidlerne for både organisk N og TN de hidtil laveste siden 1989. Den meget lave DIN-koncentration i december påvirkede også månedsmidlen for TN, men ikke for organisk N.

DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande var ligesom i fjorde og kystvande relativt høj i februar og marts i forhold til de senere år og på niveau med middelværdien for langtidsmidlen, mens månedsmidlerne generelt var lave i de andre måneder. Der var et markant fald i DIN-koncentrationen i marts og april, som det ofte ses i forbindelse med kraftige forårsopblomstringer. Koncentrationen af organisk N varierede mellem 170 og 240 $\mu\text{g l}^{-1}$ hen over året med højere værdier i måneder domineret af udstrømmende Østersøvand (*kapitel 2*). Samme forhold gjorde sig gældende for TN, hvor relativt høje koncentrationer i marts, april, august, september og december faldt sammen med relativt lavere saliniteter (*figur 2.1*).

DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande var generelt lav igennem det meste af året. Dog steg DIP-koncentrationen markant i oktober, hvilket formentlig skyldes udpræget kvælstofbegrænsning, som resulterer i et mindre forbrug af DIP. DIP-koncentrationen var forholdsvis lav i august og september, hvor der ofte frigives DIP fra sedimentet pga. iltsvind. Der var meget iltsvind i fjorde og kystvande i september, idet iltsvindets udbredelse var den tredjestørste siden 2008 (*kapitel 6*). Så den relativt lave DIP-koncentration skyldes formodentlig, at iltsvindet hovedsageligt forekom i de samme områder som i de senere år, hvor puljen af DIP i sedimentet er udtyndet som følge af tidligere års iltsvind, samt at en del af den frigivne DIP er blevet eksporteret til de åbne indre farvande. Desuden er en del DIP optaget i alger i forbindelse med den relativt store vækst hen over sommeren og det tidlige efterår. TP-koncentrationen var ligeledes relativt lav igennem det meste af året med de hidtil laveste månedsmidler for april og december. TP-koncentrationen steg svagt i september, hvilket bl.a. skyldtes en stigning i organisk P. Koncentrationen af organisk P var lav (nedre kvartil) igennem hele året med undtagelse af september. De forholdsvis lave fosforkoncentrationer igennem det meste af året skyldes hovedsageligt den relativt lave afstrømning i starten af året og den tilsyneladende begrænsede fosforfrigivelse fra sedimentet i tilknytning til det ret omfattende iltsvind i de kystnære områder.

DIP-koncentrationen i de åbne indre farvande var relativt høj i januar, februar og især i marts. Det skyldes formodentlig en lidt lavere afstrømning i efteråret 2021 og markant lavere afstrømning i januar 2022, som har reduceret tilførslen af kvælstof og dermed algevæksten, hvilket har begrænset optaget af DIP. Forholdet af ændringen i DIN- og DIP-koncentrationen fra februar til marts ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DIP}=20$) stemmer pænt overens med Redfield-forholdet (16:1), hvilket understøtter, at den højere månedsmiddel i marts skyldes et lavere optag af DIP end normalt. I resten af året fulgte DIP-koncentration det forventede sæsonmønster ud fra langtidsmidlerne. Det begrænsede P-optag i marts var

også tydeligt for organisk P, idet månedsmidlen var den hidtil laveste. TP-koncentrationerne var meget lave fra juni til oktober med de hidtil laveste registrerede månedsmidler for juli og august. Da TN-koncentrationen ikke var tilsvarende lav, indikerer det en mindre opblanding over springlaget i disse måneder, hvor vindhastigheden var forholdsvis lav (*figur 2.1*). Organisk P var usædvanligt lav i juli sammenholdt med langtidsmidlen, hvilket skyldes en rekordlav TP-koncentration og en relativt høj DIP-koncentration. Det er muligt, at den usædvanlig lave organiske P skyldes forhøjede DIP-koncentrationer som følge af metodeændring fra og med november 2020 med nedfrysning af prøver. Da organisk P bestemmes som differencen mellem TP og DIP, kan frysningseffekten forklare den usædvanligt lave koncentration af organisk P i juli. Den potentielle effekt af denne metodeændring gør det derfor vanskeligt at fortolke sæsonvariationen af DIP og organisk P.

DSi-koncentrationen i fjorde og kystvande var forholdsvis høj i januar-marts og maj, hvorimod månedsmidlerne var på niveau med langtidsmidlen i de andre måneder. Den høje DSi-koncentration i starten af året skyldtes en tiltagende akkumulering i efteråret 2021 foruden et relativt lavt DSi optag i januar og februar. Forårsopblomstringen i marts var formentlig domineret af kiselalger, idet ændringerne i DIN- og DSi-koncentrationen fra februar til marts ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}=0,96$) stemmer overens med Redfield-forholdet for kiselalger (1:1). Den lave afstrømning fra land igennem det meste af året har medført en lavere tilførsel af DSi, men den tilsvarende lave tilførsel af DIN har reduceret produktionen og dermed optaget af DSi, så DSi-koncentration samlet set lå omkring langtidsmidlen fra juni og året ud.

DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande var ligeledes meget høj i årets første tre måneder, hvorefter koncentrationen fulgte niveauet for langtidsmidlen med mindre variationer som følgende af ændringer i udstrømningen fra Østersøen og optag i kiselalger. DSi-koncentrationen i marts var den hidtil højeste, og koncentrationen faldt kun ganske lidt fra februar til marts. Ændringerne i DIN- og DSi-koncentrationen fra februar til marts ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}=4$) afveg kraftigt fra Redfield-forholdet for kiselalger (1:1) og indikerer, at den tidlige forårsopblomstring var domineret af andre arter end kiselalger. Den kraftige stigning i DSi-koncentrationen i september kan være forårsaget af opblanding af bundvand i forbindelse med kraftigt blæsevejr i midten af september.

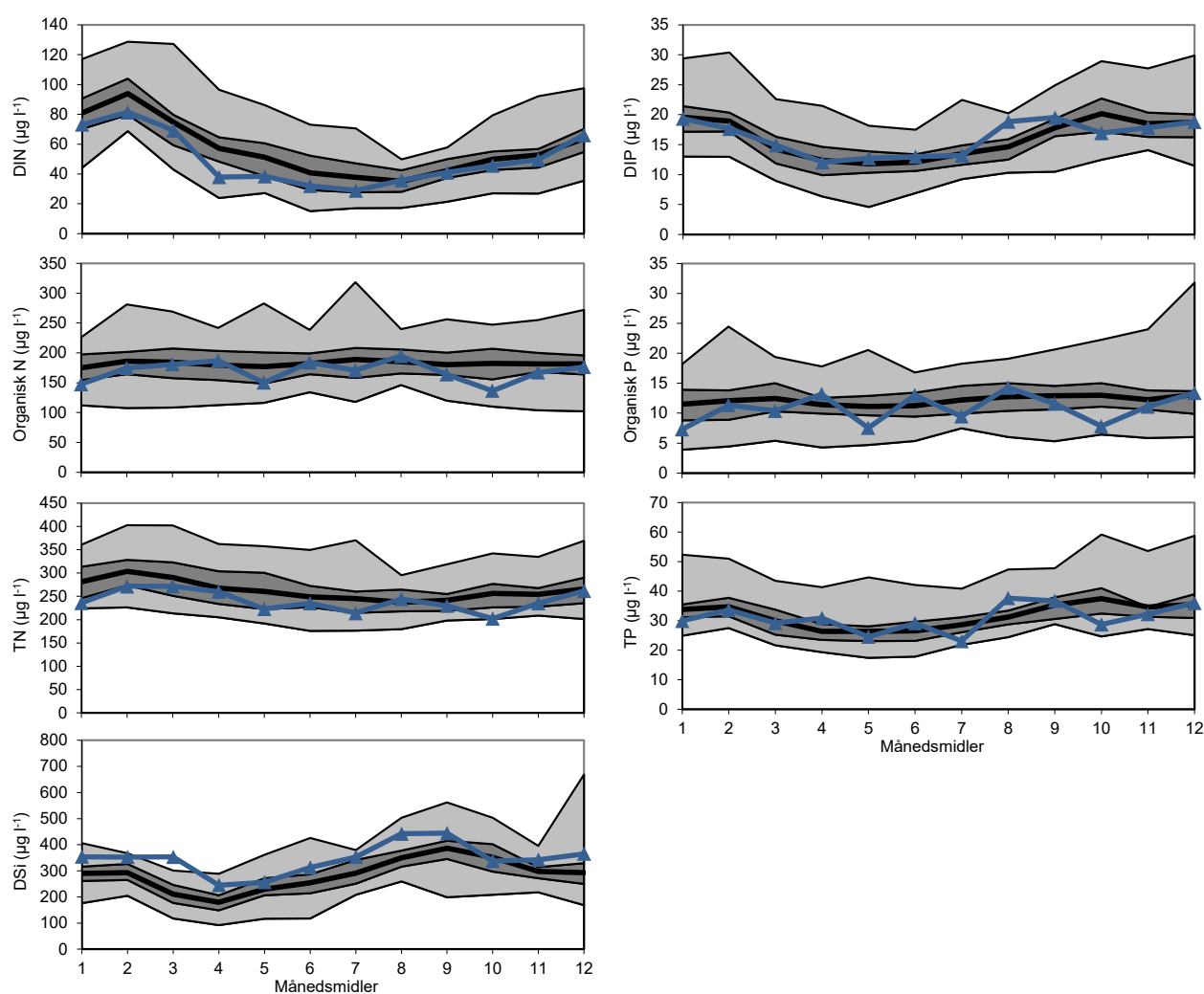
Bundvand

DIN-koncentrationen i bundvandet i det nordlige Kattegat var generelt lav (typisk < 120 mod normalt $\sim 150 \mu\text{g l}^{-1}$) i januar og februar, og saltholdigheden var hovedsageligt ca. 33-34 ‰ (data ikke vist). Der har derfor ikke været den store påvirkning af indtrængende vandmasser fra den Jyske Kyststrøm eller centrale Nordsø på bundvandet i Kattegat i starten af året. Signaturerne for bundvandet i det sydlige Kattegat, Øresund og Storebælt ændrede sig ikke i løbet af foråret, hvilket indikerer, at der ikke har været en større indstrømning fra Nordsøen.

DIN-koncentrationen i de åbne indre farvande var forholdsvis høj i marts, hvorefter koncentrationen faldt til omkring $40 \mu\text{g l}^{-1}$ i de efterfølgende måneder (*figur 4.2*). Fra august og året ud var DIN-koncentrationen på niveau med langtidsmidlen. De forholdsvis rolige vindforhold og en stærkere lagdeling (data ikke vist) fra april til juli har formentlig holdt bundvandet isoleret uden større ændringer i kvælstofkoncentrationerne. Koncentrationerne af organisk N og TN varierede omkring den nedre kvartil og langtidsmidlen med undtagelse af oktober,

hvor niveauet var noget lavere. Dette skyldes formentlig en større påvirkning af Nordsøvand (*kapitel 2*), som har et relativt lavere indhold af organisk N.

DIP-koncentrationen fulgte langtidsmidlen igennem det meste af året, dog med en væsentlig højere koncentration i august-september og en lavere koncentration i oktober. De højere niveauer i august og september skyldes markant udbredt iltsvind i de indre farvande (*kapitel 6*), hvorimod den øgede indstrømning i oktober, som følge af kraftig vind fra syd, sænkede DIP-koncentrationen væsentligt. Organisk P fulgte det forventede sæsonmønster, dog med noget lavere niveauer i januar, maj og oktober. TP-koncentrationen var høj i august og september formodentlig hovedsageligt pga. udbredt iltsvind, hvorimod juli og oktober havde lave koncentrationer. Den lavere TP-koncentration i juli kan skyldes kraftigere vind (*kapitel 2*) og dermed opblanding med overfladelaget, som har en noget lavere TP-koncentration. Derimod er den lavere TP-koncentration i oktober relateret til en større indstrømning fra Nordsøen.



Figur 4.2. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSI i 2022 for bundvandet (≥ 15 m) i de åbne indre farvande sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2021). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

DSi-koncentrationen var rekordhøj i marts, hvilket skyldes en stor påvirkning af udstrømmende Østersøvand efter to måneder med kraftig vind fra vest og sydvest (*kapitel 2*). Desuden var DSi-koncentrationen forholdsvis høj i januar og februar, hvilket bekræfter, at bundvandet ikke var voldsomt påvirket af indstrømmende Nordsøvand, som medfører lavere koncentrationer. DSi-koncentrationen var også høj i august og september, hvor der var reduceret udskiftning af bundvandet, hvilket medførte udbredt iltsvind og akkumulering af DSi.

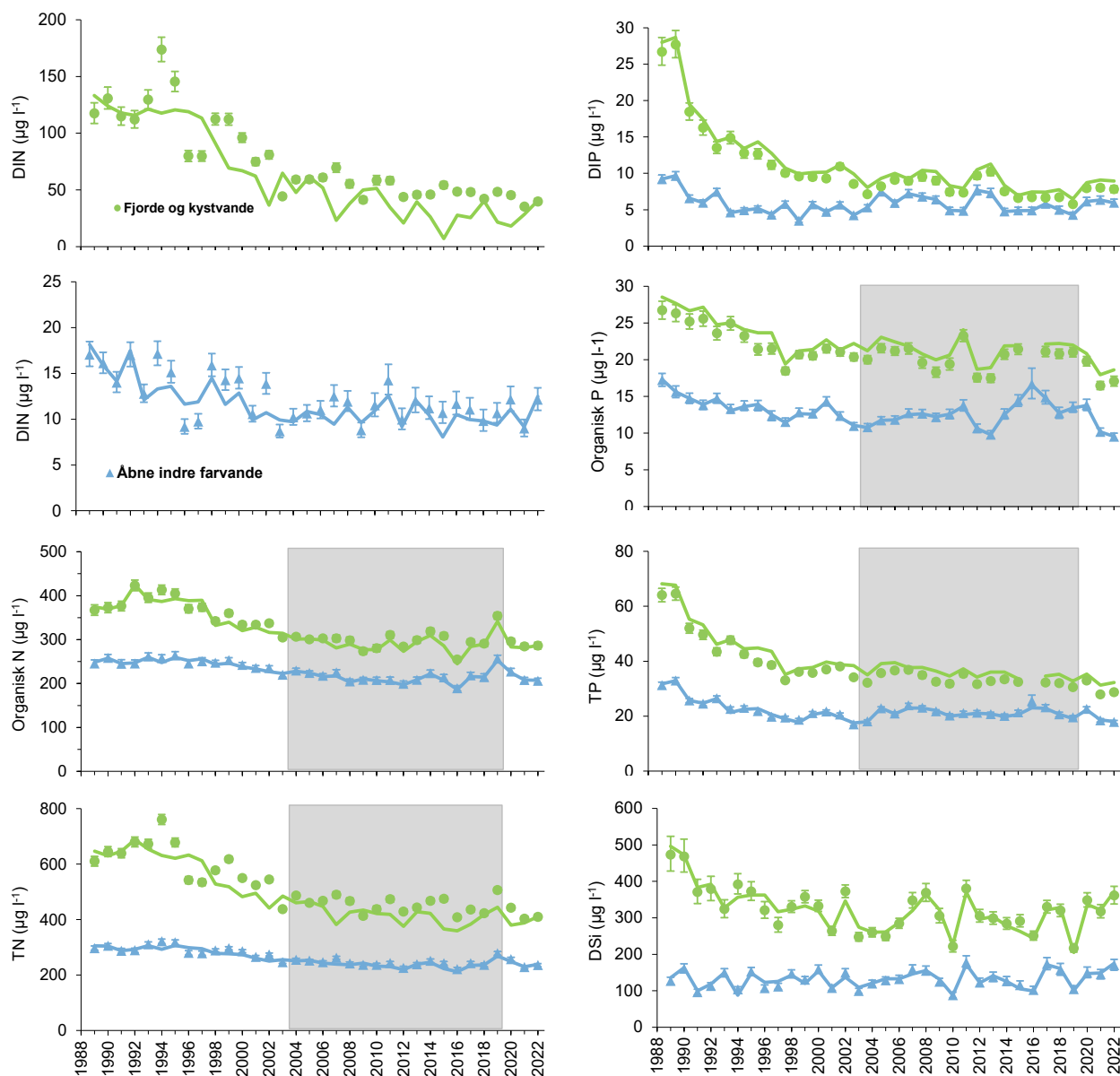
4.3 Tidslig udvikling i fjerde og kystvande

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2022 var årsmidlen for DIN-koncentrationen $40 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er lidt lavere end det gennemsnitlige niveau for de forudgående ti år (46, *figur 4.3*). Koncentrationen faldt markant fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med årsmidler i intervallet $40\text{-}60 \mu\text{g l}^{-1}$. DIN-koncentrationen i 2022 var reduceret med 69 % i forhold til middelniveauet for perioden 1989-1994. TN-koncentrationen i 2022 var lav ($409 \mu\text{g l}^{-1}$) og kun lidt højere end den hidtil laveste ($404 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2021), hvilket er 39 % lavere end for perioden 1989-1994 og 8 % lavere end de forrige 10 år. Organisk N var på niveau med koncentrationerne for de seneste 20 år. Koncentrationerne af organisk N og TN faldt fra midten af 1990'erne og frem til 2003 og har ikke ændret sig markant siden. Kvælstofkoncentrationerne i 2022 var dog generelt relativt lave.

Korrigeres der for år-til-år variationerne i afstrømningen, var kvælstofkoncentrationerne i 2022 på niveau med de seneste 10-15 år. Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2022 med middelniveauet for 1989-1994, er der sket et fald på 67 %, 26 % og 37 % for henholdsvis DIN, organisk N og TN.

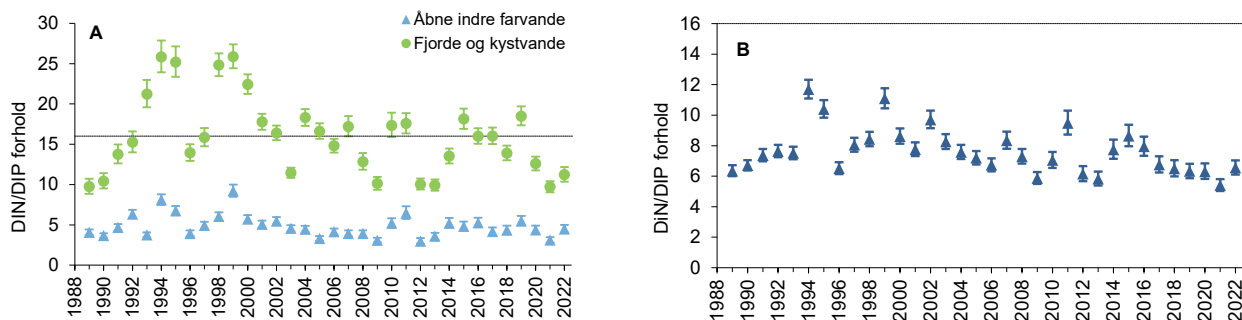
Fosforkoncentrationerne faldt markant i 1980'erne og starten af 1990'erne som følge af udbygningen af spildevandsrensningen (*Riemann m.fl. 2016*). Årsmiddelkoncentrationen for DIP i 2022 ($7,8 \mu\text{g l}^{-1}$) var på niveau med gennemsnittet for årsmidlerne siden 2003 ($7,9 \mu\text{g l}^{-1}$). De relativt høje DIP-koncentrationer i 2020-2022, sammenlignet med 2014-2019, skyldes et mindre optag af DIP som følge af øget N-begrænsning og formodentlig skiftet fra køl til frys for opbevaring af prøverne. I forhold til 1989 er DIP reduceret med 71 % i 2022. Organisk P og TP-koncentrationen i 2022 var de næstlaveste, kun undergået af 2021.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 200 og $400 \mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2022 ($362 \mu\text{g l}^{-1}$) var den højeste siden 2011. DSi-niveauet er normalt resultatet af tre faktorer: kiselalger (øget mængde sænker niveauet), kvælstofbegrænsning (øget begrænsning giver højere niveau) og vand fra den centrale Nordsø (øget mængde sænker niveauet). Det relativt høje niveau i 2022 skyldes hovedsageligt et reduceret optag som følge af en forholdsvis høj kvælstofbegrænsning samt et akkumuleret DSi-overskud fra 2021.



Figur 4.3. Årsmiddelkoncentrationer (symboler m. \pm 95 % konfidensgrænser) og afstrømningskorrigerede årsmiddelkoncentrationer (linjer) for DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSI for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet (0-10 m) i de åbne indre danske farvande (0-10 m, ▲). For DIN er fjorde og kystvande afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

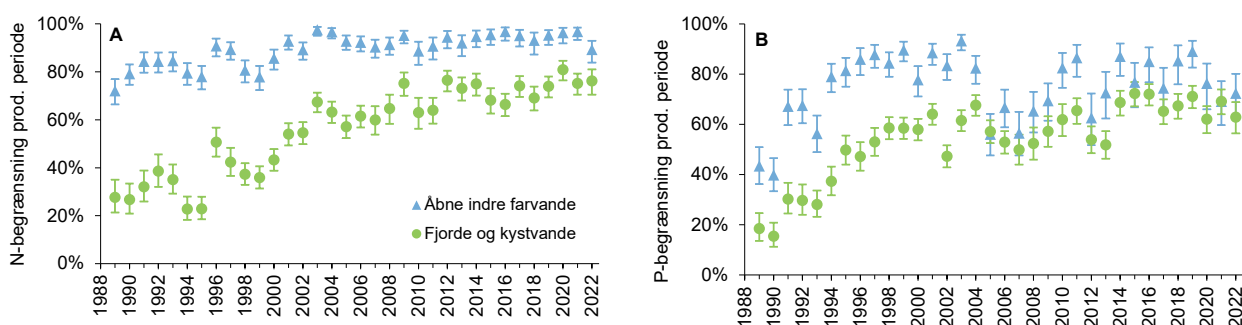
Molforholdet mellem årsmidler af DIN-koncentrationer og DIP-koncentrationer toppede i 1999 og har i de senere år varieret omkring Redfield-forholdet 16:1 (figur 4.4A). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidlige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og 2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2022 var molforholdet forholdsvis lavt, hvilket skyldes den lave afstrømning i vinter- og forårsmånederne og dermed generelt lave DIN-koncentrationer i forhold til DIP-koncentrationer, da N i højere grad end P følger afstrømningen.



Figur 4.4. Molforhold mellem årsmidlen ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) og B) bundvand (≥ 15 m) i de åbne indre farvande (▲). Linjerne angiver Redfield-forholdet.

Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende for væksten af planteplankton siden midten af 1990'erne, mest markant i perioden fra 1998 til 2003 (figur 4.5A). Kvælstofbegrænsningen i 2022 var blandt de højeste med 76 % af den produktive periode, hvilket er lidt højere end gennemsnittet for 2003-2021, hvor kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i ca. 70 % af den produktive periode. Den høje potentielle begrænsning skyldes den forholdsvis lave afstrømning og dermed lavere tilførsel af kvælstof fra land.

Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989 til 1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i 50-70 % af den produktive periode (figur 4.5B). Den potentielle fosforbegrænsning i 2022 (63 %) var gennemsnitlig for de seneste ti år. Niveauet for fosforbegrænsningen er bl.a. et resultat af en relativt høj kvælstofbegrænsning, som resulterer i lavere algevækst, mindre optag af DIP og dermed i et større overskud af DIP. En udtynding af puljen af DIP i sedimentet i de tilbagevendende iltsvindsområder kan have bidraget til en for de senere år normal fosforbegrænsning. Samlet set var den potentielle begrænsning af både kvælstof og fosfor forholdsvis høj på grund af de lavere tilførsler af næringsstoffer fra henholdsvis land og sediment.



Figur 4.5. Årsmiddel ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for potentiel begrænsning forårsaget af kvælstof (A) og fosfor (B) i fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) udregnet som sandsynligheden for, at koncentrationerne i den mest produktive periode (marts-september) lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN (til venstre) og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP (til højre)).

Både de ukorrigerede og de afstrømningskorrigerede næringsstofkoncentrationer udviste signifikante fald i perioden 1989-2022 (tabel 4.1). Derimod var der, med undtagelse af ukorrigeret TP og korrigeret organisk P, ingen signifikant udvikling over de seneste ti år for nogen af næringsstofkoncentrationerne. Dette bekræfter den overordnede tendens med de store ændringer i 1990'erne, hvorimod niveauerne for næringsstoffer har været mere eller mindre konstante siden 2003.

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

Område	Næringsstof	Ukorrigerede		Afstrømningskorrigerede	
		1989-2022	2013-2022	1989-2022	2013-2022
Fjorde og kystnære områder	DIN	-3,069 (<0,0001)	-1,096 (0,0514)	-3,539 (<0,0001)	1,630 (0, 2476)
	Org. N	-3,523 (<0,0001)	-0,740 (0,8103)	-3,744 (<0,0001)	0,453 (0,9013)
	TN	-8,123 (<0,0001)	-3,832 (0,3235)	-9,210 (<0,0001)	2,045 (0,6107)
	DIP	-0,385 (<0,0001)	-0,086 (0,5558)	-0,389 (<0,0001)	0,171 (0,1593)
	Org. P	-0,187 (<0,0001)	-0,234 (0,3191)	-0,192 (<0,0001)	-0,458 (0,0302)
	TP	-0,707 (<0,0001)	-0,470 (0,0170)	-0,718 (<0,0001)	-0,381 (0,0894)
	DSi	-2,835 (0,0054)	5,887 (0,2443)	-3,215 (0,0001)	10,339 (0,1346)
Overfladevand, åbne indre farvande	DIN	-0,147 (0,0003)	-0,068 (0,5870)	-0,162 (<0,0001)	0,200 (0,2425)
	Org. N	-1,520 (<0,0001)	0,832 (0,6930)	-1,558 (<0,0001)	0,997 (0,6969)
	TN	-2,311 (<0,0001)	0,286 (0,8825)	-2,422 (<0,0001)	1,635 (0,4694)
	DIP	-0,032 (0,1911)	0,015 (0,8909)	-0,032 (0,1901)	0,169 (0,0660)
	Org. P	-0,067 (0,0308)	-0,205 (0,4627)	-0,068 (0,0274)	-0,518 (0,0587)
	TP	-0,169 (0,0030)	-0,310 (0,2394)	-0,181 (0,0014)	-0,304 (0,2225)
	DSi	0,523 (0,2286)	3,551 (0,2296)	0,449 (0,2905)	5,897 (0,1382)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,566 (0,0003)	-1,186 (0,1539)	-0,633 (<0,0001)	-0,859 (0,3397)
	Org. N	-1,917 (<0,0001)	3,316 (0,1410)	-1,971 (<0,0001)	3,937 (0,1445)
	TN	-2,883 (<0,0001)	1,386 (0,4245)	-3,041 (<0,0001)	2,628 (0,1214)
	DIP	-0,048 (0,2311)	0,005 (0,9735)	-0,047 (0,2340)	0,156 (0,3417)
	Org. P	-0,154 (0,0001)	0,128 (0,6185)	-0,156 (0,0001)	-0,227 (0,2754)
	TP	-0,243 (0,0005)	0,193 (0,3541)	-0,244 (0,0004)	0,024 (0,9101)
	DSi	1,098 (0,0365)	6,606 (0,0484)	0,937 (0,0533)	8,835 (0,0629)

4.4 Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidlen af DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2022 ($12,1 \mu\text{g l}^{-1}$) var lidt over gennemsnittet for perioden siden 2003 ($11 \mu\text{g l}^{-1}$) (figur 4.3). Det lidt højere niveau i 2022 skyldes hovedsageligt en relativt stor opblanding af bundvand i årets første to måneder. Generelt har årsmidlen for DIN ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ de seneste ca. 20 år. Koncentrationerne af organisk N og TN i 2022 var derimod lidt under gennemsnittet for årene siden 2003. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2022 reduceret med henholdsvis 23 %, 18 % og 22 %. Korrigeres der for afstrømningen, var kvælstofniveauer i 2022 på niveau med gennemsnittet for perioden siden 2003.

I de seneste tre år har DIP-koncentrationen ligget omkring $6 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er højere end i perioden 2014-2019, hvor DIP-koncentrationen var omkring $5 \mu\text{g l}^{-1}$. En større kvælstofbegrænsning i 2022 har medført en relativt højere DIP-koncentration, men metodeskift til frysning af prøver kan også have påvirket niveauet fra og med 2020. Overordnet har DIP-koncentrationen ligget i intervallet $4-8 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 1994. Udsving mellem de enkelte år skyldes hovedsageligt ændringer i fosforniveauerne i Østersøen foruden den varierende kvælstofbegrænsning i de åbne farvande såvel som kystzonen, hvilket påvirker eksporten af DIP til de åbne farvande. Koncentrationerne af organisk P og TP i 2022 var henholdsvis den laveste og næstlaveste for hele perioden.

Koncentrationen af DSi i 2022 ($170 \mu\text{g l}^{-1}$) var den tredjehøjeste for hele perioden, hvilket skyldes en større kvælstofbegrænsning og formentlig også et relativt mindre optag fra kiselalger. Eksempelvis indikerer $\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}$ fra februar til marts, at den tidlige forårsopblomstring var domineret af andre arter

end kiselalger. DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af det nationale overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmiddelkoncentrationen mellem 100 og 150 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Udviklingen i molforholdet mellem DIN og DIP i overfladevandet i de åbne farvande har været langt mindre markant end for fjorde og kystvande, dog kendetegnet ved højere værdier i år med stor ferskvandsafstrømning og ved en tendens til stabilisering på et niveau omkring 4 i overfladevandet, dvs. overvejende kvælstofbegrænsning (*figur 4.4A*). N/P-forholdet i 2022 (4,5) var gennemsnitligt for perioden siden 2003.

De faldende koncentrationer af næringsstoffer har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning (*figur 4.5*). Væksten af planteplankton har siden 2001 hvert år været potentielt begrænset af kvælstof i mere end 88 % af den produktive periode. I 2022 var kvælstofbegrænsningen kun 89 %, hvilket er blandt de lavere siden 2001. Dette skyldes hovedsageligt, at der var en relativt lille forårsopblomstring i marts og dermed en lille næringsstofbegrænsning i denne måned. Kvælstofbegrænsningen var derimod blandt de højeste for april-september. Den potentielle fosforbegrænsning i den produktive periode var 72 % i 2022, hvilket er i den lave ende af niveauet for de senere år, hvilket især skyldes en øget kvælstofbegrænsning i de produktive måneder med undtagelse af marts. I de seneste ca. 15 år har planteplanktonets vækst været potentielt begrænset af DIP i 70-90 % af den produktive periode undtagen i 2009, hvor begrænsningen var 63 %. Det betyder, at koncentrationerne af både DIN og DIP har været forholdsvis lave i en stor del af den produktive periode, og at begge næringsstoffer har været potentielt begrænsende i vækstsæsonen.

Der er over hele perioden siden 1989 observeret et signifikant fald for alle kvælstof- og fosforkoncentrationer med undtagelse af DIP. Derimod er der ikke nogen signifikante ændringer over de seneste ti år for hverken kvælstof eller fosfor (*tabel 4.1*). For de afstrømningskorrigerede årsmidler er billedet det samme. Der er ingen udvikling for DSi over hele perioden eller for de seneste ti år.

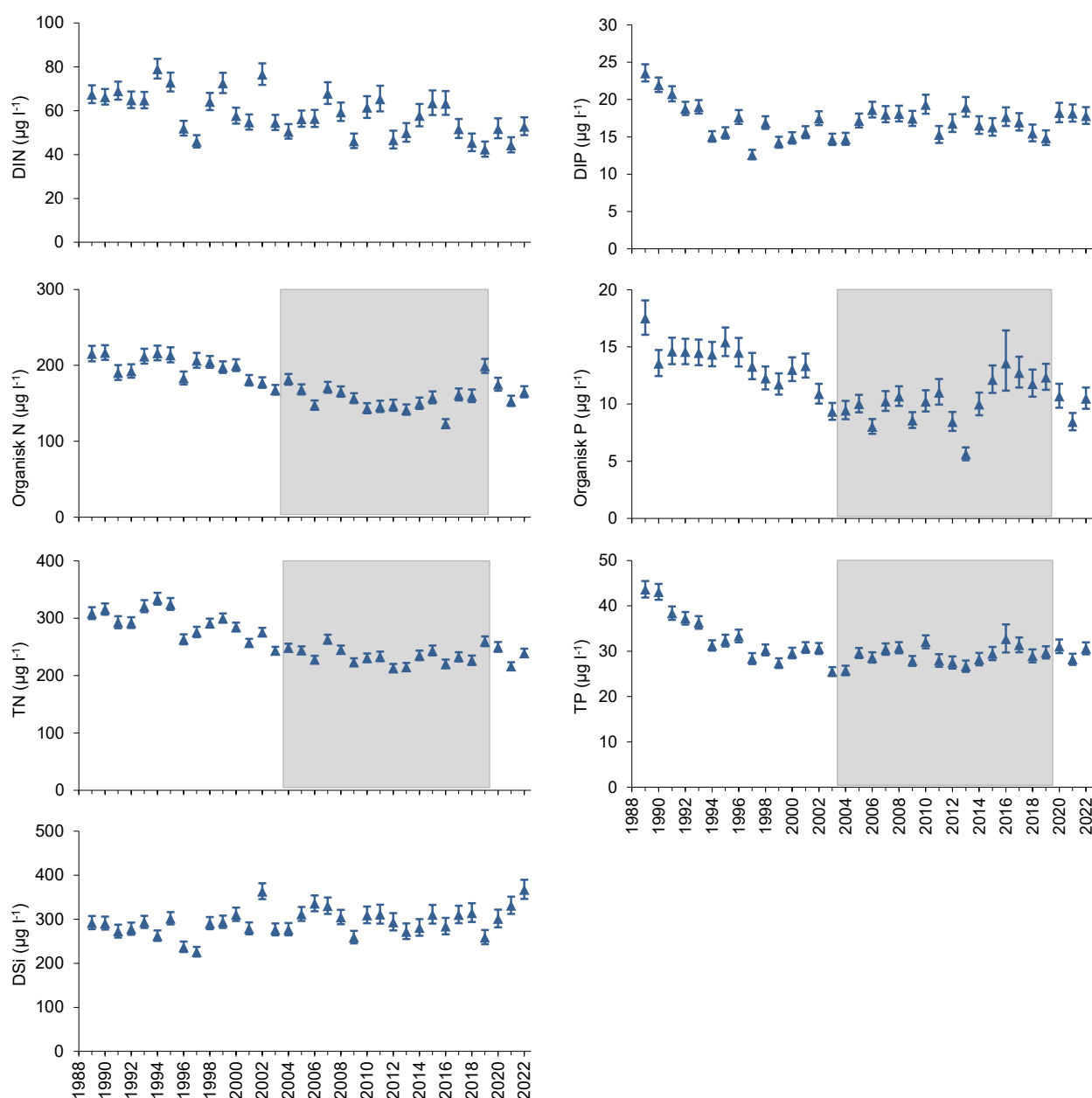
4.5 Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande i 2022 (53 $\mu\text{g l}^{-1}$) var ca. 3 % lavere end gennemsnittet for perioden siden 2003 og højere end gennemsnittet for de seneste fem år (*figur 4.6*). Relativt rolige vindforhold fra marts til oktober (*kapitel 2*) har reduceret opblanding med overfladevandet, hvilket har resulteret i lidt højere koncentrationer end i de seneste år. Den Jyske Kyststrøm havde til gengæld ikke nogen påviselig effekt i 2022. Koncentrationerne af organisk N og TN var på niveau med perioden siden 2003.

DIP-koncentrationen faldt frem mod 1997 til omkring 13 $\mu\text{g l}^{-1}$, fulgt af en stigende tendens frem til 2006, hvorefter niveauet har været på 15-19 $\mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 4.6*). DIP-koncentrationen i 2022 (18 $\mu\text{g l}^{-1}$) var meget lig de to forrige år, hvilket er noget højere end i perioden 2014-2019 (16 $\mu\text{g l}^{-1}$). For 2022 skyldtes det hovedsageligt høje koncentrationer i august og september, hvor større mængder DIP blev frigivet fra sedimentet i forbindelse med udbredt iltsvind i de indre danske farvande (*kapitel 6*). Metodeskift i forbindelse med prøvetagning kan også have medført højere DIP-koncentrationer i de seneste tre år. Koncentrationen af organisk P og TP var sammenlignelig med gennemsnittet for perioden siden 2003.

Niveauet for koncentrationen af DSi har været rimelig stabilt i hele perioden siden 1989 (figur 4.6). Niveauet i 2022 ($367 \mu\text{g l}^{-1}$) var dog den hidtil højeste koncentration, hvilket skyldes en større påvirkning af Østersøvand i enkelte måneder og isolering af bundvandet under iltsvindet i august og september, hvorved DSi frigivet fra sedimentet akkumulerer.

Molforholdet i bundvandet har betydning for molforholdet i overfladevandet og dermed for den potentielle begrænsning af algevæksten, da bundvandet blandes op i overfladevandet især i forbindelse med markante vindhændelser. Molforholdet mellem DIN og DIP var i 2022 på 6,6. Molforholdet har i perioden siden 1989 generelt varieret mellem 6 og 12, dog med en tendens til at stabiliseres omkring 6-8 i de senere år (figur 4.4B).



Figur 4.6. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

Kvælstofkoncentrationerne er faldet signifikant over hele perioden, men der er ingen overordnede trends for de seneste ti år (*tabel 4.1*). Koncentrationerne af organisk P og TP udviser signifikante fald siden 1989, hvorimod det ikke er tilfældet for DIP. Der er ingen ændringer i fosforkoncentrationerne over de seneste ti år. Stigende, og delvist signifikante, udviklinger i både ukorrigerede og afstrømningskorrigerede DSi-årsmidler for hele perioden såvel som i de seneste ti år skyldes hovedsageligt et meget højt niveau i 2022.

4.6 Tidslig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak

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

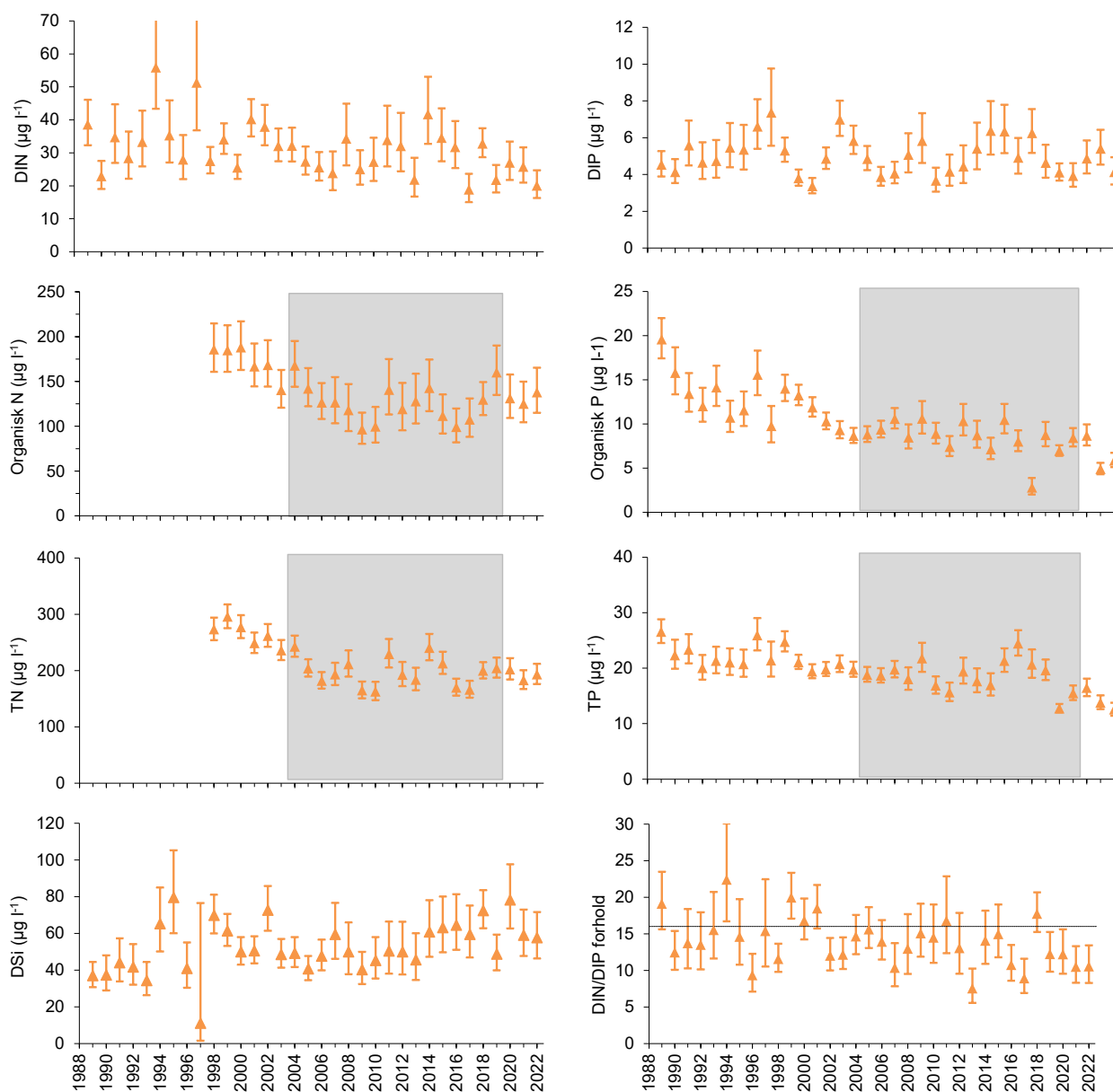
Årsmidlen for DIN-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 20-40 $\mu\text{g l}^{-1}$ undtagen i nogle enkelte år (*figur 4.7*). I 2022 var DIN-koncentrationen (20 $\mu\text{g l}^{-1}$) den næstlaveste for hele perioden, idet kun 2017 havde et lavere niveau. DIN-koncentrationen i 2022 afveg fra det forventede sæsonmønster med en relativt lav månedsmiddel i februar og en relativt høj månedsmiddel i marts og april samt et generelt lavt niveau fra maj til oktober (data ikke vist). Den lave DIN i årets start skyldes formentlig, at de kraftige vinde fra vest og sydvest har blokeret for Den Jyske Kyststrøm i årets første to måneder, så næringsrige vandmasser fra Den Tyske Bugt er strømmet langs den jyske vestkyst senere end normalt og kun har påvirket Skagerrak (data ikke vist). Samme mønster og årsag gjorde sig gældende for sæsonvariationen for organisk N og TN (data ikke vist). Årsmidlerne for organisk N og TN var på niveau med gennemsnittet for perioden siden 2000.

Årsmidlen for DIP-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 4-6 $\mu\text{g l}^{-1}$ langt de fleste år. I 2022 var årsmidlen 4,1 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er lavere end gennemsnittet for hele perioden (5,0 $\mu\text{g l}^{-1}$). Specielt var DIP-koncentrationen lav i marts og april (data ikke vist), hvor store kvælstoftilførsler med Den Jyske Kyststrøm medførte et overskud af DIN og større optag af DIP. Forholdet mellem DIN og DIP i disse to måneder var usædvanligt højt. Niveaue af organisk P var meget højt i marts og faldt til et rekordlavt niveau i april (data ikke vist), hvilket tyder på et stort optag i forbindelse med en forårsopblomstring i marts og efterfølgende sedimentation i april. Årsmidlen for TP i 2022 var den hidtil laveste (12,6 $\mu\text{g l}^{-1}$), og fosforkoncentrationerne har generelt været lave i de senere år.

Årsmidlen for DSi-koncentrationen steg i perioden 1989-1995 og har efterfølgende næsten alle år ligget i intervallet 40-60 $\mu\text{g l}^{-1}$ frem til og med 2013. Derefter har der været en svag stigning i DSi-koncentrationen med et gennemsnit for 2014-2022 på 63 $\mu\text{g l}^{-1}$. Årsmidlerne for 2021 og 2022 var ens (58 $\mu\text{g l}^{-1}$) og dermed lidt lavere end gennemsnittet for den senere periode. Sæsonvariationen i DSi-koncentrationen lignede den for DIN med en lav månedsmiddel i februar og en høj i marts (data ikke vist), hvilket forklares med påvirkningen af vand fra Tyske Bugt. Fra marts til april faldt DSi-koncentrationen næsten dobbelt så stærkt som DIN-koncentrationen ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}=0,64$), hvilket indikerer en kraftig opblomstring af kiselalger. I april var DSi-koncentrationen

dog potentielt begrænsende for kiselalger ($< 56 \mu\text{g l}^{-1}$). Ligeledes var der et stort fald i DSi-koncentrationen i oktober, hvilket indikerer en kraftig efterårsopblomstring med kiselalger.

Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfields forhold på 16. DIN/DIP-forholdet i 2022 (10,6) var forholdsvis lavt.



Figur 4.7. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i overfladevandet (0-10 m) for Nordsøen og Skagerrak samt DIN/DIP-molforholdet. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

4.7 Sammenfatning

- Koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof og total kvælstof i 2022 var, med undtagelse af februar og marts, generelt relativt lave, hvilket skyldes den lave afstrømning fra land i slutningen af 2021 samt sommer og efterår 2022.
- Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i 2022 var generelt relativt lav i fjorde og kystvande. Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i de åbne indre farvande var forholdsvis høj i februar og marts, hvilket skyldes et mindre optag som følge af en generel lav koncentration af opløst uorganisk kvælstof og fravær af en markant forårsopblomstring. Koncentrationen af total fosfor var generelt relativt lav i begge farvandstyper.
- De kraftige vinde fra vest og sydvest blokerede for Den Jyske Kyststrøm i årets første måneder. Der var ikke væsentlige indstrømninger af Nordsøvand i bundvandet i løbet af vinteren, og rolige vindforhold fra april til juli isolerede bundvandet i disse måneder.
- Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor og total fosfor i bundvandet i de åbne indre farvande var normale igennem det meste af året med undtagelse af høje koncentrationer i august og september som følge af udbredt iltsvind og lave koncentrationer i oktober som følge af kraftig indstrømning i bundlaget.
- Koncentrationen af opløst silicium i fjorde og kystvande var meget høje i starten af året, hvilket skyldes akkumulerede mængder fra efteråret 2021. Forholdet mellem optaget af DIN og DSi fra februar til marts indikerer, at forårsopblomstringen var domineret af kiselalger.
- Koncentrationen af opløst silicium i de indre åbne farvande var usædvanlig høj i årets første tre måneder, hvilket skyldes et mindre optag på grund af lave DIN-koncentrationer, og at den tidlige forårsopblomstring formodentlig ikke var domineret af kiselalger. DSi-koncentrationen i bundvandet var høj i august og september, hvilket skyldes en reduceret bundvandstransport og dermed akkumulering af opløst silicium.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning var høj i 2022 for fjorde og kystvande, hvilket skyldes den forholdsvis lave afstrømning og tilførsel af kvælstof fra land. Den potentielle kvælstofbegrænsning i de åbne indre farvande var lavere end i de senere år. Det skyldes, at forårsopblomstringen i marts var relativt lille og medførte en relativt høj DIN-koncentration. Siden 2001 har der været potentiel kvælstofbegrænsning i ca. 70 % af den produktive periode for fjorde og kystvande og i over 90 % for de åbne indre farvande.
- Den potentielle fosforbegrænsning i 2022 var høj i fjorde og kystvande om end på et gennemsnitligt niveau for de seneste 10 år. Det skyldes en balance mellem, at øget kvælstofbegrænsning giver mindre fosforbegrænsning, mens mindre fosforfrigivelse fra bunden i forbindelse med iltsvind giver øget fosforbegrænsning. For de åbne indre farvande var den potentielle fosforbegrænsning relativt lav, hvilket især skyldes, at kvælstofbegrænsningen var relativt høj, selv om den var på et lavere niveau end i de senere år.
- Årsmidlerne for kvælstofkoncentrationer i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande viste, at der efter en periode med reduktion fra midten af 1990'erne ikke er sket nogen signifikant udvikling i koncentration siden 2003, selv om niveauet i 2022 var forholdsvis lavt.
- Årsmidlerne for fosforkoncentrationerne i fjorde og kystvande faldt kraftigt i 1980'erne og i starten af 1990'erne, men siden 1998 har koncentrationerne været stabile. I de åbne indre farvande har fosforkoncentrationerne også ligget stabilt siden 1998 i både overfladevandet og i bundvandet. I 2022 var koncentrationen af opløst uorganisk fosfor relativt høj, mens den var relativt lav for organisk fosfor og total fosfor. Niveauet for fosfat og organisk fosfor skyldes formodentlig et mindre optag af DIP som følge af øget N-begrænsning samt metodeskift for opbevaring af prøverne.

- Reduktionen i næringsstofkoncentrationer siden 1980'erne tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor og en reduktion i landbrugets kvælstofoverskud. Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vores nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Næringsstofkoncentrationerne har været på et stabilt niveau siden starten af 2000'erne.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var kvælstofkoncentrationerne i 2022 normale. De totale koncentrationer af fosfor og kvælstof faldt frem til henholdsvis omkring 2000 og 2006. Herefter har niveauerne stabiliseret sig, dog har TP ligget på et lavere niveau i 2018-2022. Fosforkoncentrationerne var lave i 2022, hvilket kan skyldes et større optag af fosfor under forårsopblomstringen, som efterfølgende er sedimenteret.

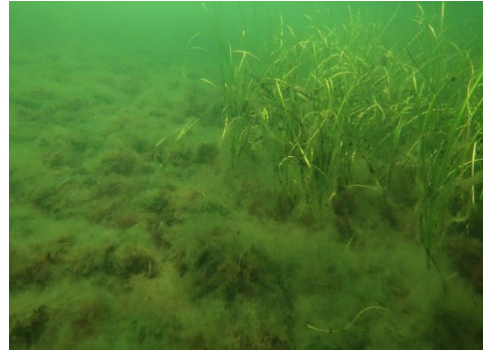
5 Planteplankton og vandets klarhed

Stiig Markager & Jacob Carstensen

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

hvor de kvantitativt vigtigste er kvælstof og fosfor. Planteplankton optager kvælstof og fosfor direkte fra vandet primært som uorganiske forbindelser, som for kvælstof er ammonium, nitrit og nitrat, og for fosfor er ortofosfat. Om vinteren er lysmængden begrænset og regulerer væksten af planteplankton, men om sommeren er der rigeligt med lys, og planteplanktonets vækst vil derfor fortsætte, indtil den begrænses af mangel på tilgængelige næringsstoffer. Væksten starter typisk i februar eller marts, når dagslyset tiltager. I vinterens løb er der ophobet næringsstoffer i vandet, og vækstsæsonen starter derfor med en hurtig vækst. Det kaldes en forårsopblomstring. Forårsopblomstringen stopper, når koncentrationen af et af næringsstofferne bliver så lav, at det begrænser væksten. I begyndelsen af vækstsæsonen er fosfor det primært begrænsende næringsstof, men hurtigt bliver kvælstof mest begrænsende (Christensen *m.fl.* 2020). I fjorde kan fosfor være begrænsende i nogle uger om foråret, mens det i de åbne områder typisk er nogle dage. Herefter er kvælstof det begrænsende næringsstof i alle farvande.

Den naturlige situation om sommeren i tempererede farvande som de danske er, at koncentrationerne af de begrænsende uorganiske næringsstoffer er tæt på nul i den øverste belyste del af vandsøjlen. I sommerperioden afhænger planteplanktonets produktion således af de næringsstoffer, som tilføres den øverste belyste del af vandsøjlen. Næringsstofferne tilføres med ferskvand fra land, ved atmosfærisk deposition (stort set kun kvælstof) eller ved nedbrydning af organisk stof i vandet eller i havbunden. Specielt havbunden er vigtig, da der her ligger store mængder organisk stof. Således findes 96 % af kvælstoffet i de indre farvande i de øverste 20 cm af havbunden, mens vandsøjlen (ved en vanddybde på ca. 17 m) kun indeholder 4 % (Jørgensen *m.fl.* 2014). I fjorde og på lavt vand tilføres bundens næringsstoffer direkte til vandsøjlen. På dybere vand, med vedvarende lagdeling, sker det gradvist over springlaget eller som vertikal transport (kapitel 3). Ud over betydningen for den nuværende miljøtilstand er havbundens puljer af næringsstoffer afgørende for den tid, det tager at genskabe et godt miljø, hvis man reducerer tilførslerne udefra (Lønborg & Markager 2021).



Havbunden i Køge Bugt august 2022. Havbunden er dækket af trådformede alger, som overvokser ålegræsset og kvæler det. Foto: Jan Henningsen

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

De negative miljøeffekter af næringsstofftilførsler starter med stimuleringen af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstofftilførsler, årsagssammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekvenserne er velbeskrevet i form af høj koncentration af planteplankton, uklart vand, iltsvind, tab af undervandsvegetation og negative effekter på fisk og biodiversitet. Da væksten af planteplankton er den proces, som forbinder en øget tilførsel af næringsstoffer med resten af eutrofieringskomplekset, er det en vigtig parameter at overvåge i havmiljøet. En øget vækst af planteplankton vil, alt andet lige, føre til en højere koncentration af planteplankton i vandet. Den effekt kan mindskes af en øget græsning på algerne fra dyreplankton eller bunddyr som fx blåmuslinger, der sidder fast på bunden og lever af at filtrere planteplankton ud af vandet. Der vil være en tendens til, at flere næringsstoffer også giver flere dyr og dermed mere græsning. Men overordnet set er der en positiv sammenhæng mellem tilførsler af næringsstoffer og mængden af planteplankton i vandet. Koncentrationen af planteplankton kan måles som biomasse, fx antal celler, kulstof-biomasse eller klorofyl. Det sidste er nemt at måle og findes kun i planter. Klorofylkoncentrationen bruges derfor ofte som indikator for mængden af planteplankton og eutrofiering.

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

Generelt kan alle tre parametre - planteplanktons vækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed - bruges som indikator for eutrofiering, men de responderer lidt forskelligt. Planteplanktons vækst reagerer umiddelbart og kraftigt på ændringer i tilførsler af næringsstoffer. Klorofylkoncentrationen reagerer også på det overordnede plan, men i nogle situationer kan en ændret græsning betyde, at ændringer i tilførslerne af næringsstoffer ikke, eller kun delvist, bevirker en ændring i klorofylkoncentrationen (*Timmermann m.fl. 2010*). Derudover afhænger klorofylindholdet inden i planteplanktoncellerne af vækstforholdene. Lavt lys og en høj tilførsel af kvælstof vil få cellerne til at danne meget klorofyl (*Jakobsen & Markager 2016*). Det er situationen om vinteren og på andre årstider under meget næringsrige forhold. Omvendt vil

meget lys og kraftig kvælstofbegrænsning give celler med lavt klorofylindhold, hvilket typisk er situationen om sommeren og generelt gennem vækstsæsonen under oligotrofe forhold. Den praktiske konsekvens i forhold til overvågning af havets miljøtilstand er, at ændringer i klorofylkoncentrationen systematisk overvurderer de faktiske ændringer i planteplanktonbiomassen. Således vil en højere kvælstoftilførsel føre til flere celler, og hver celle har et højt klorofylindhold, så stigningen i biomassen af planteplankton ser højere ud, end den er, målt som kulstofindhold. Den omvendt mekanisme gælder ved faldende tilførsler af kvælstof. Klorofyl er nemt at måle og foretrakkes derfor ofte som overvågningsparameter, men den har sine klare begrænsninger og bør tolkes omhyggeligt. Den parameter, der reagerer langsomst på ændringer i næringsstofforholdene, er vandets klarhed og dermed lyssvækkelsen. Lyssvækkelsen i vandsøjlen skyldes primært organiske partikler og opløst organisk stof. Det organiske stof ophobes ved eutrofiering og forsvinder kun langsomt over år til årtier. Desuden vil tab af bundplanter, især ålegræs, som følge af eutrofiering betyde en mindre stabil havbund og dermed en øget ophvirvling af partikler. Lyssvækkelsen stiger derfor ofte hurtigt ved stigende næringsstoffølrsler, men aftager langsomt – over årtier – ved faldende tilførsler. Uklart vand, svarende til en høj lyssvækkelse, er derfor en slags semipermanent skade på kystnære økosystemer som følge af eutrofiering.

5.1 Metoder og datagrundlag

Analyserne i dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen i perioden 1970-2022 (betegnet NOVANA siden 2004). Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af plankton (*Kaas & Markager 1998* med ændringer som beskrevet i *Jakobsen & Fossing 2015, Markager & Fossing 2015*).

Data fra databaserne ODA samt VanDa og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse (sigtdybde) fra 1970 og frem til og med 2022. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. fjorde og kystvande samt åbne indre farvande. Til beskrivelsen af klorofyl og lyssvækkelse er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstoffkoncentrationer (*kapitel 4*), hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde og kystvande samt åbne farvande (*bilag 2*).

Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons optag af kulstof i én eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst ved en såkaldt PI-kurve (*figur 5.1, Hansen & Høgslund 2022*). Disse data kombineres med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons fordeling ned gennem vandsøjlen, så man får et mål for algevæksten pr. areal af havoverfladen ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). De første målinger er fra 1975, og antallet af stationer i måleprogrammet har varieret gennem årene. Det er dog langt fra alle stationer, som er målt alle år. Da niveauet for algevæksten er forskelligt mellem stationer, vil et gennemsnit af de absolutte værdier påvirkes af, hvilke stationer som er målt det enkelte år. Det kan der kompenseres for ved at beregne produktionen for hver station og år som procent af middelværdien (PP-%) på den pågældende station (*ligning 1*). Derefter beregnes middelværdien af PP-% pr. år for alle stationer i henholdsvis de åbne indre farvande og fjordene. For at vise den tidlige udvikling i absolutte værdier og niveauforskellen mellem fjorde og åbne indre farvande er PP-% regnet tilbage til enheden ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) i *figur 5.1* ved at gange med den

gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande. I figur 5.3 anvendes PP-%, og de øvrige beregninger for årsproduktionen (tabel 5.1 og 5.3) er også udført som PP-%.

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

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

Algevæksten er analyseret i forhold til absolutte kvælstoftilførsler fra februar til august inden for et kalenderår, baseret på resultaterne i *Lyngsgaard m.fl. 2014*. Summen af kvælstoftilførsler til de indre danske farvande fra februar til august er indekseret på samme måde som for algevæksten og er baseret på data fra NOVANA-programmet på månedsbasis og for 2. og 3. ordens farvandsområder. Disse data er beregnet som beskrevet i *Thodsen m.fl. 2023*.

I dette kapitel behandles overvågningsdata for planteplanktons vækst, mængden af planteplankton (klorofylkoncentration) og vandets klarhed (sigtdybde). Normalt ville der i dette kapitel også indgå data for tællinger af plante- og dyreplankton til beskrivelse af biomasse og forekomsten af arter. Dette emne er ikke behandlet i år pga. af problemer med biomasseberegninger og uafsluttet opdatering af databasen for overvågningsdata for disse parametre.

Normalt besøges stationerne regelmæssigt gennem hele året, men med hyppigere prøvetagning i vækstperioden fra marts til oktober. Siden 2009 har prøvetagningsfrekvensen været den samme med ca. 20 prøvetagninger pr. år. Fra 1998 til 2008 var prøvetagningsfrekvensen højere; mellem 21 og 32 gange pr. år. I 2020 var prøvetagningen indstillet fra midt i marts til midt i maj pga. af COVID-19. Årsværdier (figur. 5.3) for 2020 er korrigeret for denne ændring (*Hansen & Høgslund 2021; kapitel 5* for detaljer). I 2022 var prøvetagningen normal. For algevæksten er værdien altid lav i januar, og beregningsproceduren indeholder derfor en lineær interpolation fra en værdi på 10 mg kulstof m⁻² dag⁻¹ den 1. januar til første prøvetagning og tilsvarende fra sidste prøvetagning til 31. december. I 2022 blev der målt på 15 stationer fordelt på otte stationer i de åbne indre farvande og seks i 'fjorde' (Ringkøbing, Skive, Løgstør, Mariager, Odense og Roskilde), og som noget nyt for 2022 er der også målinger for en station i Nordsøen ud for Hvide Sande. Denne station har ikke være besøgt siden 1997.

Der er kun relativt få spredte målinger af miljøtilstanden i havet frem til begyndelsen af 1980'erne, men de giver dog en vis indikation. Fra midt i 1980'erne begynder der at være flere målinger som følge af igangsættelsen af et systematisk nationalt overvågningsprogram. På baggrund af datagrundlaget og ændringerne i kvælstoftilførslerne over tid er den tidlige udvikling nedenfor analyseret for tre perioder: 1) fra de første overvågningsdata til 2022, 2) fra 1984 til 2012 og 3) fra 2012 til 2022.

5.2 Tilførsler af næringsstoffer – tidlig udvikling og status for 2022

Tilførslerne af næringsstoffer er en afgørende faktor for udviklingen i miljøtilstanden i de danske farvande. Det gælder både mængden af tilførte næringsstoffer og timingen af tilførslen i forhold til algernes vækstsæson. I fjorde og kystnære områder er det helt overvejende tilførslerne fra Danmark, som bestemmer miljøforholdene. I de åbne indre farvande er der også en påvirkning fra vores nabolande og atmosfæren (Jørgensen *m.fl.* 2014). For alle lande gælder det, at næringsstofferne overvejende kommer fra det åbne land, og dermed styres transporten af næringsstoffer i det enkelte år af nedbør og afstrømning. År-til-år variationen i nedbør og afstrømning er overordnet regional for Nordeuropa og er dermed afgørende for miljøtilstanden i Danmark og nabolandene. Den tidlige udvikling af algevækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed er derfor analyseret i forhold til udviklingen i tilførslen af næringsstoffer, primært kvælstof.

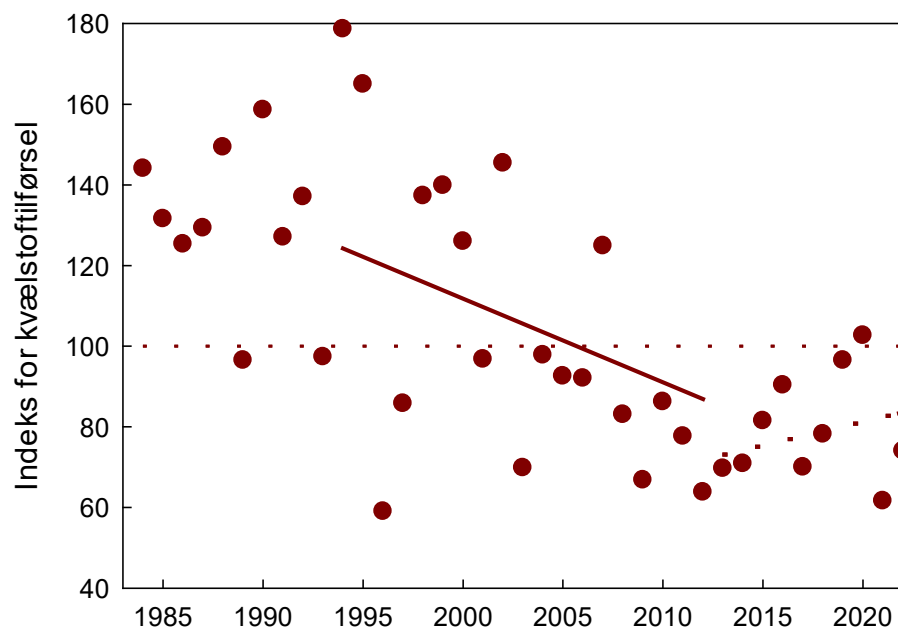
Generelt tilførtes havet flere næringsstoffer op igennem 1900-tallet, hvor tilførslen især steg efter anden verdenskrig, hvor anvendelsen af kunstgødning steg markant. Kloakering, og dermed tilførsler af næringsstoffer med spildevand, spiller også en rolle, især for fosfor. Kloakering startede sidst i 1800-tallet, men blev først udbredt i 1900-tallet. I mange år var spildevandet helt urensset, men gradvist indførtes rensningsteknikker. Det store skifte i forhold til havets miljøtilstand kom i Danmark i 1980'erne, hvor man indførte fosforfældning (tertiær rensning), som i løbet af få år fra ca. 1985 til 1992 reducerede udledningerne af fosfor med næsten 90 % fra et niveau omkring 15.000 tons pr. år. For kvælstof steg tilførslerne med en faktor syv til otte op igennem 1900-tallet til midt i 1980'erne, hvor der blev tilført omkring 120.000 tons kvælstof til havet hvert år. Kvælstoftilførslen begyndte først rigtigt at falde fra 1994, dvs. lidt senere end for fosfor. De årlige tilførsler af kvælstof har været stort set uændrede siden 2003 (Thodsen *m.fl.* 2023).

I analyser af miljøtilstanden i vandsøjlen anvendes primært tilførslen af kvælstof i planteplanktonets vækstsæson (*figur 5.1*). Den er beregnet som et indeks, hvor 100 svarer til gennemsnittet fra 1984 til 2022. Der er et markant og statistisk signifikant fald i tilførslen fra 1994 til 2012 på 3,8 % pr. år ($p=0,007$). Fra 2012 og frem til 2020 steg tilførslerne, hvorefter de faldt i 2021 og 2022 til henholdsvis 61 og 74 % af middelværdien for alle år (*figur 5.2*). Årstilførslen af kvælstof i 2022 var på 44.730 tons. Det er samme niveau som årstilførslerne i de exceptionelt tørre år i 1996, 1997 og 2003. Kvælstoftilførslen i 2022 i algernes vækstsæson var dog ikke så lav som årstilførslen indikerer, da det var efteråret 2022, som var meget tørt, hvorimod tilførslen resten af året var mere normal (*figur 2.1D*).

Tilførslerne af fosfor var også markant lavere i 2022 end i tidligere år med en årlig tilførsel fra dansk land til havet på kun 1.462 tons (data ikke vist). Det er den laveste fosfortilførsel, som er registreret siden målingernes start i 1970'erne og antagelig den lavest tilførsel siden midt i 1900tallet. Fosfortilførslerne var også lave i 2018 og 2021. Fosfortilførslerne de senest fem år har været omkring 20 % lavere end niveauet på omkring 2.000 tons pr. år for perioden 2003-2017.

Det afgørende for havets miljøtilstand er puljen af biologisk aktivt kvælstof i overfladevandet (Jørgensen *m.fl.* 2014). Denne pulje bestemmes af balancen mellem tilførsler (fra ferskvand, atmosfære og tilstødende havområder) og tabsprocesser som fx denitrifikation og transport ud af systemet. Begge de nævnte tabsprocesser øges med stigende puljer. Det betyder, at den samlede pulje af aktivt kvælstof i havet gradvist stiger over årene med stigende tilførsler fra land, indtil der indfinder sig en ny ligevægt, hvor de koncentrationsafhængige tabsprocesser igen er i ligevægt med tilførslerne fra land, men med et højere niveau af biologisk aktivt kvælstof.

Figur 5.1 Udvikling i indeks for absolut kvælstoftilførsel fra dansk land for perioden februar-august. Indeks 100 er lig med gennemsnit for 1984-2022 og angivet med stiplet linje. Fuldt optrukken linje viser et signifikant lineært fald fra 1994 til 2012 på 3,8 % pr. år (std. fejl. $\pm 1,22$, $p=0,0067$). Fra 2012 er med stiplet linje angivet en svagt stigende tendens på 1,2 % pr. år (std. fejl. $\pm 1,28$, $p=0,37$), som dog ikke er signifikant.



5.3 Sæsonvariation i 2022

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

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

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

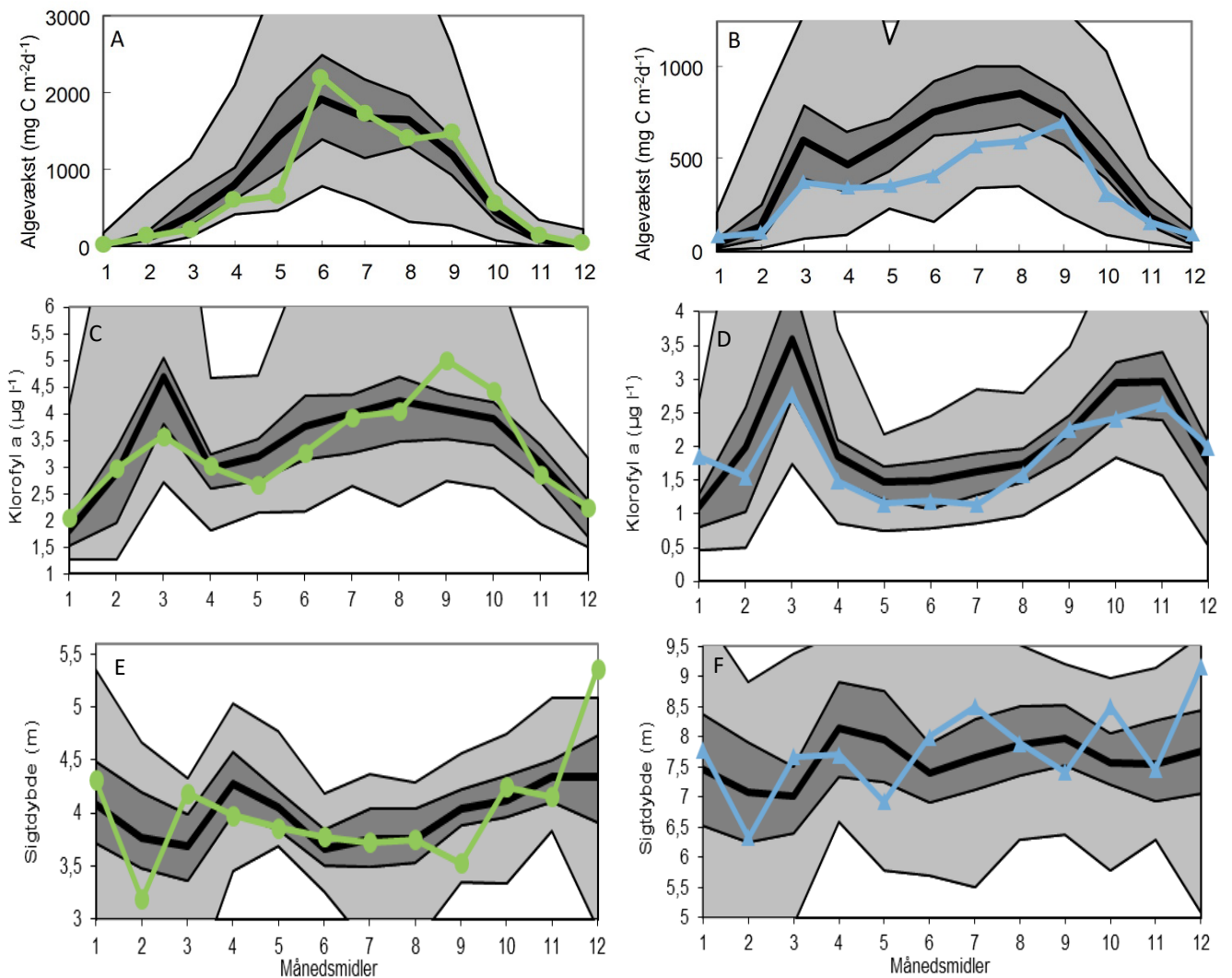
Generelt betyder høje tilførsler af næringsstoffer, at algevæksten i højere grad følger solindstrålingen, dvs. at algevæksten efter forårsopblomstringen fortsætter med at stige til omkring midten af juli. Forårsopblomstringen bliver således ofte mindre markant i forhold til sommeropblomstringerne ved eutrofiering af tempererede marine områder, og sæsonfordelingen af algevæksten kan derfor bruges som indikator for eutrofiering (*Timmermann m.fl. 2015, Lyngsgaard m.fl. 2017*).

Fjorde og kystvande

Sæsonfordelingen af algevæksten i 2022 var usædvanlig, da den normale forårsopblomstring udeblev. I januar og februar var algevæksten som normalt og på et lavt niveau pga. lysbegrænsning. Normalt ses så en forårsopblomstring i marts eller april, men den udeblev i 2022 i alle seks fjorde med målinger af algevæksten. Specielt i maj var algevæksten lav og under 25 %-fraktilen for tidligere år for de pågældende måneder (*figur 5.2A*). Det er uklart, hvorfor algevæksten i fjorde og kystvande var så lav om foråret i 2022. Indstrålingen var relativt høj i marts og april (*figur 2.1C*). Afstrømningen var meget lav i efteråret 2021, men meget høj i februar 2022 pga. af høj nedbør, som var over det dobbelte af det normale (*figur 2.1B*). Omvendt var marts næsten uden nedbør, og afstrømningen var derfor under det normale. Den megen nedbør i februar burde have tilført så mange næringsstoffer, at algevæksten ville være relativt høj i perioden marts-maj, men det skete ikke. I juni var algevæksten usædvanlig høj, over 25 %-percentilen, for derefter at ligge omkring middelværdien fra juli og resten af året. Den høje værdi i juni skyldes især en algeopblomstring i Ringkøbing Fjord for målingen den 14. juni kombineret med en stigning for alle stationer hen over sommeren.

Klorofylkoncentrationen er et udtryk for koncentrationen af planteplankton i vandet. Mængden af planteplankton bestemmes af forholdet mellem algevæksten og tabet pga. sedimentation og græsning fra dyr. I 2022 lå klorofylkoncentrationen omkring langtidsmiddelværdien, men med nogle udsving mellem månederne (*figur 5.2C*). Klorofylkoncentrationen var relativt lav i marts, maj, juni og november, hvor koncentrationen var omkring 25 %-percentilen. Omvendt var koncentration særlig høj i september og oktober, hvor den var et stykke over 75 %-percentilen.

Sigtedybden er et udtryk for vandets klarhed, hvor især opløst organisk stof (humusstoffer), partikler og alger kan give uklart vand. Større sigtddybde betyder klarere vand. I 2022 varierede sigtddybden omkring langtidsmiddelværdien, men med udsving mellem månederne, som var styret af vejret (*figur 5.2E*). Den megen nedbør i februar måned gav meget uklart vand, antagelig pga. partikler og humusstoffer, som tilføres med en høj afstrømning. Sigtddybden i februar var kun 3,2 m, hvilket er under 25 %-percentilen. Omvendt var vandet relativt klart i januar, marts og især i december, hvor en middelsigtddybde på 5,4 m er den højeste, som er målt. Det klare vand og de høje sigtddybder, især i marts og december, hænger sammen med rolige vindforhold og en relativt lav afstrømning fra land (*figur 2.1 D & F*). Begge dele bidrager til en lav koncentration af partikler i vandet.



Figur 5.2. Månedsmidler for 2022 for algevækst/primærproduktion (A, B), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (C, D) og vandets klarhed målt som sigtddybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationer i forhold til langtidsmidlen (1989-2021 for klorofyl a og sigtddybde, 1975/1977-2021 for algevækst) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre 25 %-percentil (mørkegrå afgrænsning) samt medianen (fed sort linje). Bemærk, at skalaen på vertikale akser ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande, og at den ikke starter i nul for alle figurer. Vertikale akser er afskåret for bedre at vise den aktuelle sæsonfordeling. Det betyder, at de minimale/maksimalværdier for tidligere år ikke altid er synlige.

Åbne indre farvande

Algevæksten i de indre åbne farvande var lav i 2022, hvilket også fremgår af sæsonfordelingen. For næsten alle måneder var algevæksten omkring 25 %-percentilen (figur 5.2B). Undtagelserne er juni, hvor algevæksten var en del under 25 %-percentilen, og september, hvor den var omkring langtidsmiddelværdien. Sæsonfordelingen var som normalt med en forårs-opblomstring i marts, efterfulgt af en periode med stabil produktion til og med juni, hvorefter produktionen steg hen mod en top i september.

Klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande fulgte overordnet mønstret for algevæksten med en forårstop i marts, et lavere stabilt niveau hen over sommeren og en stigning i sensommeren og det tidlige efterår (figur 5.2D). I hovedparten af månederne lå værdien omkring 25 %-percentilen. Undtagelsen var i januar og december, hvor koncentrationen især i januar var høj med en koncentration over 75 %-percentilen. Sæsonmønstret for 2022 følger dermed billedet fra de senere år med relativt høje koncentrationer i vintermånedene og relativt lave koncentrationer i vækstsæsonen.

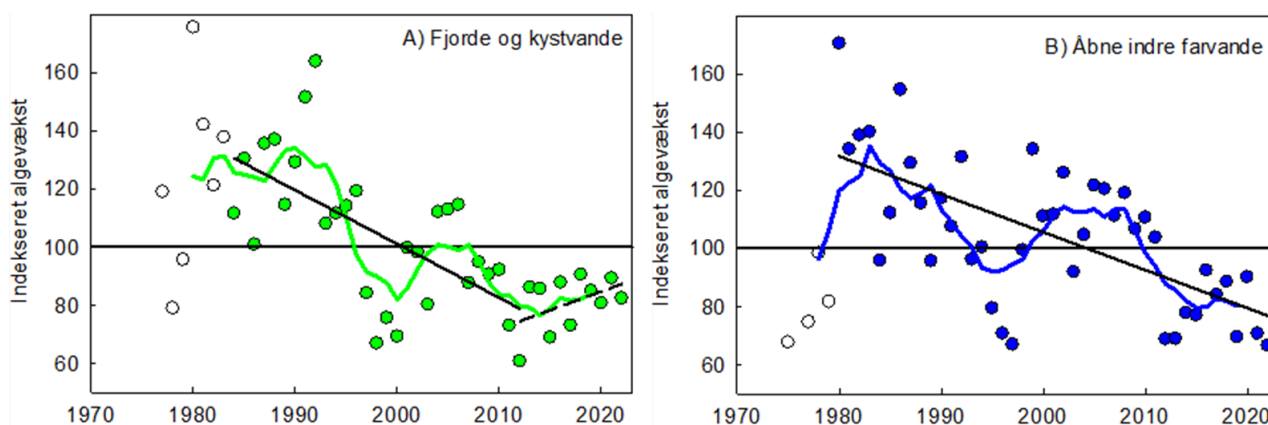
Vandets klarhed varierede måned for måned omkring 7,8 m igennem 2022. I nogle måneder (februar, maj og september) var det mindre klart end normalt, mens det i marts, juni, juli, oktober og især december var mere klart end normalt (figur 5.2F).

5.4 Tidslig udvikling

Fjorde og kystvande

Algevæksten i fjorde og kystvande i 2022 var på 274 g kulstof $m^{-2} \text{ år}^{-1}$ (gennemsnit for seks stationer vist som indekseret værdi i figur 5.3A). Det er en anelse lavere end i 2021, hvor værdien var 302 g kulstof $m^{-2} \text{ år}^{-1}$.

Generelt har algevæksten været faldende siden 1980'erne, men der er en betydelig år-til-år variation, som primært skyldes årlige variationer i afstrømning og dermed næringsstoffertilførsler (figur 5.3A). Dertil kommer de strukturelle ændringer i tilførslerne, som er beskrevet ovenfor i afsnittet 'Tilførsler af næringsstoffer – tidslig udvikling og status for 2022'. Fra 1984 – det første år med et dækkende datasæt – til 2012 falder algevæksten med $1,39\% \pm 0,26$ (std. fejl.) pr. år (fuldt optrukken linje, $p < 0,0001$). Fra 2012 og frem til 2020 er der en signifikant stigning, som formentlig skyldes stigende kvælstoftilførsler (figur 5.1). Men to år med lave kvælstoftilførsler (2021 og 2022) og konstant algevækst betyder, at stigningen fra 2012 og frem ($1,3\% \text{ pr. år} \pm 0,85$ (std. fejl.) pr. år) ikke længere er signifikant (stiplet linje, $p = 0,16$).



Figur 5.3. Tidslig udvikling for algevækst i A) fjorde og kystvande og B) åbne indre farvande. Åbne symboler: År med data fra kun få stationer (ikke medtaget ved beregning af ændringer over tid i tabel 5.2). Farvede symboler: Øvrige år. Farvet linje angiver syv års glidende gennemsnit. Sorte linjer er lineær regression i forhold til år. Fuldt optrukken linjer angiver statistisk signifikant udvikling. Stiplet linje angiver tendens (ikke statistisk signifikant). Metoden til indeksering af algevækst er beskrevet i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'.

I tabel 5.1 er beregnet ændringerne i algevæksten for forskellige tidsperioder. Fra 1980 og frem falder algevæksten signifikant med $1,58\%$ pr. år. Mønsteret med en faldende algevækst over tid er det samme frem til 2005, men faldet pr. år og p-værdien ændrer sig afhængig af startåret for analysen. Fra 2010 og frem er der en tendens til stigende algevækst, som vist i figur 5.3A og beskrevet ovenfor.

Table 5.1. Statistisk analyse af den tidlige udvikling i algevæksten. Koefficienten for udviklingen over tid (% af middelværdi for hele perioden pr. år) og signifikans ($p < 0,05$) er angivet for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til 2022. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråt. Resultatet af denne type analyse er følsom over for periodens starttidspunkt. Analysen er derfor udført systematisk med femårsintervaller fra 1980, dog brudt af starttidspunkterne 1998 og 2012. I 1998 var der, som nævnt i metodeafsnittet, et skift i metoden til måling og beregning af algevæksten, og det er derfor relevant at se separat på perioden fra 1998 og frem. I perioden fra 2012 til 2020 var tilførslen af kvælstof stigende i algernes vækstsæson (*figur 5.2*), hvorfor udviklingen er analyseret separat for 2012 og frem.

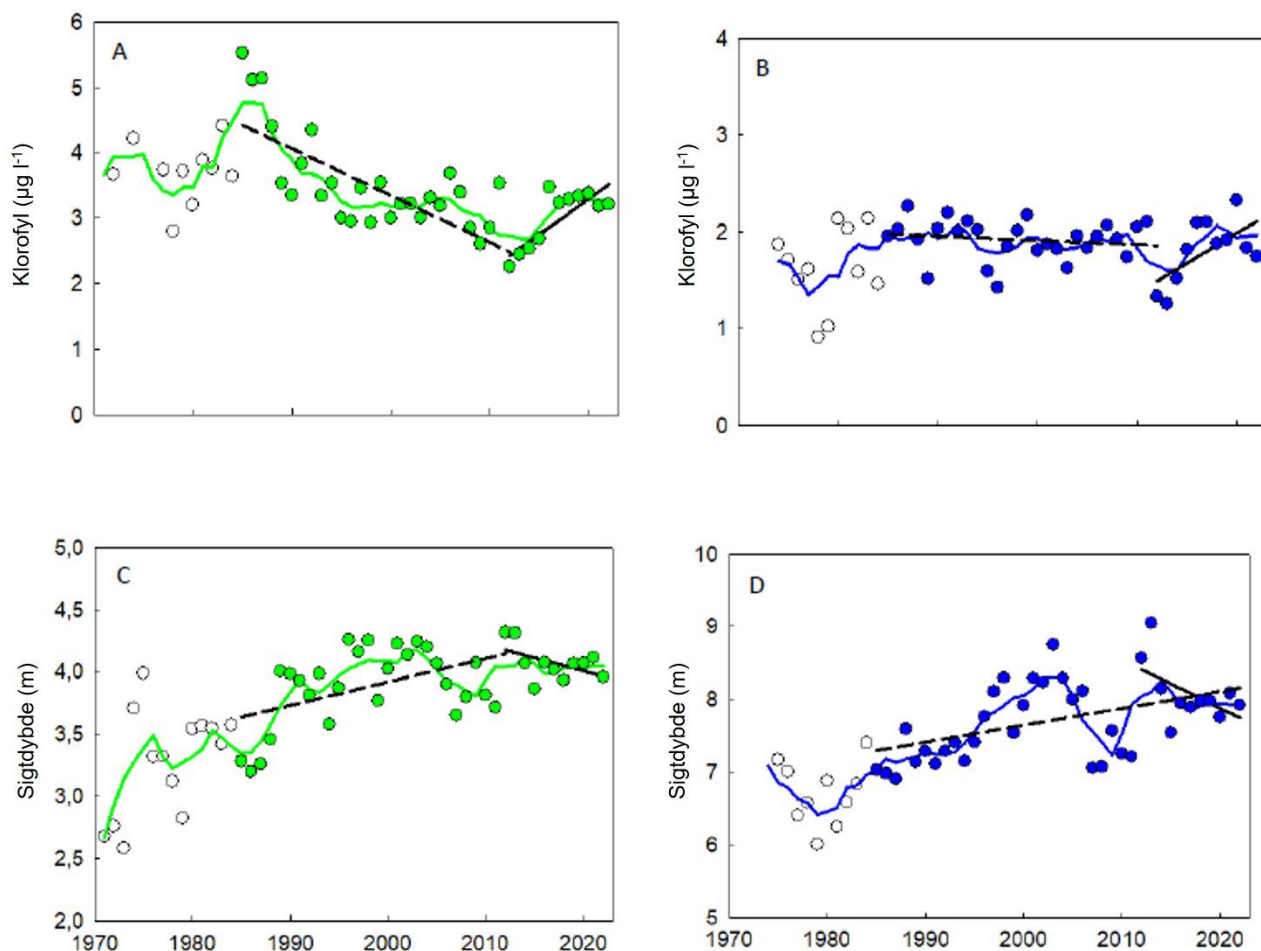
Periode	Fjorde		Åbne indre farvande	
	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)
1980 ≥	-1,58	< 0,0001	-1,30	< 0,0001
1985 ≥	-1,46	<0,0001	-1,11	0,0003
1990 ≥	-1,44	0,0002	-1,00	0,0057
1995 ≥	-0,62	0,09	-1,00	0,038
1998 ≥	-0,28	0,49	-2,10	<0,0001
2000 ≥	-0,74	0,09	-2,23	<0,0001
2005 ≥	-1,17	0,05	-2,97	<0,0001
2010 ≥	0,62	0,40	-1,73	0,10
2012 ≥	1,28	0,16	0,12	0,90

Klorofylkoncentrationen i 2022 var på $3,2 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er det samme som i 2021 (*figur 5.4A*). Set over hele perioden fra 1972 og frem har der været et svagt, men dog statistisk signifikant fald i koncentrationen på $0,03 \mu\text{g l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($p=0,0012$). Faldet fra 1985 til 2012 er på $0,04 \pm 0,009$ (std. fejl) $\mu\text{g l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (stiplede linje, $p < 0,0001$). Siden 2012 er der sket en signifikant stigning i klorofylkoncentrationen på $0,10 \pm 0,03 \mu\text{g l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (fuldt optrukne linje, $p < 0,004$). Klorofylkoncentrationen i 2022 var 42 % højere end i 2012 og på niveau med koncentrationen i 1990'erne (middelværdi for 1990-99 er $3,5 \mu\text{g l}^{-1}$).

Sigtdybden var 3,9 m i 2022 (*figur 5.4 C*). Det er lidt mindre end i 2021, hvor sigt dybden var 0,2 m højere. Tilbage i 1990'erne var sigt dybden også omkring 4,1 m. Overordnet er der altså ikke sket nogen udvikling i vandets klarhed i de sidste ca. 30 år. Siden 1971 har der dog været en positiv udvikling, idet sigt dybden er steget signifikant med $0,020 \pm 0,003$ (std. fejl) m år^{-1} ($p < 0,0001$). Den samme udvikling ses fra 1985 og frem til 2012 (stiplet linje). Omkring 2012 vender denne tendens, og siden 2012 har der været en tendens til et fald i sigt dybden ($-0,021 \pm 0,012 \text{ m år}^{-1}$) (fuldt optrukne linje, $p=0,12$).

Samlet set var tilstanden i fjorde og kystvande den samme som i 2021. Det er helt som forventet, idet tilførslerne af kvælstof i vækstsæsonen i 2021 og 2022 frem til juli var på samme niveau (*figur 5.1*). Den årlige tilførsel af kvælstof for hele 2022 var som nævnt på et meget lavt niveau (44.730 tons), men det skyldes lave tilførsler fra august og frem, som kun i mindre grad påvirker algevæksten og dermed miljøtilstanden.

I 2022 observerede lystfiskere og fritidsdykkere masseforekomster af trådalger i fjordene. Trådalger overvåges ikke systematisk i NOVANA-programmet, så det er ikke muligt at kvantificere eller verificere dette med data (se også omtale nedenfor om udvikling).



Figur 5.4. Koncentration af planteplankton målt som klorofyl (A, B) og vandets klarhed målt som sigtdybde (C, D) for fjorde og kystvande (venstre kolonne) og åbne indre farvande (højre kolonne). Åbne symboler: År med data fra kun få stationer, og som derfor ikke indgår i de stiplede tendenslinjer. Bemærk, at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. Farvet linje angiver syv års glidende gennemsnit, stiplede linje angiver udviklingen mellem 1985 og 2012 (fjorde og kystvande) og 2022 (sigt dybde, åbne indre farvande), og fuldt optrukken sort linje angiver udviklingen siden 2012.

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande var på $126 \text{ g kulstof m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ i 2022 (vist som indekssværdi i figur 5.3B). Det er næsten samme værdi som i 2021 ($132 \text{ g kulstof m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) og et niveau svarende til i 1996, 1997, 2012, 2013 og 2019.

Algevæksten var signifikant faldende fra 1980 til 2022 (fuldt optrukken linje, figur 5.3B). Der skete også et kraftigt og signifikant fald i væksten mellem 1980 og 1998 (3,8 % pr. år, $p=0001$), en årrække som dækker perioden omkring indførelsen af fosforfjernelse på renseanlæg. Derimod steg væksten signifikant fra 2012 og frem til og med 2018, men med de lave værdier for 2019, 2021 og 2022 er der ikke længere en statistisk signifikant ændring i de seneste godt ti år.

I tabel 5.1 er udviklingen analyseret for forskellige perioder. Overordnet har der været en tendens til faldende algevækst siden 1980. Det største fald er fra 2005 og frem, hvor algevæksten er faldet næsten 3 % pr. år.

Klorofylkoncentrationen i 2022 var $1,7 \mu\text{g l}^{-1}$ (figur 5.4B). Det er et lille fald på $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ i forhold til 2021. Koncentrationen i 2021 var på niveau med gennemsnittet for perioden 1985-2012 (stiplede linje), hvor koncentrationen har ligget siden begyndelsen af 1980'erne. Trods den lidt lavere værdi i 2022 har der været en signifikant stigning i koncentrationen siden 2012 på $0,06 \mu\text{g l}^{-1} \text{år}^{-1}$ (fuldt optrukne linje, $p=0,04$).

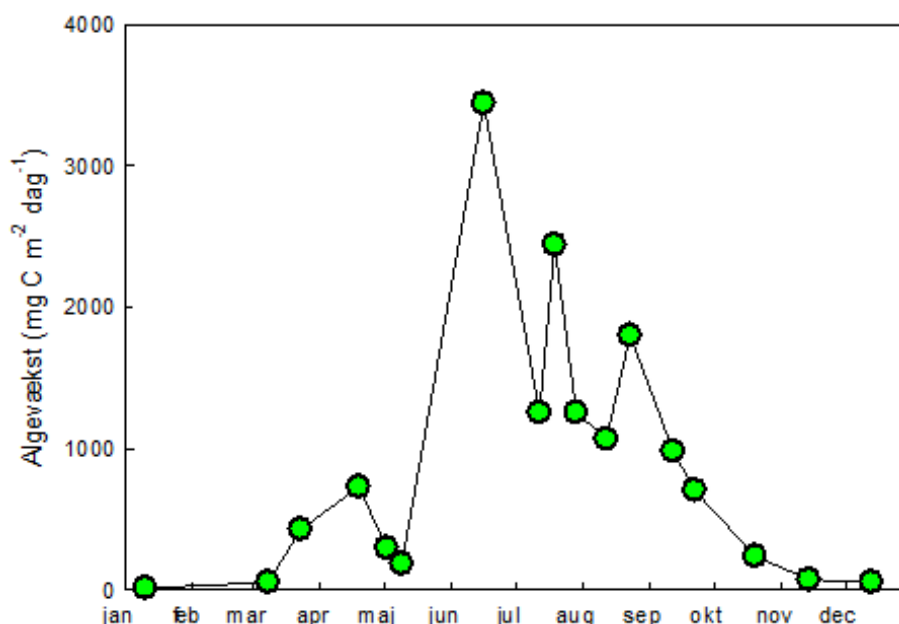
Sigtdybden var $7,9 \text{ m}$ i 2022 (figur 5.4D). Det er et fald på $0,2 \text{ m}$ i forhold til 2021. Set over hele perioden siden 1985 har sigtdybden været stigende med $0,023 \text{ m år}^{-1}$ (stiplede linje, $p<0,02$). Men siden 2012 har der været en tendens til et fald i sigtdybden på $0,067 \text{ m år}^{-1}$ (fuldt optrukne linje, $p=0,09$).

I de åbne indre farvande var tilstanden i vandsøjlen i 2022 samlet set den samme som i 2021. Billedet er dermed det samme som for fjorde og kystnære områder, hvor situationen er stort set uændret i forhold til 2021. Overordnet er der stadig sket en forværring af tilstanden siden 2012, vurderet ud fra klorofylkoncentrationen og vandets klarhed. Både klorofylkoncentrationen og vandets klarhed reagerer langsommere end algevæksten på ændringer i tilførslen af næringsstoffer. Den lave algevækst i 2021 og 2022 viser, at algevæksten responderer hurtigt på en reduktion i tilførslen af næringsstoffer, og at den samlede reduktion i tilførsler af næringsstoffer har en positiv effekt på havmiljøet. Den lave algevækst i tre ud af de senest fire år vil - hvis den fortsætter - med tiden føre til lavere klorofylkoncentrationer og klarere vand, men responset vil være forsinket nogle år.

Nordsøen

I 2022 er algevæksten målt i Nordsøen på en enkelt station ud for Hvide Sande. Det er den første måling siden 1997. Sæsonvariationen fremgår af figur 5.5. og viser et forventet forløb. Der er lave værdier om vinteren og en forårstop i april, efterfulgt af en periode med lav produktion, hvor næringsstofferne er bundet i det organiske stof, der netop er produceret. En ekstrem værdi på $3.400 \text{ mg kulstof m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ er målt den 16. juni. Herefter aftager algevæksten gennem sommeren og efteråret. Årsproduktionen for 2022 var $278 \text{ g kulstof m}^{-2}$, hvilket er markant mere end i de åbne indre farvande og det samme høje niveau som i årene 1991 til 1994 (data ikke vist).

Figur 5.5. Sæsonfordeling af algevæksten på station 43 ud for Hvide Sande.

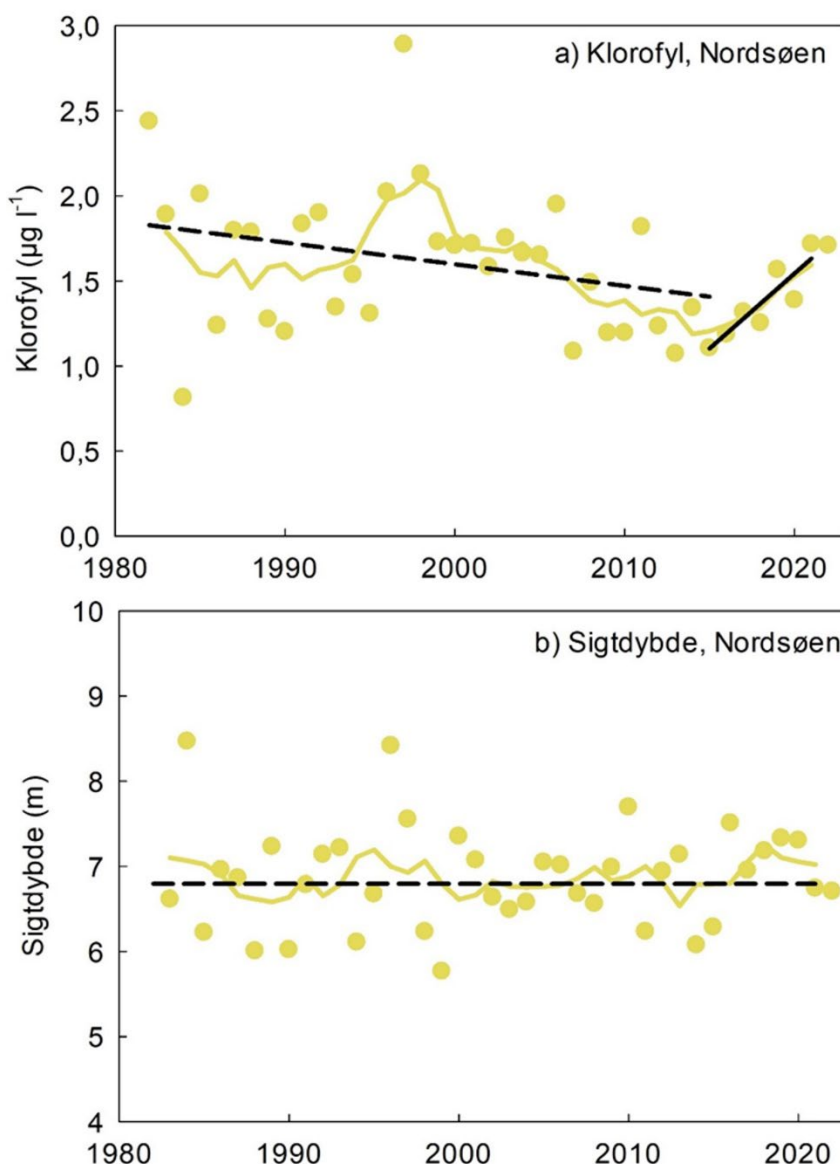


Klorofylkoncentrationen i 2022 ($1,7 \mu\text{g l}^{-1}$) var identisk med koncentrationen i 2021 (figur 5.6A). Klorofylkoncentrationen er faldet lidt i perioden fra 1982 til 2015 ($-0,013 \mu\text{g klorofyl l}^{-1} \text{ år}^{-1} \pm 0,007$ (std.fejl) - stiplede linje, $p = 0,0089$), mens den fra 2015 og frem har været signifikant stigende ($0,09 \mu\text{g klorofyl l}^{-1} \text{ år}^{-1} \pm 0,02$ (std.fejl) - fuldt optrukne linje, $p = 0,008$). Der er en betydelig usikkerhed på estimatet mellem årene grundet forskelle i, hvilke stationer der indgår i de enkelte år. Det er derfor svært at lave en detaljeret analyse af tidsserien.

I 2022 var sigtddyden i Nordsøen 6,7 m, hvilket er det samme som for 2021 og svarer til den gennemsnitlige sigtddyde for hele perioden (figur 5.6B). Der er ikke sket nogen udvikling i sigtddyden over den samlede periode.

I Nordsøen er sigtddyden meget påvirket af resuspension af partikler, som igen afhænger af vindforholdene. Desuden er Nordsøen naturligt et eutroft system, selvom antropogene tilførsler af næringsstoffer spiller en rolle. Eutrofiering er stadig en afgørende faktor, men forventningen er, at ændringer i tilstanden, som følge af ændrede tilførsler af næringsstoffer, vil ske meget langsomt.

Figur 5.6. Årsmidler for koncentrationen af klorofyl (A) og sigtddybe (B) i Nordsøen. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer, da der fra 2007 til 2013 ikke blev målt i den åbne del af Nordsøen. Årsmidlerne for denne periode er bestemt ud fra antagelsen, at de kystnære stationer, når der korrigeres for rumlige forskelle, afspejler den generelle tidlige variation for hele Nordsøen og Skagerrak. Farvede linjer repræsenterer syv års glidende gennemsnit. Fuldt optrukne sorte linjer angiver en signifikant stigning, mens de stiplede linjer viser ikke signifikante trends.



5.5 Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

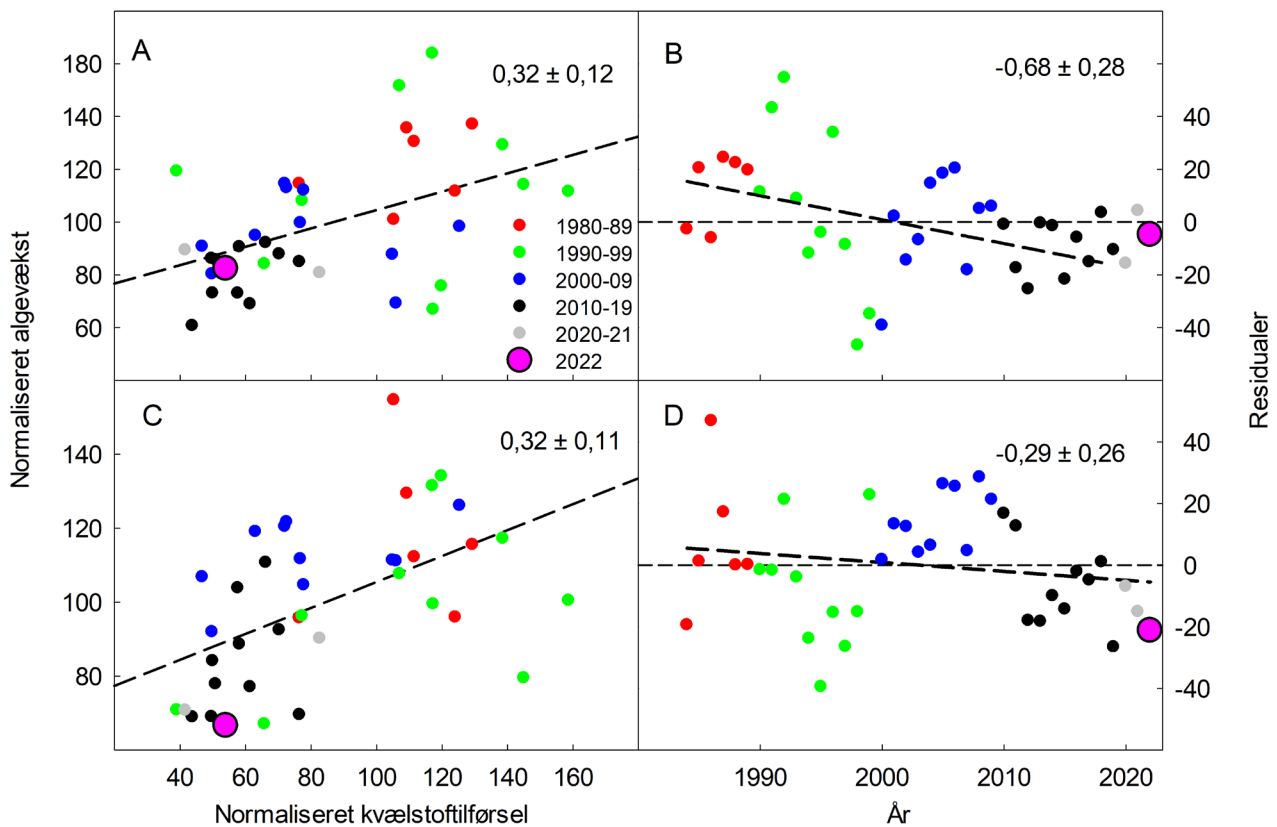
Regressionsanalysen af algevækst mod år (tabel 5.1) er ikke optimal i forhold til at belyse den tidlige udvikling i eutrofiering, da år-til-år variationer i ferskvandsafstrømningen giver betydelige variationer i kvælstoftilførslerne. En statistisk bedre metode til vurdering af udviklingen er derfor at se på den direkte sammenhæng mellem algevæksten og de absolutte danske kvælstoftilførsler (tabel 5.2 og figur 5.7A & C), og derefter vurdere effekter af udviklingen i kvælstoftilførsler på algevæksten (figur 5.7B & D). Denne analyse giver også information om den kvantitative sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst. Analysen inkluderer år-til-år variationer i overfladeindstrålingen, da lys, sammen med næringsstoffer, er de faktorer, som styrer planteplanktons vækst. Analysen er en multipel regressionsanalyse med kvælstoftilførsler (februar til august) og overfladeindstråling som forklaringsvariable og algevækst som responsvariabel. Fosfor kan potentielt også inddrages, men da der er en betydelig samvariation mellem fosfor og kvælstoftilførsler, specielt fra midt 90'erne og frem, er det vanskeligt at skelne effekten af de to næringsstoffer fra hinanden (se *Erichsen m.fl. 2017* for en nærmere analyse af problemet). Koefficienterne for sammenhængen med kvælstof vil derfor i et vist omfang også repræsentere en sammenhæng med fosfor. Ideelt bør analysen laves for hvert fjord-/havområde separat, men det ligger uden for rammerne af denne rapport.

Analysen viser, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsler (februar-august) og algevækst for de åbne indre farvande for alle tre undersøgte perioder med start i henholdsvis 1984, 1990 og 1998 (tabel 5.2). Den tilsvarende analyse for fjorde og kystvande viser også en signifikant positiv sammenhæng for perioderne fra henholdsvis 1984 og 1990 og frem til 2022, men ikke fra 1998 og frem. Generelt er sammenhængene som i de foregående år, og det er konsistent, at for de lange tidsperioder er koefficienten omkring 0,32. Dvs. at en reduktion i kvælstoftilførslen på 1 % giver en reduktion i algevæksten, og dermed tilførslen af organisk stof til systemet, på ca. en tredjedel. I det faglige grundlag for Vandområdeplanerne (*Erichsen m.fl. 2021*) er det beregnet, at tilførslerne af kvælstof skal reduceres med en tredjedel. Det vil således ifølge korrelationen betyde en reduktion af algevæksten på ca. 10 %.

Tabel 5.2. Statistisk analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler i vækstperioden (februar-august), lys og algevækst med koefficienter og p-værdier for fjorde og kystvande samt åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til og med 2022. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Perioden fra 1984 er valgt, da det er det første år med et fyldestgørende datagrundlag for både algevækst og kvælstoftilførsler. Perioden fra 1998 er valgt, fordi der skete et skift i metoden for måling af algevækst i 1998.

	Fjorde og kystvande				Åbne indre farvande			
	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi
1984 ≥	0,32	0,013	-0,29	0,68	0,32	0,0051	-0,31	0,62
1990 ≥	0,29	0,034	0,16	0,85	0,32	0,0061	0,00	0,99
1998 ≥	0,13	0,36	1,05	0,12	0,57	0,0017	0,54	0,49

På figur 5.7 er sammenhængen vist for alle data fra 1984 og frem. De generelt lavere kvælstoftilførsler i de sidste godt 20 år viser sig ved, at alle punkter fra 2010 til 2022 (sorte og grå symboler samt gul for 2022) samt de fleste år i 00'erne (blå symboler) ligger under 100 for kvælstoftilførsler. Punktet for 2022 ligger på linjen for fjorde og kystnære områder, men noget under for åbne indre farvande.



Figur 5.7. Sammenhænge mellem kvælstoftilførsler i algernes vækstsæson (februar-august) fra dansk land og algevæksten for fjorde og kystvande (A, B) og åbne farvande (C, D). Værdierne er normaliseret, så den gennemsnitlige tilførsel og algevækst for hele perioden (1984-2022) er 100 for hver station. Farverne angiver forskellige dekader: rød 1984-1989, grøn 1990-1999, blå 2000-2009 og sort 2010-2019. Datapunkterne for 2020 og 2021 er markeret med grå og for 2022 med violet. A og C viser sammenhængen mellem indekseret kvælstoftilførsel og indekseret algevækst, og hældninger af den stiplede linje er angivet som %-ændring i algevækst pr. %-ændring i kvælstoftilførsel \pm standardfejl (se også tabel 5.3). B og D viser analysens residualer (%-afvigelse i algevækst fra middelværdien) over år og de tilhørende lineære tendenser (ændring over tid), sort stiplede linje. Denne er signifikant for fjorde og kystvande (B), men ikke for de åbne områder (D). På B og D er nul markeret med en grå stiplede linje, idet nul er den statistiske forventning til et residual. En ændring i forhold til nul er derfor betydningsfuld for fortolkningen.

De signifikante koefficienter for sammenhængen mellem tilførsler og algevækst er mellem 0,29 og 0,58 for begge typer af områder, men oftest omkring 0,3 (tabel 5.2). Usikkerheden i sammenhængen, som ses ved spredningen af punkter omkring linjen, stammer fra andre faktorer, som påvirker algevæksten, fx iltsvind, som frigiver næringsstoffer fra bunden, tilførsler fra andre kilder og hydrologiske/biologiske forhold.

Det måske mest interessante forhold i analysen er, at residualerne falder over tid. Analysens residualer er et udtryk for den del af ændringen i algevæksten, der ikke kan forklares ved ændringer i årets kvælstoftilførsel og indstrålingen, og de repræsenterer derfor andre forhold. Analysen af residualer viser en nedadgående tendens over tid, som er signifikant for fjorde og kystnære områder, men ikke for de åbne indre farvande (figur 5.7B & D). Dvs. at der er en nedadgående tendens i algernes vækst, som ikke er forklaret med en nedgang i årets kvælstoftilførsel. Tidligere analyser (Knudsen-Leerbeck *m.fl.* 2017) har vist, at remineralisering af kvælstof står for 85-88 % af det kvælstof, algerne har til rådighed midt på sommeren. Det er derfor rimeligt at antage, at nedgangen i residualerne, og dermed algevæksten, skyldes, at de generelle biotilgængelige puljer af næringsstoffer, primært i sedimentet, men også i opløst organisk stof i de frie vandmasser (Jørgensen *m.fl.* 2014), gradvist er reduceret efter en længere årrække med tilførsler på et lavere niveau end i 1980'erne, hvor tilførslerne toppede.

Faldet i algevækst over tid kan i fjorde og kystvande dermed deles op i en umiddelbar effekt på ca. 0,3 % pr. procentændring i kvælstoftilførsler og et fald på yderligere 0,67 % pr. år, der er et resultat af et fald i den akkumulerede pulje af næringsstoffer i systemet, som driver algevæksten. Det sidste er positivt og giver håb om en langsigtet positiv udvikling, hvis kvælstoftilførslerne fortsætter med at falde. For de åbne indre farvande ser man ikke samme nedgang i residualerne, men residualen for 2022 ligger noget under nul og kan indikere, at residualerne også her vil falde signifikant over tid. Ændringen er negativ (-0,28 % år⁻¹), men ikke signifikant. Dog er udviklingen i residualerne siden 2004 ca. den samme som for fjorde og kystnære områder, hvilket indikerer, at der også kommer en vedvarende lavere algevækst i de åbne indre farvande som følge af reducerede påvirkninger fra akkumulerede næringsstoffer, men med en større tidsforsinkelse end i fjordene.

Samlet bekræfter analysen tidligere års konklusion om, at tilførsler fra dansk land har en signifikant effekt på algevæksten i danske farvande, og analysen kvantificerer den umiddelbare effekt til omkring 0,3 % pr. procentændring i kvælstoftilførslerne. Residualanalysen viser, at der i tillæg er en forsinket effekt over en årrække, som er markant.

5.6 Sammenfatning

- Miljøtilstanden i både fjorde, kystnære områder og de åbne indre farvande var stort set identisk med tilstanden i 2021 for både algevækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed.
- Set over perioden fra 1985 til 2012 er udviklingen stadig klart positiv, men fra 2012 og frem til 2022 har der overordnet været en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen vurderet ud fra klorofylkoncentrationen og vandets klarhed. Noget skyldes de generelt stigende tilførsler af kvælstof fra 2012 til 2020 i algernes vækstsæson. Inkluderer 2021 og 2022, hvor kvælstoftilførslen var lav, er der stadig en signifikant stigning i klorofylkoncentrationen siden 2012, og udviklingen for algevæksten og vandets klarhed er overordnet negativ, dog uden at være signifikant.
- Analyser af algevæksten i forhold til tilførslerne af kvælstof viser, ligesom tidligere år, at algevæksten er faldende i forhold til det forventede ud fra årets tilførsler af kvælstof. Det indikerer en faldende intern recirkulering af næringsstoffer, og at der stadig er en forsinket positiv effekt af reduktionerne i næringsstoftilførslerne fra midt i 1980'erne.
- I Nordsøen er der sket et svagt fald i klorofylkoncentrationen over de sidste 40 år, men der er en signifikant stigende tendens siden 2015. Algevæksten, som er målt på en station i 2022, er på samme høje niveau som midt i 1990erne. Sigtdybden er uændret over årene. Datagrundlaget giver dog ikke grundlag for at sige noget generelt om udviklingen i Nordsøens miljøtilstand.

6 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakteriers og andre mikroorganismers respiration ved nedbrydning af organisk stof og den efterfølgende oxidation af reducerede kemiske forbindelser (iltgæld). Iltforbruget afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof samt af temperaturen. I Danmark betegnes det som *iltsvind*, når iltkoncentrationen i vandet er mindre end 4 mg l^{-1} og som *kraftigt iltsvind*, når koncentrationen er under 2 mg l^{-1} . Niveaulet mellem 2 og 4 mg l^{-1} kaldes for *moderat iltsvind*. Iltsvind i de åbne farvande forekommer hovedsageligt fra juli til november, men i nogle kystvande opstår iltsvind ofte før juli.



Satellitbillede af Halkær Bredning 25. august 2022 (munder ud i Sebber Lo øverst til højre), som er rødfarvet efter opblomstring af purpur svovlbakterier grundet dårlige iltforhold. De hvide plamager er skyer.

Iltsvind er i løbet af de seneste ca. hundrede år forøget i hyppighed, udbredelse, varighed og intensitet som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringsstoffer og organisk stof) og klimaforandringer. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og nedbrydes. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden i områder, hvor vandsøjlen er lagdelt. Klimaforandringer vil i de fleste tilfælde forstærke effekten af eutrofiering. Stigende temperatur stimulerer udviklingen af iltsvind, da varmere vand indeholder mindre ilt, øger iltforbruget og styrker lagdelingen af vandsøjlen. Øget nedbør medfører en større tilførsel af vand, næringsstoffer og organisk stof fra land til hav, hvilket fremmer eutrofieringen og styrker lagdelingen af vandsøjlen. Ændrede vindforhold påvirker opblandingen af vandmasserne samt strømforholdene og dermed ilttilførslen til bundvandet. Mere vind øger ilttilførsel, mens mindre vind mindsker ilttilførslen.

De aktuelle vejræssige forhold bidrager til at fastholde, fremme eller mindske iltsvind. Ilttilførslen til bundvandet er først og fremmest styret af vind- og strømforholdene, som er afgørende for opblandingen af vandsøjlen og vandudskiftningen nær bunden. Beskeden opblanding og svag strøm kan føre til lagdeling af vandsøjlen og utilstrækkelig ilttilførsel til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med saltlagdeling af vandsøjlen og forstærkes af

vindsvage, varme perioder med temperaturlagdeling. Ved saltlagdeling er overfladevandet mindre salt og dermed lettere end bundvandet. Ved temperaturlagdeling flyder varmere og dermed lettere overfladevand oven på koldere og dermed tungere bundvand. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind.

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

Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for bundlevende planter, dyr og fisk. Lavt iltindhold (4-6 mg l⁻¹) stresser larvestadiet af nogle bunddyr og fisk samt voksne individer af særligt følsomme arter. Ved moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og ved længere perioder med kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) dør bunddyr og bundplanter. Selv fisk og mobile bunddyr kan blive ramt af iltsvind, hvis vind og strøm pludselig flytter iltfattigt vand fra et område til et andet.

Iltsvind påvirker desuden den kemiske og biologiske omsætning i havbunden, fx mindsker iltsvind havbundens evne til at tilbageholde næringsstoffer og svovlbrinte. I havbunden er en del af næringsstofferne bundet til iltede forbindelser. Ved længerevarende iltsvind opløses de iltede forbindelser, og de tilknyttede næringsstoffer frigives til vandfasen (intern belastning). Længerevarende iltsvind kan også føre til, at der dannes hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen. Svovlbakterierne i liglaget bruger det sidste ilt i bundvandet til at ilte svovlbrinte, der er trængt helt op i de øverste millimeter af havbunden, til gullighvid, elementær svovl. Liglaget repræsenterer derfor den sidste barriere, inden svovlbrinte frigives fra havbunden til vandfasen. Når den sidste ilt er opbrugt, forsvinder liglaget, og bunden farves sort af jernsulfid, som er en forbindelse mellem reduceret jern og svovlbrinte, og overskydende svovlbrinte kan sive op i bundvandet.

Iltsvind kan også bevirke en pludselig frigivelse af store mængder svovlbrinte som følge af en større produktion af metan i havbunden. Metanbobler, som strømmer ud af havbunden, kan løfte den øverste del af havbunden op i vandet (bundvending), og herved frigives svovlbrinte til vandfasen. Svovlbrinte er så giftig, at den slår de fleste tilstedeværende bunddyr og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder fiskenes fødegrundlag, og bunddyrenes fysiske aktivitet i havbunden (bioturbation og bioirrigation) ophører. Bunddyrenes aktivitet er vigtig for at holde havbunden iltet, da en iltet havbund hæmmer udviklingen af iltsvind og derved reducerer frigivelsen af næringsstoffer og svovlbrinte fra havbunden. Der kan gå mange år efter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

6.1 Metoder og datagrundlag

Iltindholdet i vandsøjlen måles efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger til det nationale overvågningsprogram (*Vang & Hansen 2015*).

Beregninger af gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet (nederste 2,5 m ved vanddybde på min. 5 m) for iltsvindsperioden (juli-november) er foretaget på baggrund af målinger på de nationale overvågningsstationer i perioder

med et veldefineret springlag (densitetsforskel mellem overflade- og bundvand ($\Delta\sigma_T$) > 0,5 for fjord- og kyststationer og $\Delta\sigma_T > 1$ for stationer i åbne indre farvande). De gennemsnitlige koncentrationer er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved statistisk modellering. Stationerne er grupperet i 'fjorde og kystvande' samt i 'åbne indre farvande'.

Iltsvindets arealudbredelse er modelleret ud fra iltprofiler målt på en lang række repræsentative stationer sammenholdt med dybdeforholdene i farvandede (*Rytter m.fl. 2017, Rytter m.fl. 2021*).

6.2 Iltsvind i 2022

Overordnet status

De fleste farvandsområder i de indre farvande blev berørt af iltsvind i 2022. Iltsvindet i de danske farvande var i 2022 særlig udbredt og intenst i Limfjorden (juli-august), Haderslev Fjord (juli-september), Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt. I de tilstødende tyske vandområder blev der registreret udbredt kraftigt iltsvind i Mecklenburg Bugt og Lübeck Bugt (august-september). I september var der desuden udbredt iltsvind i Aarhus Bugt og det nordlige Bælthav, og iltsvindmodellen indikerede udbredt kraftigt iltsvind i Kiel Bugt (*figur 6.1*).

I den centrale og nordlige del af Kattegat og i Storebælt var iltsvindet sporadisk og ikke særlig udbredt, men i store dele af områderne var iltindhold lavt fra og med juli til og med oktober. Nogle områder blev slet ikke eller kun kortvarigt berørt af iltsvind i 2022 herunder Køge og Faxe Bugt.

Iltsvindsovervågningen dækker ikke alle lavvandede områder i kystvandede. Der kan derfor have været iltsvind lokalt, som ikke fremgår af den nationale iltsvindsovervågning.

Årets gang

I 2022 startede iltsvindet de fleste steder tidligere end i 2021, men senere end i 2020 hvor iltsvindet begyndte usædvanlig tidligt. Det første iltsvind uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder blev registreret sidst i marts (Nybøl Nor), først i maj (Flensborg Fjord), sidst i maj (Det Sydfynske Øhav) og først i juni (sydlige Lillebælt) (*Hansen & Rytter 2022A*). I den indre del af Flensborg Fjord blev der registreret kraftigt iltsvind i starten af maj ved årets første overvågning på lokaliteten, hvorfor iltsvindet må være startet tidligere. Iltsvindet i Det Sydfynske Øhav og det sydlige Lillebælt begyndte nogle uger tidligere end i 2021, men nogle uger senere end i 2020. Iltsvindet i Nybøl Nor var usædvanlig tidligt i 2022 sammenlignet med både 2021 og 2020.

Den tidligere start på iltsvindet i 2022 sammenlignet med 2021 skyldes en kombination af flere ting. Iltsvindssæsonen sluttede lidt senere i 2021 end i 2020, hvilket betød, at havbunden havde mindre tid til at blive geniltet og restitueret forud for iltsvindssæsonen i 2022. Desuden var afstrømningen og dermed tilførslen af næringsstoffer i starten af 2022 større end i starten af 2021, og modsat i 2021 var der ikke nogen større udskiftning af bundvandet i de indre farvande fra april (*Hansen & Høgslund 2023, kapitel 2 & 4*).

Den forholdsvis tidlige start på iltsvindssæsonen betød, at iltsvindet var relativt udbredt i begyndelsen af juli. Kortere perioder med en del vind i juli

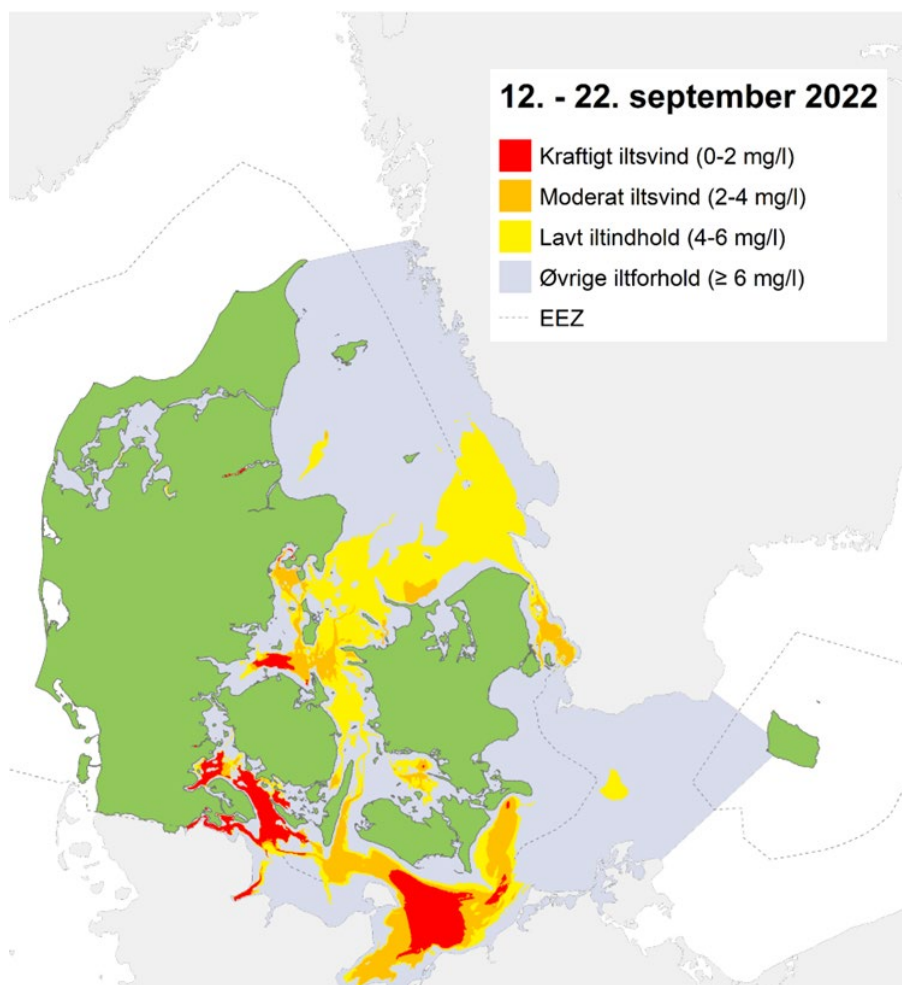
reducerede iltsvindets udvikling i flere lavvandede områder, men havde ikke den store effekt på dybere vand. Svage vinde kombineret med høj temperatur accelererede iltsvindets udvikling i august. Sidst i august blev der registreret frigivelse af giftig svovlbrinte flere steder og observeret døde bunddyr, fisk og planter i Smålandsfarvandet og Halkær Bredning i Limfjorden.

Trods en del vind midt i september var iltsvindet mere udbredt i september end i august. Midt i september havde der etableret sig udbredt moderat og kraftigt iltsvind i de sydlige farvande, og der var store områder med lavt iltindhold i det sydlige Kattegat og Storebælt (*Hansen & Rytter 2022B, figur 6.1*). Udskiftningen af bundvandet i de indre danske farvande var relativt lille i august og september, hvilket var medvirkende til den markante forøgelse af iltsvindets udbredelse og styrke i denne periode (*kapitel 4*).

Det blæste en del i starten af og især midt i oktober, hvilket kombineret med forhøjet vandstand og indstrømning fra Nordsøen gav en tilførsel af iltholdigt bundvand, som reducerede iltsvindets udbredelse og styrke markant (*Hansen & Rytter 2022C, kapitel 2 & 4*).

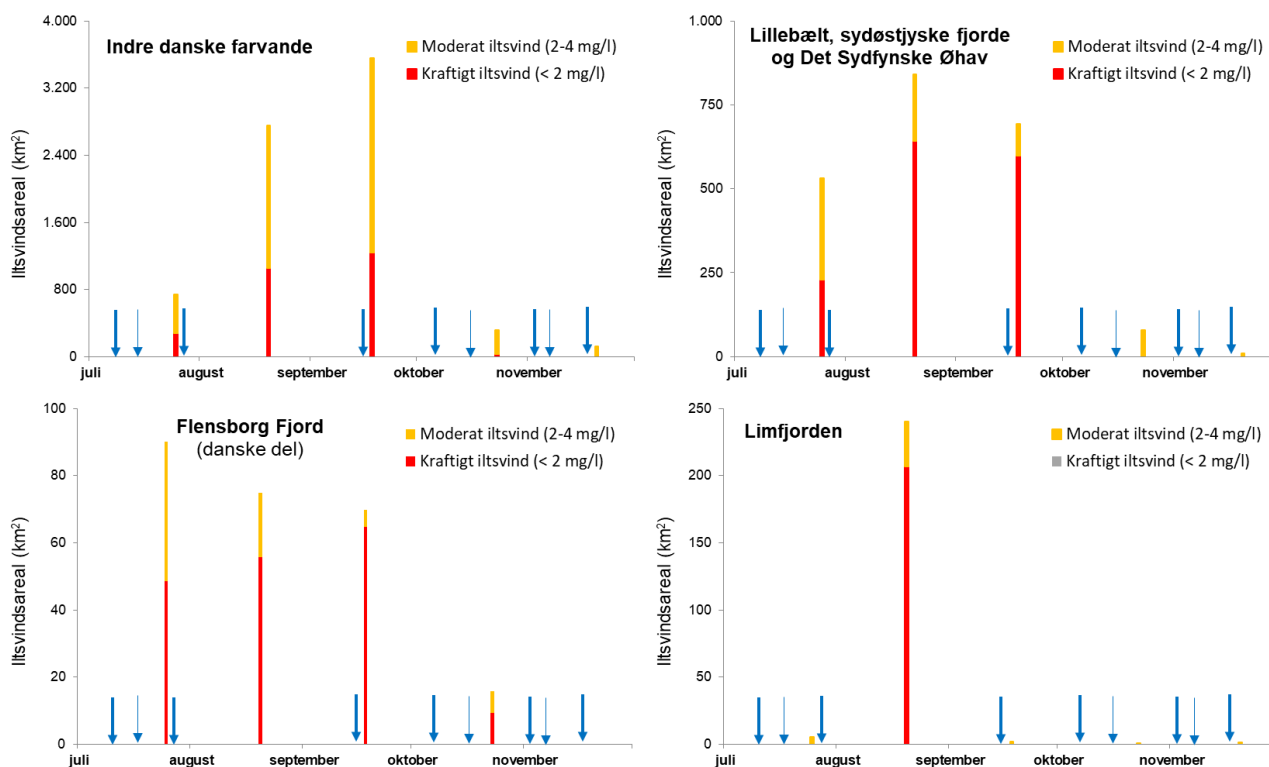
Rolige vindforhold i den sidste halvdel af oktober betød, at iltsvindet tog til igen. Men kraftig vind i starten af og midt i november resulterede i, at det kraftige iltsvind næsten var helt væk midt-sidst i november, og moderat iltsvind var begrænset til små lokale områder og et mere udbredt område i henholdsvis Øresund og Arkonabassinet. Desuden var der en del områder med lavt iltindhold i farvandene syd for Djursland.

Figur 6.1. Kortet viser den modelerede udbredelse af iltsvind og lavt iltindhold midt i september 2022 i de indre farvande. EEZ står for 'Exclusive Economic Zone' og afgrænser de danske farvande (*Hansen & Rytter 2022B*).



6.3 Udvalgte områder

Iltsvind er meget dynamisk og ændrer både udbredelse og intensitet i løbet af året. Vinden har stor betydning for udviklingen gennem året. I figur 6.2 er vist de modelberegnedes arealer for de samlede indre danske farvande og for områderne Lillebælt/sydøstjyske fjorde/Det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord og Limfjorden. I figuren er også angivet, hvornår der var tilstrækkelig med blæst til at mindske iltsvindets udbredelse betydeligt i de lavvandede områder og eventuelt svække lagdelingen i de dybere områder.



Figur 6.2. Udvikling i arealet af moderat iltsvind ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) i 2022 i de indre danske farvande og i tre udvalgte delområder. Arealerne er opgjort for sidst i juli samt medio august, september, oktober og november. Pilene angiver vindhændelser, hvor døgnmiddelvind, højeste 10 minutters middelvind og maksimale vindstød samtidig er større end henholdsvis 6, 17 og 22 m s^{-1} . Blæst længere end et døgn er markeret med en tykkere pil. Bemærk forskellig skala på y-akserne.

Indre danske farvande (maks.-dybde ca. 60 m)

Iltsvindet i de indre danske farvande udviklede sig hurtigere i 2022 end i 2021 grundet omstændighederne beskrevet ovenfor. Arealudbredelsen af iltsvind i juli var således noget større i 2022 end i 2021 og markant større i august 2022 end i 2021. Andelen af kraftigt iltsvind til og med august var markant større i 2022 (38 %) end i 2021 (6-10 %). Efter den store udskiftning af bundvandet i oktober 2022 var andelen af kraftigt iltsvind usædvanlig lille i oktober (10 %) og november (2 %). Udskiftningen af bundvandet betød også, at iltsvindsarealet i oktober og november var en del mindre i 2022 end i 2021.

Lillebælt, sydøstjyske fjorde og Det Sydfynske Øhav (maks.-dybde ca. 40 m)

I det sydlige Lillebælt og i Det Sydfynske Øhav var der udbredt iltsvind fra juli til og med september. Andelen af kraftigt iltsvind steg fra godt 40 % i juli til knap 90 % i september. Udskiftningen af bundvandet i oktober bevirkede, at det kraftige iltsvind ophørte i området. I Haderslev Fjord er iltforholdene ofte meget dynamiske, hvilket især var tilfældet i juli, hvor det vekslede fra iltfrit og frigivelse af svovlbrinte til gode iltforhold og tilbage til intenst

iltsvind. I Aabenraa Fjord var udviklingen mere stabil med tiltagende iltsvind indtil midt i september. Udskiftningen af bundvandet midt i oktober forbedrede også iltforholdene i Aabenraa Fjord. Efterfølgende udbyggedes iltsvindet igen i Lillebælt-området, indtil endnu en udskiftning af bundvandet midt i november helt fjernede iltsvindet med undtagelse af et par mindre områder med moderat iltsvind bl.a. i den yderste del af Aabenraa Fjord.

Flensborg Fjord (danske del, maks.-dybde ca. 30 m)

Flensborg Fjord er, lige som Mariager Fjord, en tærskelfjord. Iltsvindets udvikling er ofte forskellig eller i hvert fald tidsmæssigt forskudt fra den indre til den ydre del af fjorden. Der havde allerede etableret sig kraftigt iltsvind og tilmed iltfrie forhold ved bunden i den indre del af fjorden ved årets første måling i starten af maj. I den ydre del af fjorden blev der registreret iltsvind først i juli. Iltsvindet tiltog indtil midt i september, hvor knap halvdelen af fjordens areal var påvirket af iltsvind, heraf godt 90 % af kraftigt iltsvind. I den ydre del af fjorden aftog iltsvindet markant i udbredelse og styrke midt i oktober og var helt væk midt i november. I den indre del var iltsvindet fortsat markant sidst i oktober, og det er uvist, hvornår det forsvandt, da der ikke var overvågning i området i november.

Limfjorden (maks.-dybde ca. 20 m)

Limfjorden er et relativt lavvandet og øst-vest-vendt stræde med gennemstrømning af især vand fra Nordsøen. Når der opstår lagdeling, udgør bundvandet ofte kun et tyndt lag. Det bevirker, at Limfjorden er et meget dynamisk iltsvindsområde, hvor iltsvind opstår og forsvinder hurtigt. Iltsvind etableres typisk tidligt i Limfjorden. I 2022 var der lavt iltindhold i flere områder af fjorden i starten af juni, men der blev først registreret iltsvind midt i juni. Iltsvindet tiltog hurtigt i udbredelse og styrke og var meget intenst midt i august. I Halkær Bredning var forholdene særligt dårlige, hvor opvækst og efterfølgende nedbrydning af store mængder søsalat bevirkede, at vandsøjlen blev tømt for ilt, og der kom en opblomstring af purpur svovlbakterier, som farvede vandet rødt. Da Halkær Bredning er meget lavvandet, var lidt vind i starten af september nok til at forbedre forholdene markant. Efterfølgende kraftig vind betød, at iltsvindssæsonen i Limfjorden var overstået midt i september, bortset fra en sidste rest af moderat iltsvind i Hjarbæk Fjord.

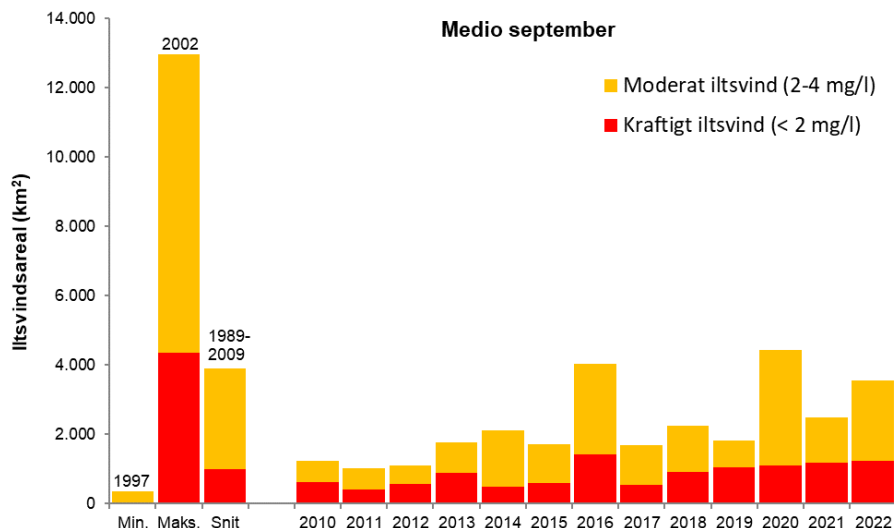
6.4 Tidlig udvikling i arealudbredelsen af iltsvind

Iltsvinds udbredelse varierer meget hen over året og mellem årene. Iltsvind har typisk sin maksimale udbredelse i september, hvor arealet har været opgjort hvert år siden 1989 (figur 6.3). Den hidtil største udbredelse af iltsvind blev registreret i 2002 og opstod som følge af en kombination af en stor tilførsel af næringsstoffer, forholdsvis lidt vind og relativ høj temperatur i bundvandet. Den hidtil mindste udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringsstoffer.

Iltsvindets udbredelse midt i september var i 2022 det tredjestørste siden 2008 og er siden 2002 kun overgået af udbredelsen i 2003, 2008, 2016 og 2020. I september 2022 var godt en tredjedel af iltsvindsarealet påvirket af kraftigt iltsvind. Den del af havbunden, som var påvirket af iltsvind i september 2022 (3.561 km²), svarer til arealet af Fyn og Falster tilsammen og var kun lidt mindre end det gennemsnitlige iltsvindsareal i perioden 1989-2009. Arealudbredelsen af iltsvind i september var relativt lille i 2010-2012, men arealet har været

signifikant stigende siden 2010 ($p=0,01$). Denne udvikling hænger bl.a. sammen med, at der siden 2010 har været en tendens til mindre vind om sommeren, stigende temperatur i bundvandet og en svag tendens til en stigning i tilførslen af kvælstof i planteplanktons væsentligste vækstperiode (*kap. 2 fig. 2.3, kap. 5 fig. 5.1*). Den relativt store udbredelse af iltsvind i 2016, 2020 og 2022 viser, at iltsvind stadig kan påvirke store områder og være meget intenst.

Figur 6.3. Udvikling i modelleret areal af moderat ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) iltsvind i bundvandet midt i september i de indre danske farvande for perioden 2010-2022 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2022 og gennemsnittet for perioden 1989-2009. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2 .



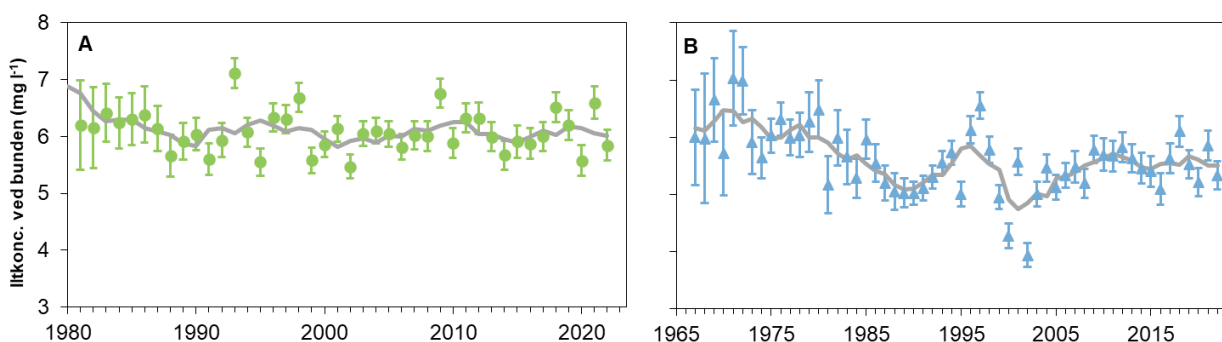
6.5 Tidlig udvikling i bundvandets iltforhold

Fjorde og kystvande samt åbne indre farvande

I fjorde og kystvande var iltkoncentrationen ved bunden i 2022 markant lavere end i 2021 og på niveau med gennemsnittet for de seneste ca. 30 år (*figur 6.4*). I de åbne indre farvande var der også et relativt stort fald i bundvandets iltkoncentration fra 2021 til 2022 til et niveau omkring gennemsnittet i de seneste ca. 20 år. De lavere iltkoncentrationer i 2022 end i 2021 skyldes især, at iltsvindet var mere omfattende og intenst i 2022 end i 2021. Desuden var temperaturen i bundvandet højere i 2022 end i 2021 (*kap. 2 fig. 2.3*), hvilket mindsker opløseligheden af ilt i vand og øger iltforbruget.

Set over hele overvågningsperioden er der sket et fald i iltkoncentrationen både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. I begge farvandstyper var iltkoncentrationen i 2022 på niveau med koncentrationen i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, hvor tilførslen af næringsstoffer var væsentlig højere end nu. Iltforholdene i bundvandet har således endnu ikke responderet fuldt ud på reduktionen i tilførslen af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne. Det skyldes formodentlig en kombination af strukturelle forandringer i økosystemet (såsom ændrede fysiske-kemiske-biologiske forhold), mindre vind og højere temperatur (*Riemann m.fl. 2016*).

I overvågningsperioden har det årlige gennemsnit for iltkoncentrationen i fjorde og kystvande varieret inden for et forholdsvist snævert interval, mens der set over hele perioden har været større udsving i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande. Disse fluktuationer med de laveste iltkoncentrationer omkring 1989-91, 2000-02 og 2014-16 er formodentlig relateret til variationer i klimatiske forhold og strømforhold, hvilket dog ikke er undersøgt nærmere.



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

6.6 Regionale områder

Langtidsudviklingen

Der er store regionale forskelle i udviklingen af iltkoncentrationen i bundvandet. Langtidsudviklingen viser generelt tendens til aftagende iltkoncentration i alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet (tabel 6.1). Af de otte områder, der viser negativ udvikling i bundvandets iltkoncentration, er der et statistisk signifikant fald i tre af dem. Her er iltforholdene forringet med 0,017-0,041 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹. I de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet er der sket en statistisk signifikant stigning i bundvandets iltkoncentration på 0,028 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹.

De underliggende årsager til udviklingen på regionalt plan er ikke undersøgt nærmere. Men den overvejende tendens til faldende iltkoncentrationer er i overensstemmelse med forventningerne som følge af forøget tilførsel af næringsstoffer (eutrofiering) og efterfølgende en forsinket respons på reduceret tilførsel af næringsstoffer (oligotrofiering). Desuden er havtemperaturen steget ca. 2 °C i de sidste 40 år (kapitel 2), hvilket mindsker opløseligheden af ilt og øger iltforbruget.

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

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling (mg l ⁻¹ år ⁻¹)
Vestjyske fjord- og kyststationer	31	4	1989-2022	0,2685	0,011
Limfjorden	43	9	1980-2022	0,0867	-0,017
Østjyske fjorde	50	11	1972-2022	0,5480	-0,003
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	45	3	1977-2022	0,0030	-0,023
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	37	13	1985-2022	0,0116	0,028
Kattegat	57	18	1966-2022	0,3479	-0,004
Nordlige Bælthav og Storebælt	51	9	1970-2022	0,3531	-0,007
Lillebælt og Femern Bælt	57	6	1965-2022	0,0268	-0,017
Øresund	56	4	1967-2022	0,0500	-0,011
Østersøen	55	9	1966-2022	0,0001	-0,041

Udviklingen de seneste 10 år

For at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne beskrives her udviklingen i de sidste ti år sammenholdt med udviklingen i hele overvågningsperioden (tabel 6.2). Ændringen i bundvandets iltkoncentration er ikke statistisk signifikant i nogen af de ti områder, hvilket viser, at variationen er stor mellem årene, og at udviklingen ikke er entydig. I de sidste ti år er der dog en tendens til, at iltkoncentrationen i bundvandet er steget i fem, forværret i fire og status quo i et af farvandene. Udviklingen i fire af de fem områder med en positiv tendens er dog langsom og med udgangspunkt i et lavt niveau. Fx vil de seneste ti års positive udvikling i 'Lillebælt og Femern Bælt' skulle fortsætte i ca. 40 år, før iltkoncentrationen er tilbage på niveauet omkring 1970 – og selv på det tidspunkt var iltkoncentrationen i bundvandet formodentlig reduceret pga. eutrofiering.

Tabel 6.2. Lineære tiårs-trendanalyser (2013-2022) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone (lysere grå = stigning, mørkere grå = fald). Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (tabel 6.1) er angivet med ↔ (uændret), ↑ (forbedret), ↓ (forringet). Symbolerne for 'forbedret' og 'forringet' er anvendt, når udviklingen i iltindholdet i et område er henholdsvis øget eller reduceret med $\geq 50\%$ i de seneste ti år i forhold til hele overvågningsperioden (tabel 6.1). De områder, hvor ændringen er mindre, er angivet som 'uændret'.

Område	Antal stationer	P-værdi	Udvikling (mg l ⁻¹ år ⁻¹)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,9688	-0,002	↓
Limfjorden	9	0,1815	0,119	↑
Østjyske fjorde	11	0,1447	0,038	↑
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,8371	-0,011	↓
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	13	0,8209	-0,021	↓
Kattegat	18	0,8180	-0,008	↓
Nordlige Bælthav og Storebælt	9	0,6924	0,037	↑
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,4497	0,046	↑
Øresund	4	0,8869	-0,007	↔
Østersøen	9	0,7375	-0,013	↑

6.7 Sammenfatning

- Iltsvindet startede tidligere i 2022 end i 2021, men senere end i 2020. Uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder opstod det tidligste iltsvind sidst i marts (Nybøl Nor), først i maj (Flensborg Fjord), sidst i maj (Det Sydfynske Øhav) og først i juni (sydlige Lillebælt).
- I august tiltog iltsvindet meget i udbredelse og intensitet stimuleret af svag vind og høj temperatur. Iltsvindets udbredelse var størst midt i september, hvor det dækkede et område svarende til arealet af Fyn og Falster tilsammen.
- Kraftig blæst i første halvdel af oktober reducerede iltsvindets udbredelse og intensitet markant. Men rolige vindforhold i sidste halvdel af oktober, resulterede i, at iltsvindet tog til igen. Fornyet kraftig blæst i første halvdel af november betød, at iltsvindet næsten var helt væk sidst i november.
- Iltsvindet i de danske farvande var i 2022 særlig udbredt og intenst i Limfjorden, Haderslev Fjord, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt.
- Iltsvindet forårsagede iltfrie forhold i bundvandet og frigivelse af svovlbrinte fra havbunden i en del områder. Sidst i august blev der observeret døde bunddyr, fisk og planter i Smålandsfarvandet og Halkær Bredning. I Halkær Bredning i Limfjorden resulterede dårlige iltforhold i august i en opblomstring af purpur svovlbakterier, som farvede hele bredningen rød.
- Iltsvindsarealet i de danske farvande i september var i 2022 det tredjestørste siden 2008 og det femtestørste siden 2002. Arealudbredelsen af iltsvind i september var i gennemsnit større i perioden 1989-2009 end i perioden 2010-2022, men arealet er steget signifikant siden 2010.
- Iltkoncentrationen i bundvandet i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande var i 2022 markant lavere end i 2021 og på niveau med gennemsnittet for de seneste ca. 20 år. I fjorde og kystvande faldt iltindholdet i løbet af 1980'erne, men det har siden været forholdsvis stabilt. I de åbne indre farvande har iltindholdet overordnet været faldende siden midten af 1960'erne, men med indlejrede svingninger.
- I de regionale farvande er der i de fleste områder en tendens til et fald i iltkoncentrationen i bundvandet siden starten af overvågningen. I de sidste ti år er der i halvdelen af områderne en tendens til en udvikling mod højere iltkoncentration. Men udviklingen går langsomt og starter fra et lavt niveau.

7 Bundplanter – ålegræs og makroalger

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

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter er vidt udbredt på blød og sandet bund langs vores kyster, og ålegræs er langt den mest dominerende blomsterplante i danske havområder. Skove af tang (makroalger) vokser primært på stenet bund både i tidevandszonen og på dybere vand. Ålegræsengene og tangskovene bidrager væsentligt til den marine biodiversitet, fordi de er meget produktive og skaber levested og opvækstområde for mange organismer.



Ålegræseng i en kystlagune ud for Als nord for Mariager Fjord. Foto: Dorte Krause-Jensen.

Vegetationen fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi den dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og hjælper dermed til at holde vandet klart. Vegetationen er desuden, ligesom skovene på land, et kulstofdræn og bidrager betydeligt til havets kulstofpulje (Blue Carbon/blåt kulstof) (Duarte *m.fl.* 2013, Krause-Jensen & Duarte 2016). Samtidig tilbageholder vegetationen næringsstoffer og udgør dermed et kystfilter for næringsstoffer (Bruhn *m.fl.* 2020, Lange *m.fl.* 2022). Disse mange funktioner gør, at havets enge og skove hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer. Desværre er ålegræs og verdens øvrige havgræsser stærkt truede, selvom der er nylige positive tendenser på europæisk plan (de los Santos *m.fl.* 2019). Skove af flerårige tangplanter viser også en generel global tilbagegang gennem det seneste halve århundrede (Krumhansl *m.fl.* 2016, Wernberg *m.fl.* 2019). Beskyttelse og restaurering af marin vegetation bidrager derfor som naturbaserede løsninger på globale samfundsudfordringer relateret til både klima, biodiversitet og havmiljø (Gattuso *m.fl.* 2018, Hoegh-Guldberg *m.fl.* 2019). Overvågning, beskyttelse og genetablering går hånd i hånd, da overvågningsdata giver dokumentation for, hvor der er behov for beskyttelse, og hvor miljøforholdene er egnet til aktiv genetablering af tætte bestande af ålegræs og tang.

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

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

Fysiske forstyrrelser af havbunden, fx i form af trawlfiskeri og hyppige skibspassager, er også sandsynlige årsager til reduceret udbredelse af makroalger på visse lokaliteter (Dahl 2005; Dahl *m.fl.* 2011). Tilsvarende kan graveaktivitet og trawlfiskeri efter muslinger eller fisk på lavt vand skade ålegræsenge (Erfteimeijer & Lewis 2006, Krause-Jensen *m.fl.* 2021). Biologiske interaktioner, som fx søpindsvins græsning, kan også have en markant effekt på bundplanternes udbredelse lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og disses nedgræsning af bundplanter er bl.a. observeret i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra havoddere, hummere og fisk (Little & Kitching 1996, Tegner & Dayton 2000). Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en saltholdighed højere end 22-24, og er derfor kun relevant for en del af de danske farvande. Stigende temperaturer er endnu en potentiel stressfaktor for vegetationen (Krause-Jensen *m.fl.* 2021).

Dette kapitel præsenterer udviklingen i ålegræssets forekomst i fjerne og kystvande gennem perioden 1989-2022. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse' defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning og 'ålegræssets dækning i dybdeintervaller'. Blandt de marine blomsterplanter omfatter analyserne kun ålegræs, fordi ålegræs er langt den mest udbredte blomsterplante på den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer dog også andre rodfæstede blomsterplanter såsom havgræs (*Ruppia* spp.), dværgålegræs (*Zostera noltii*) og børstebladet vandaks (*Stuckenia pectinata*).

Senere i kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makroalgernes dækning i fjerne og kystvande for perioden 1990-2022. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af drivende makroalger. Makroalgernes dækningsgrad opgøres som 'kumuleret dækning' - dvs. summen af de enkelte arters dækning på den stabile hårde bund. Kapitlet slutter med en gennemgang af udviklingen i makroalgernes dækning samt natur- og miljøtilstanden på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder.

7.1 Metoder og datagrundlag

Vækstvilkårene for ålegræs og makroalger i form af lysnedtrængning og fysisk eksponering er meget forskellige fra lukkede fjorde til åbne farvande. Derfor er data og analyser af planternes udvikling grupperet i farvands typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som en del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2022. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (Bruhn *m.fl.* 2022). De tekniske anvisninger er blevet revideret løbende igennem overvågningsperioden. Ved et metodeskifte i 2001 blev metoden ændret fra at opgøre en samlet dækningsgrad (skala 1-5) pr. dybdeinterval til at opgøre dækningsgraden (i procent) i punkter langs dybdegradienten. Desuden blev det præciseret, at dybden for hovedudbredelsen er den største dybde med mindst 10 % dækning. Dette betød, at det blev muligt at fastlægge både dybden for ålegræssets hovedudbredelse og ålegræssets dækningsgrader i dybdeintervaller med større nøjagtighed. Metoden for fastlæggelse af ålegræssets maksimale dybdegrænse er også blevet forbedret, så den siden 2001 bygger på gennemsnit af 7-10 observationer pr. transekt fremfor kun én observation pr. transekt. Fra og med 2017 foretages også 7-10 observationer pr. transekt af ålegræssets hovedudbredelse.

Modellering af ålegræsindikatorer

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et delområde indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Data er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af Bilag 4. For hver farvandstype er beregnet årsmidler for både dybdegrænser og dækningsgrader. Dybdegrænser lavere end 1,5 m er dog udeladt af analysen, da de er bestemt af fysiske forhold snarere end af lysbegrænsning. Analyserne omfatter også delområder, der kun har været undersøgt et enkelt eller få år. Dette kan lade sig gøre uden at skævvride det samlede datasæt, fordi der benyttes en generaliseret lineær model i analysen.

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

Den tidlige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvågningsperiode (1989-2022) og for de seneste ti år (2013-2022) (JMP PRO 15.0, SAS Inc.). P-værdier $< 0,05$ betragtes som signifikante.

Makroalger

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2022. Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et område indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Områderne er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 4*. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (*Høgslund m.fl. 2014, Lundsteen & Dahl 2016*). I analyser af udviklingstendensen er data fra programmets første år (1989) udeladt, fordi dækningsgraden var påfaldende lav, hvilket kunne tyde på, at undersøgelsesmetoderne på daværende tidspunkt ikke var fuldt indarbejdet. Der er desuden sket metodeændringer undervejs, bl.a. blev den artsspecifikke dækningsgrad tidligere angivet i en grovere skala inddelt i fem niveauer og ikke direkte i procent. For stenrev i åbne farvande skete dette metodeskift i 1993, og data til og med 1993 er udeladt af trendanalyserne for stenrev. For de øvrige makroalgeundersøgelser skete metodeændringen først i 2001, hvor hele tidsserien er inkluderet i analysen med en bemærkning i figurene om metodeskiftet.

For hver farvandstype er udviklingen analyseret for indikatoren 'makroalgerne kumulerede dækning', som kan antage værdier, der er betydeligt større end 100 %, eftersom algerne kan vokse i lag oven på hinanden. Tidligere rapporter har omfattet makroalgernes 'totale dækningsgrad', dvs. den samlede dækning set ovenfra (0-100 %) som en supplerende indikator. Da den kumulerede dækningsgrad er den mest følsomme af de to indikatorer, er der i denne rapport udelukkende fokuseret på den. Dog er makroalgernes totale dækningsgrad brugt i analyser af udvalgte stenrev, da det giver mulighed for sammenligning med modelberegninger og prognoser for disse stenrev. Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter er vurderet af dykkere og omfatter al opret makroalgevegetation. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle områder inden for hver farvandstype.

Modellering af dækningsgrader

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

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

Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af årsmidlerne for overvågningsperioden (1990-2022, dog 1994-2022 for stenrev), samt for de seneste ti år (2013-2022) (JMP PRO 15.0, SAS Inc.). P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

7.2 Resultater og diskussion

Ålegræs

Tidlig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2022 var størst i kystvande (4,7-5,8 m), mindre i yderfjorde (3,7-4,9 m) og mindst i inderfjorde (2,8-3,9 m) og i Limfjorden (1,9-3,2 m) (*figur 7.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse, især efter metodeskiftet i 2001. Hovedudbredelsen var således størst i kystvande (4,0-5,9 m), mindre i yderfjorde (2,8-4,0 m) og mindst i inderfjorde (2,3-3,8 m) og Limfjorden (1,9-2,6 m) (*figur 7.1*).

For den samlede overvågningsperiode 1989-2022 er der sket en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde (16 %) og Limfjorden (19 %). Den maksimale dybdeudbredelse i kystvande og yderfjorde har derimod ikke udviklet sig signifikant i overvågningsperioden.

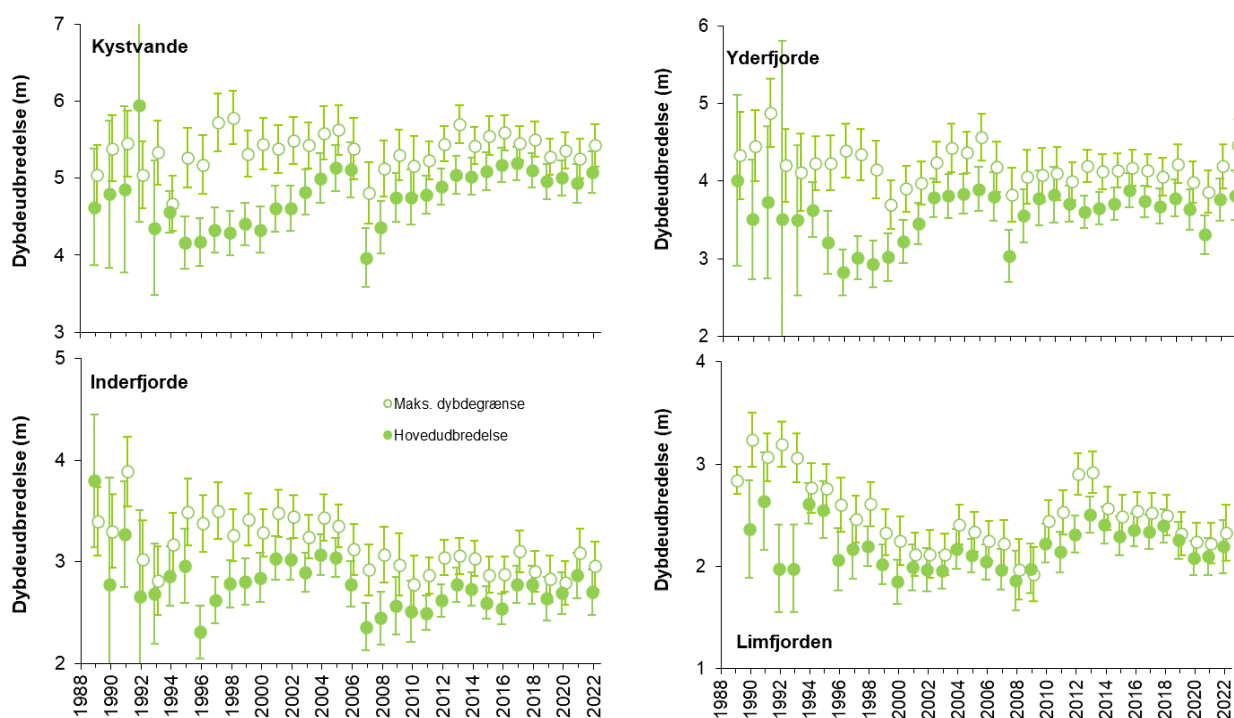
I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen blevet signifikant dybere i kystvande (11 %), mens den er reduceret signifikant i inderfjorde (12 %). I yderfjorde og i Limfjorden er der derimod ikke sket en signifikant ændring i ålegræssets hovedudbredelsesdybde set over hele overvågningsperioden. Som det fremgår af *figur 7.1*, er usikkerheden på bestemmelsen af ålegræssets hovedudbredelse reduceret siden starten af overvågningsperioden, i takt med at der er undersøgt flere transekter og flere replikater af hovedudbredelsen.

Set over de seneste ti år (2013-2022) er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på signifikant lavere vanddybde i kystvande (5 %) og Limfjorden (19 %), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i inderfjorde og yderfjorde. Den seneste positive udvikling i årene omkring 2010 er således vendt eller stagneret.

Ålegræssets hovedudbredelse er også rykket ind på lavere vand i Limfjorden i de seneste ti år (14 % reduktion). I de øvrige farvandstyper ses ingen signifikant udvikling i dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse gennem de seneste ti år.

I 2022 viste ålegræssets dybdegrænse fremgang i kystvande, yderfjorde og Limfjorden i forhold til 2021.

Den samlede udvikling i ålegræssets udbredelse i kystvande og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (*Hansen (red.) 2012 kapitel 12, Krause-Jensen m.fl. 2020, Krause-Jensen m.fl. 2021*).



Figur 7.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (○) og hovedudbredelse (●) i perioden 1989-2022 for kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Der er enkelte tilfælde, hvor hoved-udbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Dette kan forekomme, fordi hovedudbredelsen og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er samhørende. Bemærk forskellige y-akser. *Bilag 4* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden.

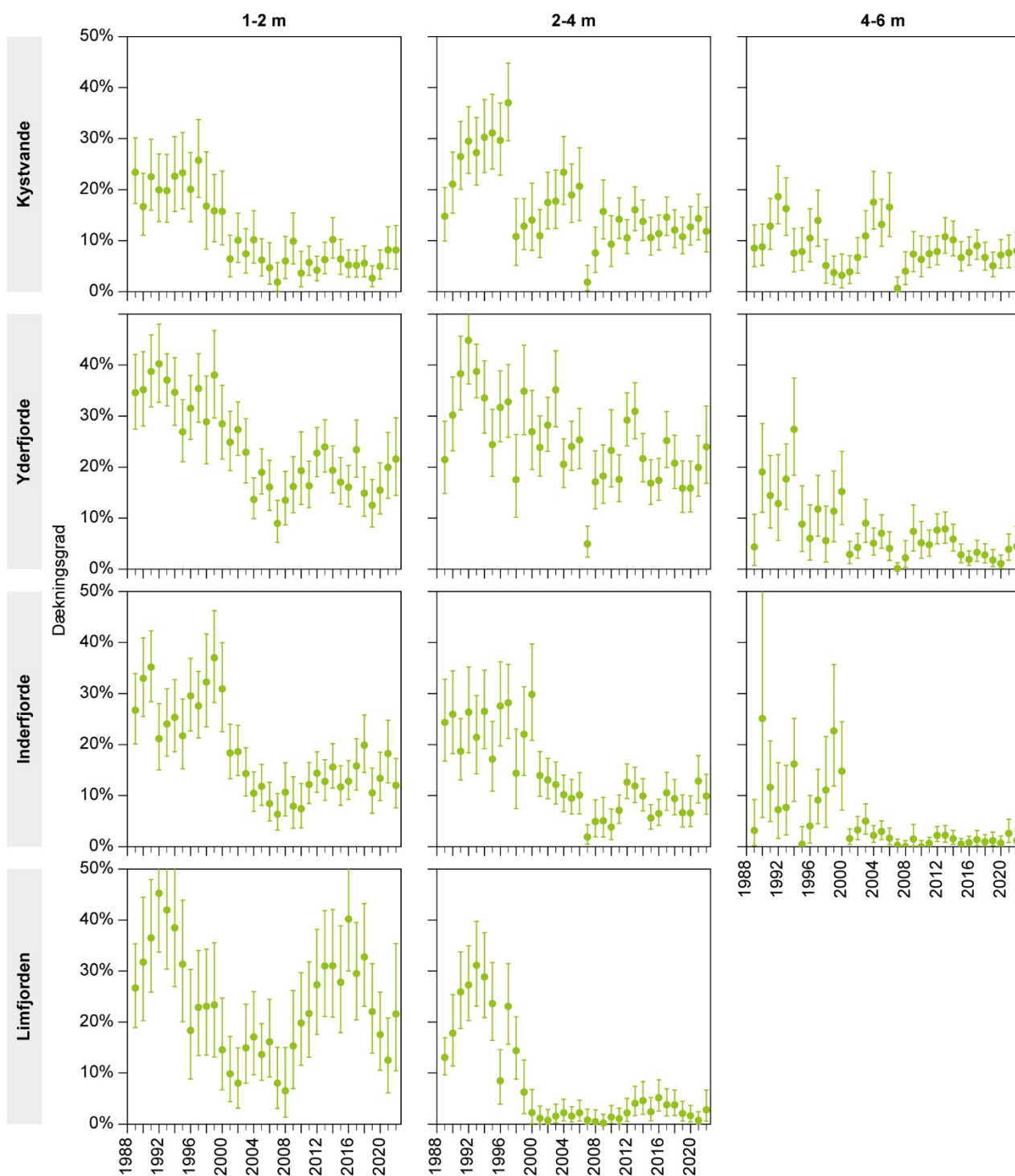
Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

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

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m og 2-4 m), hvor lysforholdene er gode og eksponeringen markant mindre end på helt lavt vand (*Krause-Jensen m.fl. 2003*). Dækningsgraden varierer betydeligt mellem år og mellem farvandstyper. Fx dækkede ålegræsset på 2-4 m's dybde 2-37 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 5-45 % i yderfjorde, 2-30 % i inderfjorde og 0-31 % i Limfjorden i perioden 1989-2022 (*figur 7.2*).

Set over hele overvågningsperioden (1989-2022) er der en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden på de undersøgte transekter (*figur 7.2*). Dækningsgraden er faldet signifikant på både 1-2, 2-4 og 4-6 m i samtlige områder, bortset fra på 1-2 m i Limfjorden, og dybder over 4 m i kystvande. I de seneste ti år (2013-2022) er dækningsgraden faldet på alle dybder over 2 m i yderfjorde, mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre dybdeintervaller eller områder.

Ligesom for ålegræssets dybdegrænse er der tale om en generelt negativ udvikling både over den lange tidshorizont og gennem det seneste årti. I 2022 viste ålegræssets dækning dog generelt fremgang i forhold til 2021, bortset fra i inderfjorde.



Figur 7.2. Ålegræssets dækningsgrad på overvågningstransekter i perioden 1989-2022 for kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Venstre kolonne viser udviklingen på lavt vand (1-2 m), midterste kolonne viser udviklingen på mellemdybder (2-4 m), og højre kolonne viser udviklingen på større dybder (4-6 m). Bilag 4 angiver, hvilke områder der indgår i de forskellige farvandstyper. Der var et metodeskift i 2001 (se metodeafsnit).

Ålegræssets udvikling samlet set

Fra 2007 til omkring 2013 var der tegn på en positiv udvikling i ålegræssets dybdegrænse og til dels også i ålegræssets dækningsgrad. Det blev tolket som begyndende respons på, at kvælstofkoncentrationen var faldet siden starten af 90'erne (Riemann *m.fl.* 2016). Men den positive udvikling stagnerede eller vendte i negativ retning frem til 2020/2021, i takt med at næringsstofkoncentrationen stagnerede. De spæde tegn på forbedret dybdegrænse og dæknings-

grad i 2022 sammenlignet med 2021 kan være et respons på lavere næringsstofkoncentrationer i 2021 og 2022.

Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger i vid udstrækning af vandets klarhed, hvilket afspejles i, at den tidlige udvikling i store træk svarer til udviklingen i sigtdybden (*kapitel 5*). De seneste års reduktion i ålegræssets udbredelse er også i tråd med relativt lave sigtdybder (*kapitel 5*) og høje klorofylkoncentrationer (*kapitel 5*).

Trawling og bundskrab efter muslinger reducerer også ålegræssets dybdeudbredelse i nogle områder. Detaljerede analyser viser, at ålegræsenge vokser signifikant dybere ved en given sigtdybde i områder, hvor der ikke skrubes efter muslinger sammenlignet med områder, hvor der foregår muslingskrab (*Krause-Jensen m.fl. 2021*).

Høje vandtemperaturer omkring 23-25 °C kan ligeledes påvirke ålegræsset negativt (*Hammer m.fl. 2018, Beca-Carretero m.fl. 2018*). Risikoen for høje vandtemperaturer er størst på lavt vand. En analyse af ålegræsdata i relation til hedeølgerne i somrene 2014 og 2018 viser dog ikke direkte sammenfald mellem hedeølgerne, og det generelle niveau for ålegræssets maksimale dybdegrænse og dækningsgrad sammenlignet med de tre foregående år (upubliceret analyse, *Carstensen & Krause-Jensen*). Men detailanalyser viser, at ålegræssets dybdeudbredelse især er negativt påvirket af høje temperaturer i områder, hvor andre presfaktorer, såsom uklart vand og trawling af havbunden, tvinger ålegræsset ind mod lavere vand (*Krause-Jensen m.fl. 2021*). Højere temperaturer øger også risikoen for iltsvind, som yderligere presser ålegræsbestandene (*Pulido & Borum 2010*).

Stigende havtemperaturer øger derfor behovet for effektiv forvaltning af ålegræsenge. Beskyttelse af ålegræsenge mod kendte og lokalt kontrollerbare presfaktorer som eutrofiering og muslingskrab giver engene mulighed for at sprede sig mod dybere vand, hvor vandet er køligere. Veludviklede brede og dybereliggende ålegræsbelter vil samtidig kunne fungere som frøpulje for enge på lavere vand og dermed bidrage til at stabilisere disse. I områder, hvor miljøforholdene er egnede for ålegræs, kan genetableringen fremskyndes ved aktivt at udplante ålegræs i områder, hvor der er langt mellem bedene (*Lange m.fl. 2022*).

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

Makroalger

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

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

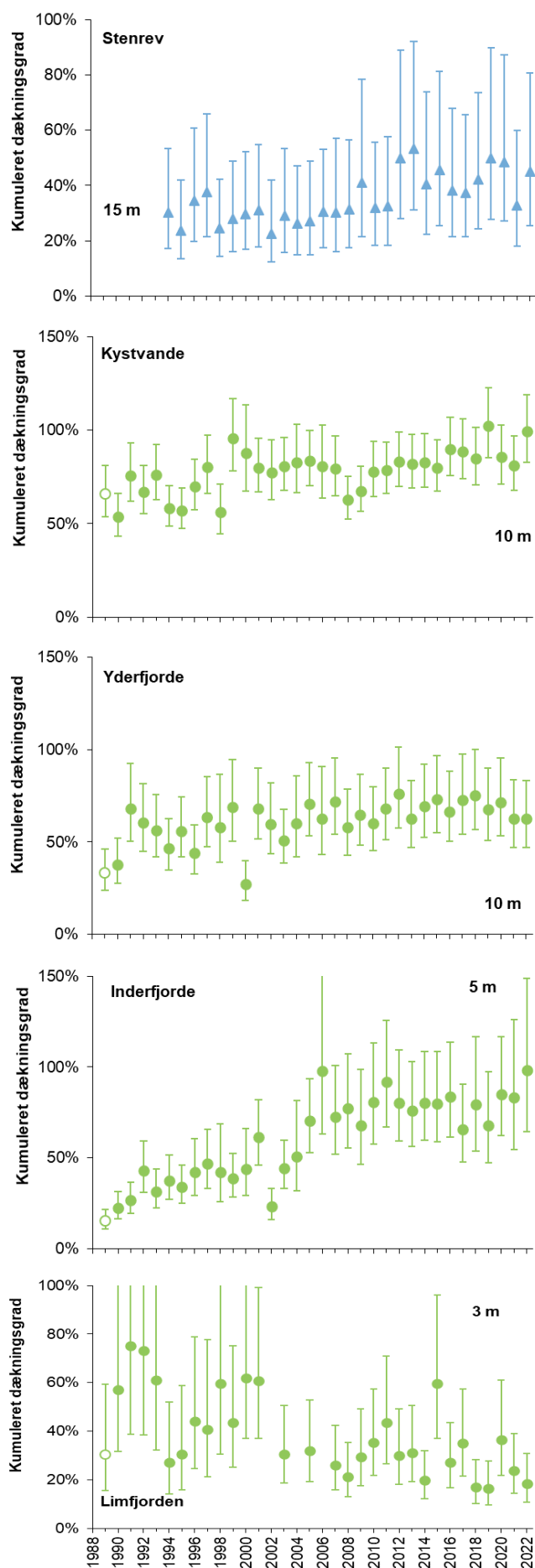
Tidslig udvikling i udbredelsen af makroalger i fjorde, kystvande og på stenrev

Makroalgernes kumulerede dækning på de fastsatte modelleringsdybder i perioden 1990-2022 (1994-2022 for stenrev) var følgende: 54-102 % på 10 m's dybde i kystvande og lidt lavere, 27-76 %, på samme dybde i yderfjorde (figur 7.3). I inderfjorde var den kumulerede dækning 23-98 % på 5 m og i Limfjorden betydelig lavere, 16-75 %, på kun 3 m. På stenrev, hvor modelleringsdybden var 15 m, var den kumulerede dækning 23-53 %.

Gennem overvågningsperioden (1990-2022) er der sket en signifikant positiv udvikling i algernes kumulerede dækning på stenrev (98 %), i kystvande (37 %), yderfjorde (38 %) og inderfjorde (231 %), mens udviklingstendensen er signifikant negativ i Limfjorden (62 %). Årsagen til tilbagegangen i Limfjorden er ikke klarlagt. Undersøgelser i Løgstør Bredning dokumenterede dog et meget stort potentielt græsningstryk fra søpindsvinet tangborre (*Psammechinus miliaris*) i 2018 i Bjørnsholm Bugt (personlig meddelelse, *Dahl*), samt i tilknytning til det nye stenrev ud for Livø i 2019 (*Dahl m.fl.* 2020). På tre NOVANA-transekter i Løgstør Bredning er antallet af tangborre også øget markant fra 2018 til 2020. Gennem de seneste ti år (2013-2022) er udviklingen stagneret i samtlige farvandstyper. De modellerede dækninger for stenrev, kystvande og inderfjorde var dog generelt bedre i 2022 end i 2021, men ikke for yderfjorde og Limfjorden.

Makroalgerne har generelt udvist en mere positiv/mindre negativ udvikling end ålegræsset, især i starten af overvågningsperioden. Det indikerer, at ålegræsset er mere presset end makroalgerne af den fortsatte eutrofiering i kombination med andre presfaktorer såsom fysisk forstyrrelse og opvarmning.

Figur 7.3. Makroalgernes kumulerede dækningsgrad i perioden 1989-2022 på stenrev i åbne farvande og i kystvande, yder- og inderfjorde samt i Limfjorden (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Data fra 1989 (åbne symboler) er udeladt af trendanalyserne. For stenrev var der et metodeskift i 1993, mens der i de øvrige områder var et metodeskift i 2001 – nærmere forklaring i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'. Bemærk, at modelleringsdybden og skalaen på y-aksen varierer mellem farvandstyperne (se metodeafsnittet). *Bilag 4* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. åbne farvande (stenrev), kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden.



7.3 Makroalger på udvalgte beskyttede revhabitater i Natura 2000-områder

Kattegat

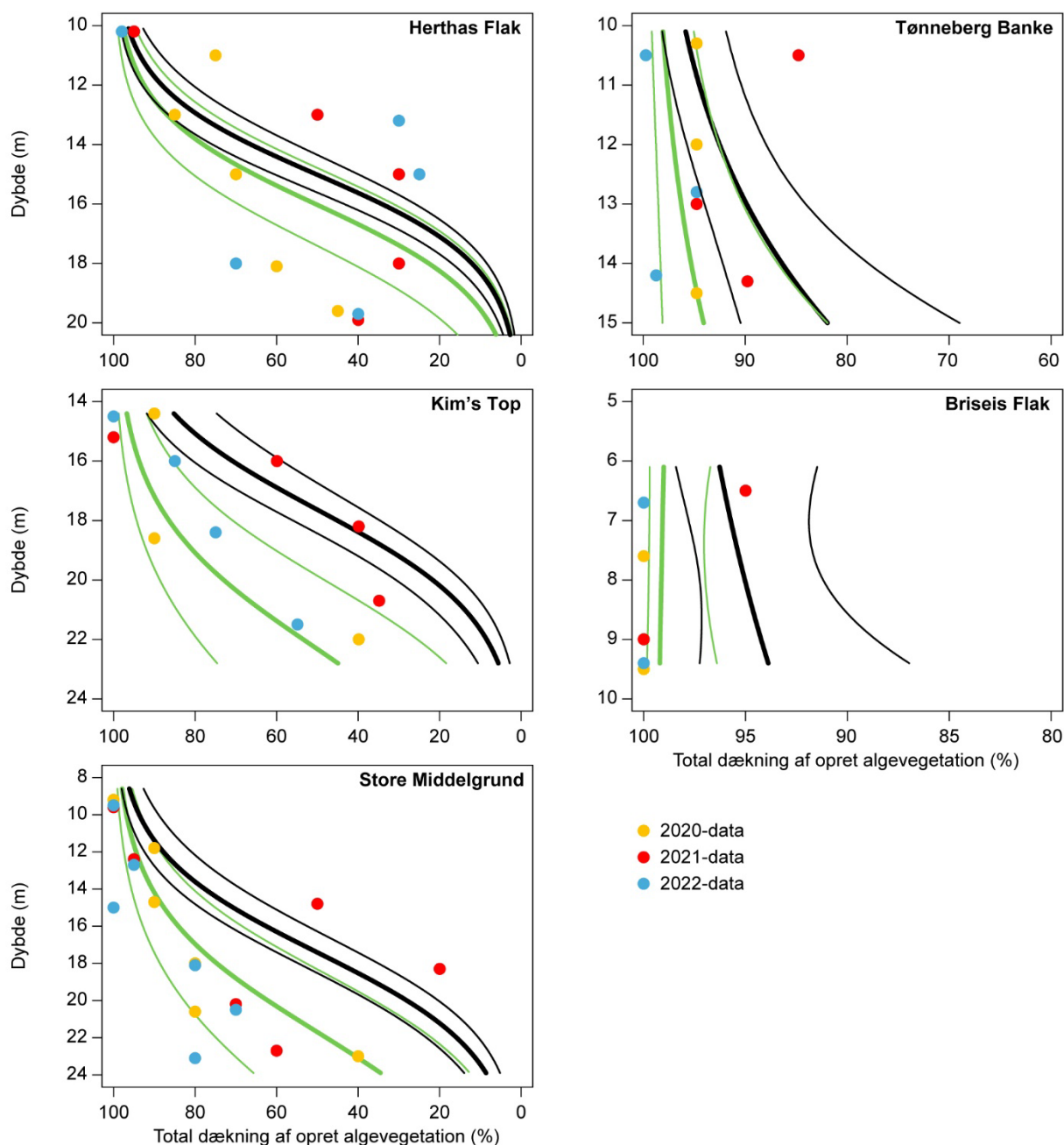
Der er udviklet modeller for en række stenrev i Kattegat, der beskriver algernes totale og kumulerede dækning som funktion af dybde, solindstråling, søpindsvins græsningstryk og samlet tilførsel af kvælstof til Kattegatområdet (Dahl & Carstensen 2008). Modellerne kan bruges til at estimere den algedækning,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

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

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

Den totale dækningsgrad af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var god i 2022 og betydeligt bedre end i 2021 (figur 7.4). Kun to observationer i 2022, på 13 og 15 m's dybde på Herthas Flak, skilte sig ud med en markant lavere total algedækning end tidligere. De resterende observationer havde en dækningsgrad på niveau med eller bedre end de modellerede dækninger ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignende forhold. Det skal bemærkes, at modellen kan være mere usikker ved reference-tilstanden, da denne tilstand ligger uden for modellens typiske 'data range'.

På Store Middelgrund blev fysiske forstyrrelser (sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri eller opankrede garnfartøjer) dokumenteret på 15 og 18 m's dybde i 90'erne og 00'erne, hvilket reducerede både makroalgerne og epifaunaens udbredelse (Dahl m.fl. 2008). Trawlfiskeri har været forbudt siden 2017, og i de senere år er algedækningen generelt øget, dog med store variationer mellem årene.



Figur 7.4 Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2019-2022 (farvede prikker). Desuden er vist modellerede dækninger (uden korrektion for variation i indstråling i forårshalvåret) for to scenarier med forskellig kvælstoftilførsel. Det første scenarie (sorte linjer) angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensgrænser ved en tilførsel på 48.000 tons total kvælstof (TN) i forårshalvåret svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel i forårshalvåret for perioden 1994-2006. Det andet scenarie (grønne linjer) med tilhørende 95 % konfidensgrænser svarer til en referencelignende situation med en tilførsel på 10.000 tons TN i forårshalvåret. Begge scenarier er baseret på en solindstråling fra maj til juli svarende til gennemsnittet for perioden 1994-2006 og en græsning af søpindsvin svarende til, at 0,1 % af bunden er dækket af søpindsvin.

Diskussion af makroalgernes udvikling

Den positive udvikling i makroalgernes dækningsgrad i inder- og yderfjorde samt i kystvande siden 1990 er højst sandsynligt en konsekvens af forbedret vandkvalitet gennem overvågningsperioden som helhed (*Riemann m.fl. 2016; Dahl & Carstensen 2008*). Stagnationen i den positive udvikling gennem det seneste årti hænger formentlig sammen med den gradvise stigning i næringsstofforførslen i vækstsæsonen for perioden 2012-2020 (*kapitel 5*). Makroalgernes dækningsgrad var lidt større i 2022 end i 2021 på både stenrev, i kystvande og i inderfjorde, hvilket måske afspejler de generelt lave næringsstofkoncentrationer i 2021 og 2022.

Detaljerede analyser dokumenterer, at dækningsgraden udviser en generel positiv respons på faldende kvælstofkoncentrationer (*Krause-Jensen m.fl. 2007; Carstensen m.fl. 2014*). Makroalgernes samlede dækningsgrad på stenrev i Kattegat reagerer også positivt på faldende tilførsel af kvælstof i forårshalvåret, desuden bidrager lysindstråling og forekomst af søpindsvin til at forklare variationen i makroalgernes dækning (*Dahl & Carstensen 2008*).

Sammenhængen mellem makroalgernes tilstand og næringsstofkoncentrationerne skyldes koblingen mellem næringsstoffer, planteplankton og vandets klarhed. Samtidig påvirker næringsstofferne mængden af enårige epifytter på de flerårige alger, som også kan reducere makroalgernes vækst. De kraftige flerårige makroalger, som brunalgerne fingertang (*Laminaria digitata*), sukker-tang (*Saccharina latissima*), palmetang (*Laminaria hyperborea*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*), har et lavere næringsbehov end enårige makroalger og kan hen over sommeren leve af næringsstoffer oplagret i løbet af det sene efterår og vinteren, hvor koncentrationerne af næringsstoffer er højest (*Pedersen & Borum 1997, Bartsch m.fl. 2008*). Disse arter har derfor en konkurrencefordel ved lave næringsstofkoncentrationer sammenlignet med de mere næringsstofkrævende enårige alger.

7.4 Sammenfatning

Ålegræs

- I perioden 1989-2022 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere vand i inderfjorde og Limfjorden, mens den har været uændret i yderfjorde og kystvande. I samme periode er ålegræssets hovedudbredelse rykket ud på større dybde langs åbne kyster, mens den er reduceret i inderfjorde og har været uændret i de andre farvandstyper.
- Gennem de sidste seneste ti år er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere vand i både kystvande og Limfjorden, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling for de to andre farvandstyper. I samme periode er ålegræssets hovedudbredelse rykket ind på lavere vand i Limfjorden, mens den er uændret i alle øvrige farvandstyper. Der var dog fremgang i ålegræssets dybdeudbredelse i 2022 ift. 2021 i kystvande, yderfjorde og Limfjorden.
- For perioden 1989-2022 er der en generel tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Gennem de seneste ti år er dækningsgraden generelt reduceret på dybder >2 m i yderfjorde, mens den ikke er ændret signifikant i andre områder.

Makroalger

- Set over hele overvågningsperioden (1990-2022) er makroalgernes kumulerede dækningsgrad øget på stenrev, i kystvande, yderfjorde og inderfjorde, mens den er faldet i Limfjorden.
- I de seneste ti år er makroalgernes kumulerede dækning stagneret i alle farvandstyper; dog var forholdene i 2022 bedre end i 2021 på stenrev, i kystvande og inderfjorde.

Makroalger på udvalgte stenrev i Natura-2000 områder i Kattegat

- Den totale algedækning på de fem undersøgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var i 2022 rigtig god på næsten alle undersøgte rev og dybder.

Ålegræs versus makroalger

- Makroalgerne har generelt udvist en mere positiv/mindre negativ udvikling end ålegræsset. Ålegræsset er tilsyneladende mere presset end makroalgerne af den fortsatte eutrofiering i kombination med andre presfaktorer.

8 Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen

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



Molboøsters (*Arctica islandica*). Den røde streg svarer til 1 cm. Foto: Steffen Lundsteen.

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

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

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

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

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

Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er mål, der kan anvendes til at beskrive og indekserer miljøtilstanden. F.eks. kan miljøkvaliteten vurderes ud fra indekset 'AMBI' (*Borja m.fl. 2000; Borja m.fl. 2007; Muxika m.fl. 2005*), hvor arterne inddeles i fem grupper alt afhængigt af, hvor følsomme de er over for forstyrrelser. Indekset beskriver således den overordnede miljøkvalitet i et område ud fra bundfaunasamfundets sammensætning. Der er udviklet et dansk kvalitets-indeks, DKI, der vurderer miljøkvaliteten ud fra både diversitet og sammensætningen af følsomme og tolerante arter, hvor de to mål vægtes ligeligt i beregningen (*Josefson m.fl. 2009*). I Sverige og Norge er der på tilsvarende vis udviklet indeks, der, i lighed med de fleste andre europæiske lande (*Hering 2010; Borja m.fl. 2015*), både anvender artsrigdom og artssammensætningen til at vurdere miljøkvaliteten. De forskellige indeks viser en stor grad af overensstemmelse og kan påvise ændringer i faunasamfundet forårsaget af en række forskellige typer af påvirkninger (*Josefson m.fl. 2009*). For at opnå mere sammenlignelige mål for miljøkvaliteten i forskellige områder, der naturligt har forskellige niveauer for biodiversitet, beskriver de seneste versioner af DKI miljøkvaliteten relativt i forhold til en referenceværdi. Referenceværdien tager højde for vandets saltholdighed og dermed det niveau, der forventes for biodiversiteten og følsomheden af det uforstyrrede bundfaunasamfund på den enkelte lokalitet.

8.1 Metoder og datagrundlag

I 2022 omfattede NOVANA-programmet prøvetagning i 66 forskellige områder eller stationer i de danske farvande. Datagrundlaget for denne rapportering består samlet set af i alt 1.757 bundprøver. Langt de fleste prøver er taget med haps med et prøvetagningsareal på 143 cm². I Vadehavet anvendes der en smørstikke med et prøvetagningsareal på 79 cm². I de indre danske farvande er 22 af disse lokaliteter punktstationer, og i Listerdyb i Vadehavet er der ligeledes taget prøver på seks punktstationer. De resterende prøver er taget i prøvetagningsområder. På punktstationerne blev der taget mellem 5 og 10 delprøver (13 i Vadehavet), mens der i prøvetagningsområderne typisk bliver taget 42 prøver, der er fordelt ud over området på 42 forskellige positioner.

De fleste af både prøvetagningsområderne og punktstationerne ligger i vandrammedirektivets vandområder. De øvrige prøvetagningslokaliteter ligger i de åbne områder af den vestlige Østersø, Bælthavet, Øresund, Kattegat, Skagerrak og Nordsøen, hvor overvågningen primært sker i regi af havstrategidirektivet. I 2022 blev der taget prøver i 10 prøvetagningsområder i den åbne del af Skagerrak og Nordsøen. Da prøvetagningen i Nordsøen udgøres af et rullende program, hvor der tages prøver i 20 områder over en toårig periode med prøvetagning i 10 områder hvert år, rapporteres Nordsøprogrammet kun hvert andet år.

Datamaterialet, der danner baggrund for denne rapportering, omfatter samlet set 76.552 individer fordelt på omkring 460 forskellige arter. Alle prøver er analyseret i henhold til de tekniske anvisninger for prøvetagning af marin blødbundsfauna (TA M19). Det vil sige, at alle individer > 1 mm er blevet bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau (i de fleste tilfælde til artsniveau), og det endelige dataformat er således artsspecifik tæthed og biomasse for hver prøve.

På grund af de forskellige prøvetagningsdesign er denne rapport, i lighed med tidligere år, delt op, så de 22 punktstationer i de åbne dele af de indre danske farvande rapporteres samlet som en del af overvågningen under havstrategidirektivet. På disse stationer er den tidlige udvikling veldokumenteret, fordi der har været anvendt samme prøvetagningsmetode og prøvetagningsdesign over en periode på 32-38 år.

Rapporterede dataserier:

- I) Beskrivelse af tilstanden i de kystnære områder, som primært dækker vandområdernes overvågning i relation til vandramme- og Habitatdirektivet, og hvor prøvetagningen i de fleste tilfælde består af et stationsnet med 42 individuelle prøvetagningslokaliteter.
- II) Tilstand og tidlig udvikling på 22 punktstationer i de åbne dele af de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes lange tidsserier, som videreføres som en del af havstrategiens overvågningsprogram.
- III) Tilstanden i et område, der er beskyttet mod bundtrawling i Kattegat. Dette område blev prøvetaget første gang i 2015, igen i 2021 og herefter årligt.

8.2 Fjorde og kystvande

De 29 kystnære prøvetagningsområder repræsenterer et bredt udsnit af kystvande, der overvejende er lavvandede blødbundshabitater såsom fjorde, bugte, vige og åbne kyststrækninger (tabel 8.1). Bundvandets saltholdighed har afgørende betydning for artssammensætningen, og artsrigdommen øges generelt i områder med høj saltholdighed. De danske fjorde og kystvande har meget varierende saltholdighed, fra omkring 7-8 i de områder, der ligger tættest på Østersøen, og op til over 30 i de vandområder der ligger langs den jyske vestkyst. Saltholdigheden afhænger tillige af prøvetagningsdybden, der varierer fra 0 m (Vadehavet) til 29 m i Flensborg Fjord. De dybeste prøvetagningsområder ligger således dybere end de 12-18 m, hvor man typisk finder saltspringlaget i de indre danske farvande. Det saltlagdelte område strækker sig fra Læsø i nord til tærsklerne ved Darss (Femern Bælt) og Drogden (Øresund). Under saltspringlaget er havbunden dækket af vand med høj saltholdighed, der har sin oprindelse i Nordsøen og Skagerrak (kapitel 3).

Individtæthed

Den gennemsnitlige individtæthed var 4.430 individer m^{-2} (median 2.737) og varierede fra 448 individer m^{-2} i Knebel Vig til 20.357 individer m^{-2} i Lindelse Nor ved Langeland (tabel 8.1), hvor de høje tætheder især skyldtes dyndsneglen (*Peringia ulvae*) og ravsneglen (*Pusillina sarsii*). Ud over Lindelse Nor blev der ligeledes fundet meget høje tætheder af dyndsneglen i Seden Strand (14.168 individer m^{-2}).

Biomasse

Den gennemsnitlige biomasse var 414 g vådvægt m^{-2} , og medianen var 149 g vådvægt m^{-2} og varierede fra 1 g vådvægt m^{-2} i Flensborg Fjord til 2.855 g vådvægt m^{-2} i Mariager Fjord (tabel 8.1). Der var også en høj biomasse (1.985 g vådvægt m^{-2}) i det nordlige Lillebælt (Lillebælt N). I Mariager Fjord skyldtes den høje biomasse især blåmuslingen (*Mytilus edulis*), og i det nordlige Bælt-hav udgjorde molboøsters (*Arctica islandica*) 98 % af den samlede biomasse. Her blev der fundet store moløsters (9-100 g) i 30 ud af de 42 prøver.

Artsrigdom

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

I 2022 var det gennemsnitlige antal arter i en hapsprøve (S_1) 6,9 for alle områder, men som det har været tilfældet i de tidligere år, var der stor variation fra område til område. De laveste værdier for artsrigdom (S_1) blev fundet ved Okseøerne i den indre del af Flensborg Fjord ($S_1 = 1,2$), i Frederiksværk Bredning ($S_1 = 1,6$) og i Flensborg Fjord ($S_1=2,3$), mens de højeste værdier for artsrigdom blev fundet i Lindelse Nor hvor $S_1 = 14,6$.

Det samlede antal arter i de 42 prøver, der tages i hvert område (S_{42}), var i gennemsnit 41,4 og varierede fra kun 5 arter ved Okseøerne til 82 arter i Hevring Bugt nord for Djursland, som også havde det højeste artsantal i 2021 ($S_{42} = 84$).

Table 8.1. Bundfaunastationsområder (lokalitet) i kystnære områder indsamlet i 2022. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Prøveantal angiver, hvor mange prøver der er taget i området. Artsrigdommen er angivet som gennemsnitligt antal arter i én hapsprøve (S_1) og som det samlede antal for alle prøver i prøvetagningsområdet (S_{42}). Artsdiversiteten er udtrykt med Shannon-diversiteten (H'). Individttæthed er angivet som antal individer pr. kvadratmeter. Data i parentes indgår ikke i beregningen af gennemsnit, fordi prøveantallet afviger fra 42, eller fordi antallet af nulprøver er ukendt (dvs. prøver uden dyr).

Lokalitet	Dybde (m)	Prøve-antal	S1 antal arter	S42 antal arter	Diversitet (H')	Biomasse (g m ⁻²)	Tæthed (m ⁻²)
Halkær Br.	1,7	42	9,1	33	1,5	399	14.993
Lindelse Nor	2,7	42	14,6	70	2,5	136	20.357
Sydfynske Øhav	14,6	42	2,4	19	0,7	9	916
Aarhus Bugt	15,7	42	7,5	56	2,5	93	1.112
Knebel Vig station AB03	11,7	42	1,9	28	0,4	10	448
Basnæs Nor	1,1	42	8	38	1,7	149	5.720
Karrebæksminde Bugt	15,4	42	4	30	1,4	31	1.014
Korsør Nor	2	42	9	51	2	177	6.958
Ringkøbing Fjord	1,9	42	5,5	20	1,7	749	3.448
Køge Bugt	13,5	42	6,4	8	1,8	26	3.944
Odense Fj.	2,7	29	6,7	(49)	1,9	87	2.713
Seden Strand	1	14	10,6	(32)	2,3	17	14.168
Frederiksværk Br.	5,9	42	1,6	17	0,3	17	2.972
Espergærde	19,6	42	7,6	53	2,1	618	2.063
Flensborg Fjord	29	42	2,3	20	0,9	1	455
Hevring Bugt	13,1	42	11,2	82	2,6	242	2.811
Kolding Fj.	3,2	42	6,9	53	1,6	459	2.699
Ærø	3,8	42	11,1	67	2,3	237	6.266
Lillebælt N	20,3	42	10,7	67	2,7	1.985	2.762
Lillestrand	1	42	8	64	2,2	110	2.448
Løgstør Br.	7,7	42	3,4	26	1,2	1.069	1.175
Mariager Fj	7,4	42	4,4	34	1,4	2.855	1.483
Nibe Br.	2,5	42	8,2	65	2	85	2.762
Norsminde Fj.	0,8	42	8,9	42	2,1	763	7.545
Okseøerne	16,9	42	1,2	5	0,1	7	1.336
Stavns Fj.	1,7	42	11,2	63	2	265	9.535
Skive omr.	4,7	42	7,4	38	2,1	740	2.458
Vejle Fj.	8,1	42	3,4	28	1,4	90	696
Lister Dyb	0	(78)	(3,6)	-	(1,0)	585	3.215
Gennemsnit	6,9	-	6,9	41,4	1,7	414	4.430

Diversitet- og følsomhedsindeks

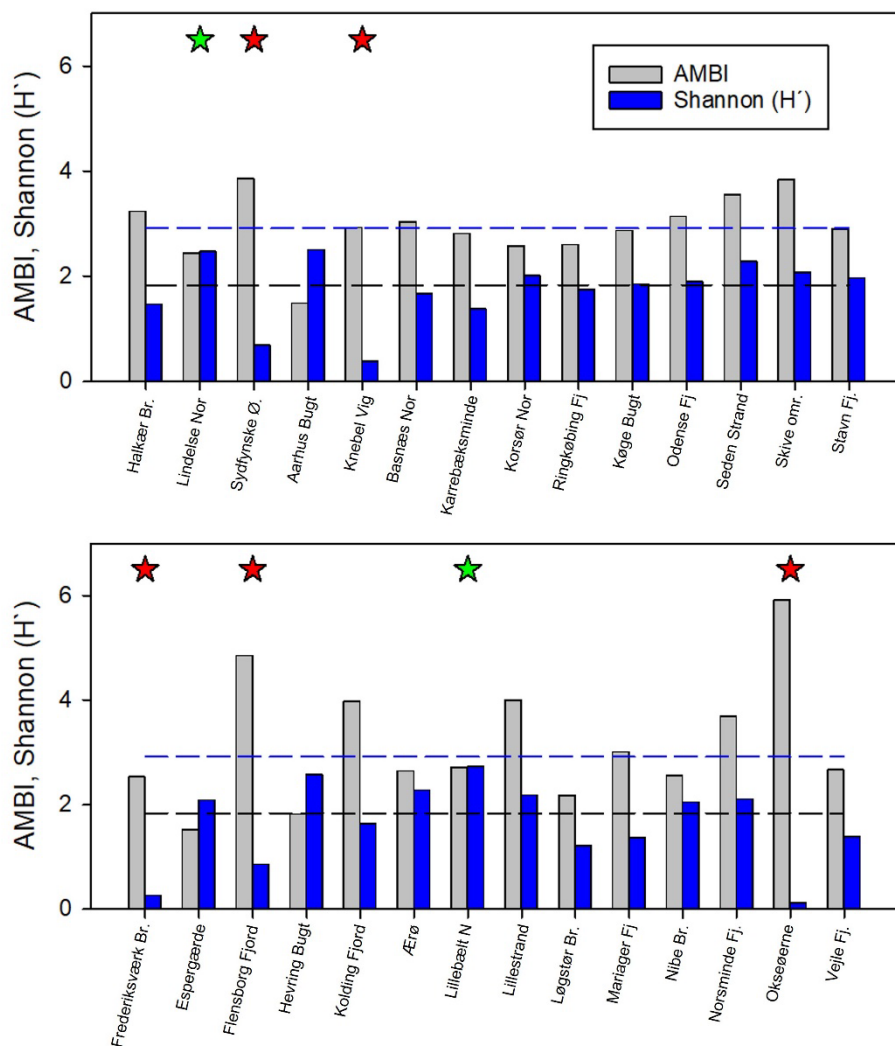
Følsomhedsindekset, AMBI (Marine Biotic Index), som teoretisk kan spænde fra 0 til 7, var i gennemsnit 3,0 med værdier fra ca. 1,5 i Århus Bugt til 5,9 ved Okseøerne i den indre del af Flensborg Fjord (*figur 8.1*). Lave værdier for AMBI indikerer gode miljøforhold, som tillader, at arter, der især er følsomme over for organisk berigelse (eutrofiering eller anden forurening), kan være i området. Modsat viser høje værdier, at samfundet er domineret af arter, der er tolerante over for belastning med organisk materiale (eutrofe forhold). Kombination af høje værdier for AMBI og lave værdier for Shannon-diversiteten (H') tolkes derfor som et tegn på, at bundfaunaen er negativt påvirket af eutrofiering eller af afledte effekter af eutrofiering såsom iltsvind. Hvis både AMBI og

diversiteten er lav, er det sandsynligvis andre forhold i det omgivende miljø, der er årsagen til den lave diversitet, fx fiskeri med bundtrawl.

Artsdiversiteten, udtrykt som Shannon-diversitet varierede fra 0,1 (Okseøerne) til 2,6 (Lillebælt N) og var i gennemsnit på 1,7. I de kystnære områder forventes artsdiversiteten typisk at ligge mellem 1 og 3,5. I 2022 var der dog flere områder med værdier på under 1. Det var, ud over Okseøerne (0,1), Det Sydfynske Øhav (0,6), Frederiksværk Bredning (0,3), Flensborg Fjord (0,8) og Knebel Vig (0,4).

En samlet vurdering af tilstanden i de 28 kystnære områder, baseret på både AMBI og Shannon-diversiteten (H'), viser, at der var fem områder, hvor artsdiversiteten var lav samtidig med at AMBI-værdien var høj. Det var Det Sydfynske Øhav, Knebel Vig, Frederiksværk Bredning, Flensborg Fjord og Okseøerne. Det tyder på, at bundfaunaen var i en dårlig tilstand i disse områder. Alle disse områder havde også en lav artsrigdom udtrykt som antal arter pr. hapsprøve (tabel 8.1), og flere af disse områder har i en årrække skilt sig ud, ved at bundfaunaen er i en dårlig tilstand. Den sandsynlige årsag er dårlige iltforhold. Det gælder dog ikke Frederiksværk Bredning, hvor årsagen er ukendt.

Figur 8.1. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (blå søjler) og AMBI-værdi (grå søjler) i 2022 for hapsprøver for hver af de 28 kystnære områder, hvor prøvetagningen er sket med hapsbundhenter (143 cm²). For sammenligning er tilsvarende gennemsnitlige værdier for Shannon-diversitet (blå linje, $H' = 2,92$) og AMBI (sort linje, AMBI = 1,83) for de åbne dele af de indre danske farvande i 2020 angivet. Bemærk, at høje værdier for AMBI udtrykker forstyrrede (dårlige) forhold, mens høje værdier for Shannon-diversiteten udtrykker gode miljø-/ økologiske forhold. Rød stjerne angiver kystnære områder, hvor tilstanden er dårligere end forventet. Grøn stjerne angiver områder, hvor tilstanden er bedre end forventet.



I to områder, Lidelse Nor og bredningen i det nordlige Lillebælt (Lillebælt N), var tilstanden bedre end forventet med relativt høje værdier for artsdiversitet og lave værdier for AMBI. I Lidelse Nor skal de lave værdier for AMBI ses i forhold til, at der er tale om et brakvandsområde. Dette område vil, grundet den lavere saltholdighed, naturligt have en relativ høj AMBI-værdi og en relativ lav Shannon-diversitet. Herudover var den samlede diversitet for alle 42 prøver i noret også høj (70 arter) set i forhold til andre brakvandsområder og lavvandede fjorde. Det nordlige Lillebælt (Lillebælt N) viste samme mønster med en relativ høj Shannon-diversitet og en relativ lav AMBI-værdi. Herudover var biomassen bemærkelsesværdig høj med næsten 2 kg vådvægt pr. kvadratmeter grundet en stor bestand af molboøsters, som er beskrevet i næste afsnit.

8.3 Molboøsters i det nordlige Lillebælt

Molboøsters udgør en stor og meget variabel del af bundfaunaens biomasse i de indre danske farvande. I de prøver, der tages i NOVANA-programmet, hvor der anvendes sigter med en hulstørrelse på 1 mm, finder man en variation i vægten af molboøsters på seks størrelsesordner gående fra 0,0003 gram til mere end 100 gram. Det betyder, at i de åbne farvande, hvor der samlet set tages omkring 120 prøver årligt, vil fund af få meget store individer bidrage til, at det samlede estimat for biomassen bliver meget usikkert, og oftest er det derfor umuligt at vurdere, om biomassen ændrer sig fra år til år. I de stationsområder, hvor der tages 42 prøver, og hvor molboøsters er almindelige, som fx i det nordlige Lillebælt (Lillebælt N), er der imidlertid tilstrækkeligt mange observationer til at kunne beskrive populationsdynamikken med større statistisk sikkerhed. Det nuværende prøvetagningsprogram med 42 prøver startede i 1998. På det tidspunkt var der kun få molboøsters i det nordlige Lillebælt, og biomassen var ligeledes meget lav. I de følgende år voksede bestanden (*figur 8.2*) eksponentielt med en årlig vækstrate i biomasse på 1,34 (svarende til en fordobling af biomassen ca. hver syvende måned). Senere i perioden viser udviklingen i tætheden tydeligt, at der i perioden 1998-2022 forekom yderligere to rekrutteringer i 2005 og i 2013. Disse rekrutteringer blev hver især efterfulgt af perioder med et eksponentielt henfald i tætheden, samtidig med at den gennemsnitlige individvægt steg. I den samlede periode tegner disse to rekrutteringer sig som to tydeligt adskilte kohorter, der kom til at dominere populationen hhv. før og efter 2013. Den tydelige sammenhæng mellem mortalitet og størrelsestilvækst tyder på en stigende konkurrence om resurser, i takt med at individerne vokser op, da de største individer har den største overlevelseschance.

I årene efter 2005 aftog vækstraten i den samlede biomasse gradvist, og biomassen tilnærmede sig et maksimum (også kaldet bærekapaciteten) for området. Den samlede udvikling af bestanden 1998-2022 viser således et eksempel på en logistisk udvikling, hvor populationens vækstrate skalerer med afstanden op til bærekapaciteten og dermed kommer til at beskrive en S-formet kurve. Dvs. i starten er vækstraten høj, men aftager gradvist, jo nærmere bestanden er på bærekapaciteten. Den største samlede tilvækst forekommer, når bestanden har nået halvdelen af bærekapacitetsniveauet. Det skete i 2002/2003 (og igen i 2017/2019), hvor nettotilvæksten i biomasse nåede ca. 300 gr. vådvægt $m^{-2} \text{ år}^{-1}$. Bærekapaciteten i området kan, ud fra kurvefittet, beregnes til 1.400 g vådvægt m^{-2} , hvis man antager, at dødeligheden fra år til år repræsenterer en naturlige svingning i bestanden i den periode, hvor væksten er fladet ud. Alternativt kan bærekapaciteten fastsættes til 1.900 g vådvægt m^{-2} , hvis man antager, at dødeligheden skyldes forstyrrelse af andre årsager end fødemangel, fx. iltsvind (dvs. at kurvefittet er foretaget uden at

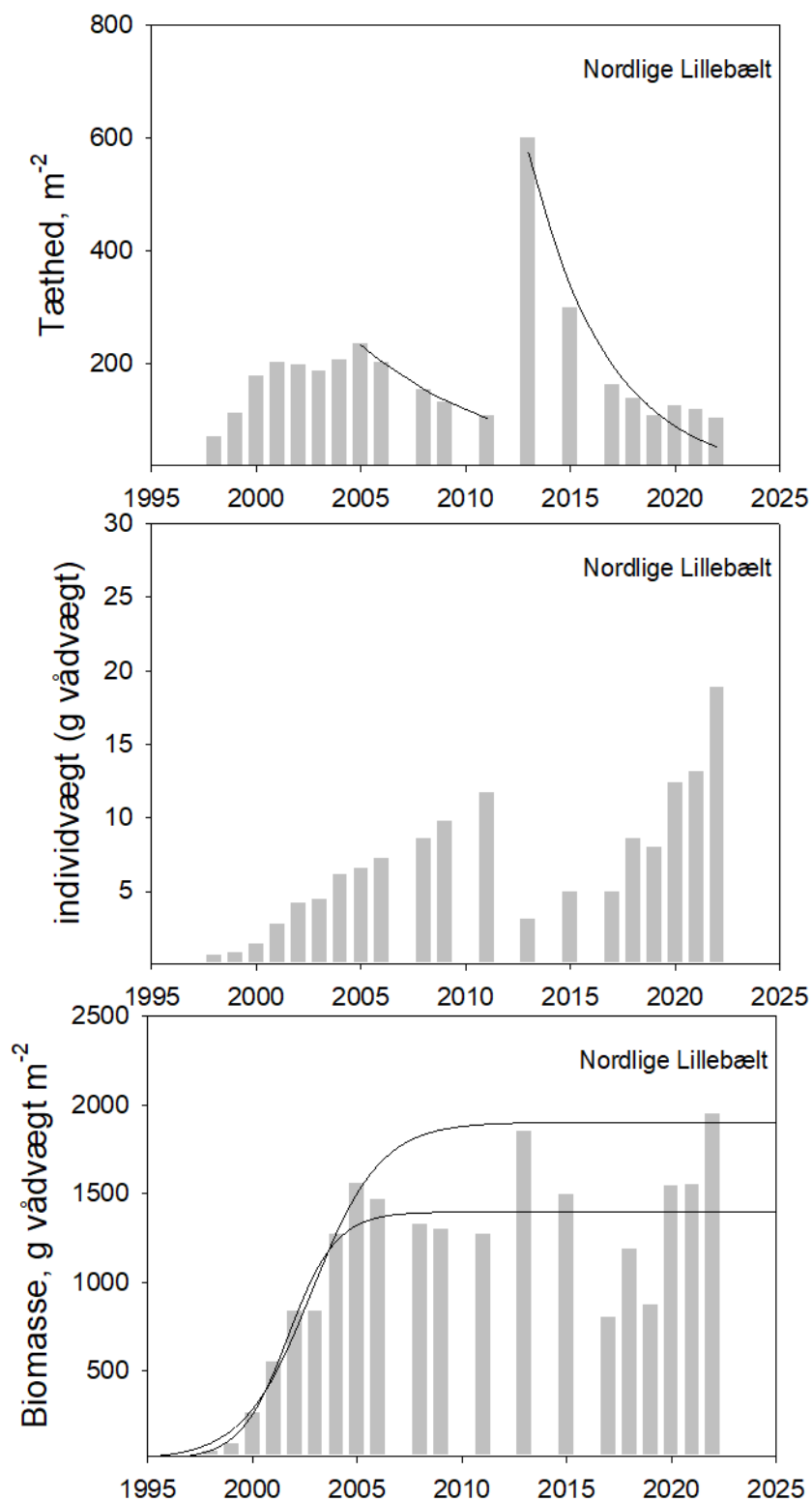
inddrage de år, hvor biomassen falder). Begge estimater viser dog, at bærekapaciteten er meget høj i området, og at populationen af molbøsters formodentligt omsætter mere organisk materiale end arealproduktionen i det nordlige Lillebælt. Det betyder, at opretholdelsen af den store bestand sandsynligvis afhænger af suspenderet organisk materiale, der bringes ind i området fra omkringliggende arealer (allochtont materiale).

Som et meget groft overslag over den samlede filtrationskapacitet fra de mange molbøsters kan man antage, at et individ på ca. 8 cm (anslået til 70 gram) filtrerer op til 7 liter i timen (*Winter 1969*), og dermed vil den samlede population kunne filtrere ca. 4 kubikmeter vand pr. kvadratmeter pr. døgn. Da stationsområdet er ca. 19 m dybt, og da springlaget ligger i omkring 15 m's dybde, vil populationen således dagligt kunne filtrere et vandvolumen, der svarer til det samlede volumen af bundvand over bunden. Bestanden vil dermed have stor indflydelse på iltodynamikken i området via to modsatrettede processer - dels muslingernes eget respiratoriske iltforbrug og dels ved, at filtrationen fjerner partikulært organisk materiale fra bundvandet, som ellers ville kunne bidrage med et meget hurtigt iltforbrug ved mikrobiel nedbrydning (*Hansen & Bendtsen 2013*). Det er således sandsynligt, at den store bestand af molbøsters bidrager til at stabilisere iltforholdene og dermed bidrager til økosystemets resiliens (robusthed).

Hvis det antages, at iltsvind var grunden til, at molbøsters var reduceret kraftigt, før prøvetagningen startede i 1998, så viser eksemplet fra det nordlige Lillebælt, at det ikke er hvert år, der sker en betydende rekruttering der kan genetablere bundfaunasamfundet. Den efterfølgende bestandsudvikling 1998–2022, viser tillige, at det kan tage 10 år eller mere efter en forstyrrelse, før en populationsstruktur er genskabt, og de økologiske processer i bunden er genetableret.

Det forhold, at populationen af molbøsters har stabiliseret sig tæt på områdets bærekapacitet, er i sig selv et tegn på god tilstand.

Figur 8.2. Populationsudviklingen af molbøsters (*Arctica islandia*) i det nordlige Lillebælt 1998-2022. Øverst: Tæthed målt som antal m^{-2} . Kurvefit i perioderne 2005-2011 og 2013-2022 viser eksponentielt henfald svarende til en mortalitet på 14 % pr. år for perioden 2005-2011 og 27 % pr. år for perioden 2013-2022. Midten: Udvikling i den gennemsnitlige individvægt for perioden 1998-2022. Nederst: Udvikling i den samlede biomasse (vådvægt m^{-2}). Kurvefit repræsenterer logistisk vækst ($f = a/(1 + \exp(-(x-x_0)/b))$), hvor bærekapaciteten (a) er estimeret til hhv. 1.900 g vådvægt m^{-2} (øverste kurve) og 1.400 g vådvægt m^{-2} (nederste kurvefit).



8.4 Åbne indre danske farvande

I de åbne dele af de indre danske farvande overvåges bundfaunaen i regi af havstrategidirektivet. Her er der programsat årlig prøvetagning på 22 punktstationer, der er fordelt med 17 stationer i Kattegat, to stationer i Bælthavet, en station i Øresund, en i Femern Bælt og en station i Arkona (vestlige Østersø). De fleste af disse stationer har været prøvetaget årligt siden 1994 med en konsistent metode. For nogle af stationerne går prøvetagningen tilbage til 1985.

Individtæthed

I 2022 blev der i alt taget 131 prøver på de 22 punktstationer i de åbne indre danske farvande (tabel 8.2). Den gennemsnitlige individtæthed var 2.610 m⁻² (median 2.098) og spændte fra omkring 280 individer m⁻² i Femern Bælt (st. 952) til 6.503 individer m⁻² ved Ålborg Bugt (st. 409). Det er en hyppig observation, at der er forholdsvis lave tætheder i den vestlige Østersø i Femern Bælt (st. 952) og Arkona (st. 444), hvor der ofte er dårlige iltforhold. Den meget høje tæthed på station 409 skyldtes hovedsageligt hesteskosormen, *Phoronis sp.*. Arten forekommer og er meget almindelige på sandbund langs Jyllands østkyst.

Biomasse

På de samme 22 punktstationer i de åbne farvande var den gennemsnitlige biomasse 319 g vådvægt m⁻² (median 178 g vådvægt m⁻²) og varierede fra ca. 3 g (Femern Bælt, st. 952) til ca. 1.475 g (Kattegat, st. 155). Den gennemsnitlige biomasse i 2022 lå meget tæt på gennemsnittet for perioden 1994-2022, som var 338 ± 164 g vådvægt m⁻² og alle år domineret af bløddyr. Den meget store rumlige og tidslige variation skyldes således sporadiske fund af store individer af molboøsters (*Arctica islandica*), der også bidrog til den meget høje biomasse på st. 155. Der er således ikke nogen tydelige langtidsudvikling (1994-2022) i biomassen af bundfaunaen i de indre danske farvande (figur 8.3).

Artsrigdom

Artsrigdommen målt som antal arter i den enkelte prøve (S_1) varierede fra ca. 3 arter i Femern Bælt (st. 952) og Arkona (st. 444) til ca. 24 arter i det centrale Kattegat (st. P26) og Storebælt (st. 939). I 2022 var der i gennemsnit 14,1 arter pr. prøve på 19 stationer, der ligger i Kattegat og Bælthavet (tabel 8.2; figur 8.4), og hvor der er en tidsserie, der går tilbage til 1994. Artsrigdommen var næsten den samme på de stationer, der ligger på mudderbund (14 arter), sammenlignet med de stationer der ligger på sandet bund (14,7 arter). I 2021 var den gennemsnitlige artsrigdom på de samme stationer næsten den samme (13,0 på mudderbund og 14,7 på sandbund). Artsrigdommen har således været stort set uændret i de senere år, hvilket står i kontrast til de store langtids-svingninger, der forekom i perioden 1989-2016 (figur 8.4). På nogle stationer, fx P26 i det nordlige Kattegat, var der dog sket ændringer. Her var artsrigdommen øget fra 6 arter pr. prøve i 2021 til 24 arter i 2022, hvilket er den højeste artsrigdom, der er målt på den station. Ligeledes var artsrigdommen øget fra 10 til 24 arter på station 939 i Storebælt. For begge stationer gælder, at artsrigdommen oftest er høj, men at den blev reduceret kraftigt fra 2020 til 2021. Sådanne hændelser kan skyldes bundtrawling. I lighed med de foregående år var artsrigdommen lav på de stationer, der ligger i Femern Bælt og Arkona, hvor den generelt lave artsrigdom kan forklares med lav saltholdighed og hyppige iltsvind, evt. i samspil med bundtrawling. Artsrigdommen

var lavere end forventet på stationerne 413 og 16N21, der begge ligger på dybt vand i henholdsvis det centrale og det nordlige Kattegat. Her er fysisk forstyrrelse fra bundtrawling ligeledes den mest sandsynlige forklaring på den lave artsrigdom. Disse områder forventes naturligt at have en høj artsrigdom, hvilket er dokumenteret i de historiske data fra midten af 1990'erne på station 413.

Tabel 8.2. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande for prøver indsamlet i 2022. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Salt angiver den forventede (modellerede) saltholdighed, som er anvendt til beregning af DKI (vers. 3). Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter, artsrigdom angiver det gennemsnitlige antal fundne arter i én hapsprøve (S_1). AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H' angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en hapsprøve. DKI-værdien er angivet med \pm standardafvigelsen. Tal i parentes angiver medianværdi.

Lokalitet	Antal prøver	Salt	Dybde m	Tæthed m-2	Biomasse VV g m-2	S1	AMBI	H'	DKI v.3
Kattegat 413	10	32,5	50,4	1.930	67	8,6	1,43	2,13	0,59 \pm 0,07
Kattegat 158	5	32,4	35	909	93	4,8	1,5	1,74	0,52 \pm 0,06
Kattegat P6	5	32,2	31,6	1.804	159	12,8	1,63	3,34	0,7 \pm 0,04
Kattegat P9	5	32	29,3	1.357	43	10,6	1,46	3,04	0,67 \pm 0,02
Kattegat P11	5	31,9	28,1	4.993	665	18,2	1,56	2,68	0,65 \pm 0,03
Kattegat 16N21	5	31,4	27,8	1.231	135	7,2	1,61	2,54	0,6 \pm 0,05
Kattegat 1416	5	30,9	24	2.266	257	13,6	1,53	3,18	0,7 \pm 0,05
Kattegat 1402	5	30,7	27	1.972	79	13,4	1,75	3,28	0,69 \pm 0,05
Kattegat 49	5	28,1	23,2	5.315	577	17	1,81	3,24	0,72 \pm 0,01
Kattegat P46	5	28	15,5	4.923	292	15	1,68	3,06	0,71 \pm 0,04
Kattegat P35	5	26,6	23,5	2.322	524	12,4	1,34	3,04	0,73 \pm 0,03
Storebælt 939	10	26	37,3	3.552	115	23,9	1,06	3,99	0,88 \pm 0,03
(Kattegat P26)	5	24	18,9	3.762	488	24,4	1	4,12	0,92 \pm 0,02
Øresund S31	10	25	18,3	2.070	944	10,1	1,49	2,3	0,66 \pm 0,05
Kattegat P21	5	23,2	13,9	2.126	42	11,2	1,81	2,78	0,72 \pm 0,07
Arkona 444	10	23	47,2	1.203	13	3,6	2,95	1,17	0,44 \pm 0,05
Kattegat 409	5	22,7	14,5	6.503	555	12,4	1,71	1,71	0,62 \pm 0,07
Kattegat P23	5	22,3	23,2	4.238	293	22	1,76	3,51	0,83 \pm 0,05
Femern Bælt 952	5	20	27,7	280	3	3,25	1,55	1,37	0,4 \pm 0,28
Kattegat 155	5	18,7	12,9	2.545	1.475	16,8	1,26	3,74	0,94 \pm 0,02
Kattegat 42	5	17,4	14,8	1.301	69	8,8	1,2	2,55	0,8 \pm 0,08
Bælthavet 14	5	17,2	17,5	2.028	196	14,8	1,75	3,58	0,91 \pm 0,03
Gennemsnit 2022	-			2.610	319 (178)	12,8	1,61	2,77	0,69 \pm 0,16

Diversitet- og følsomhedsindeks

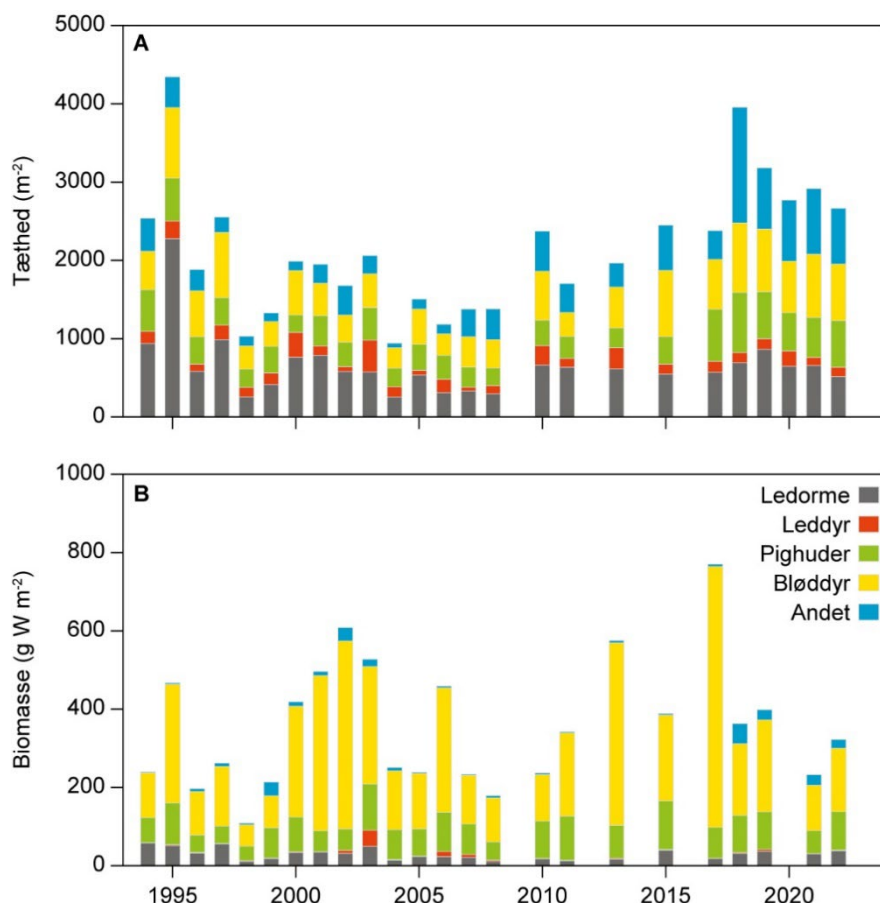
Bundfaunaens sammensætning udtrykt med AMBI viste, at stationerne generelt var kendetegnet af følsomme arter, idet værdien for AMBI var relativ lav med en middelværdi på 1,6. Det var en lidt lavere værdi end i de foregående tre år (S_1 1,8–1,9). Det vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande. Der er dog en tendens til, at der er relativt flere eutrofieringstolerante arter i den vestlige Østersø (dvs. stationerne 444 og 952), samt på de stationer i Kattegat og Bælthavet der ligger på dybder omkring springlagsdybden (fx stationerne P21, P46, 42 og 49). Her indeholder bunden relativt mere organisk materiale, men vandets saltholdighed er også lavere, og det påvirker også AMBI-værdien, idet de arter, der er tolerante over for organisk berigelse, fortrinsvis er tilpasset en lidt lavere saltholdighed. Det er således svært at konkludere alene på baggrund af AMBI, om der er en tendens til eutrofieringspåvirkning på de nævnte stationer, fordi de negative effekter af eutrofiering på sediment og bundvand i sig selv er korreleret med saltholdigheden i den estuarine saltgradient (*kapitel 3*). Artsdiversiteten

(Shannon, H') og beregninger af DKI v.3 på de enkelte hapsprøver viser generelt relativt høje værdier, hvilket indikerer forholdsvis gode forhold på et flertal af stationerne. Den gennemsnitlige Shannon-diversitet var 2,8 og dermed på nogenlunde samme niveau som i de foregående tre år. Værdien for DKI (v.3) var 0,69, hvilket også er på niveau med de foregående tre år. De laveste værdier af miljøkvaliteten for bundfaunaen (DKI v.3) forekom, ud over i Arkona og Femern Bælt, i det dybe centrale og nordlige Kattegat (stationerne 413 og 158) med værdier på hhv. 0,59 og 0,52. De højeste værdier forekom i det centrale Kattegat og i Bælthavet.

8.5 Langtidsudvikling i de åbne indre farvande

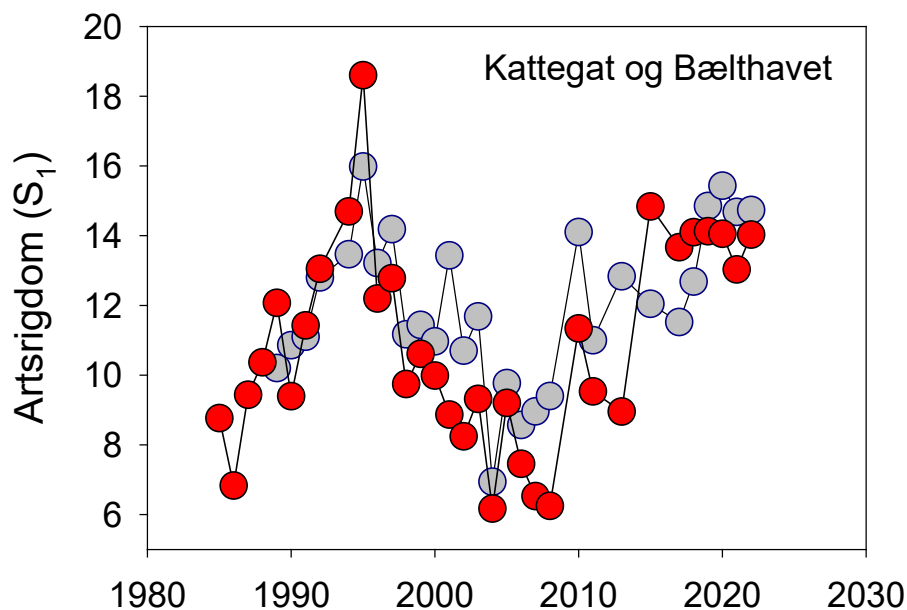
De 19 bundfaunastationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund har tidsserier på 34-38 år, hvor der er anvendt den samme prøvetagningsmetodik siden 1985. Der har været årlig prøvetagning med undtagelse af årene 2009, 2012, 2014 og 2016. I 2022 var individtætheden, biomassen og sammensætningen af bundfaunaen i de taksonomiske hovedgrupper forholdsvis uændret i forhold til de senere år (figur 8.3). I hele perioden har fordelingen mellem de taksonomiske hovedgrupper været nogenlunde konstant, hvor den respektive fordeling af ledorme, leddyr, pighuder, bløddyr og "andre dyrerækker" har udgjort henholdsvis omkring 31, 8, 18, 25 og 18 % af den samlede tæthed.

Figur 8.3. Individtæthed (øverst) og biomasse (nederst) af bundfaunaen i de åbne dele af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper.



Biomassen har ligeledes været nogenlunde konstant i hele perioden på omkring 300 g vådvægt pr. kvadratmeter, men med meget stor variation fra år til år i biomassen af bløddyr, som er den dyregruppe, der dominerer bundfaunasamfundets biomasse. Den dyregruppe, der dominerer bundfaunaens biomasse næstmest, er pighuderne, hvor fx søpindsvinet *Brissopsis* er meget almindelig i prøverne.

Figur 8.4. Udviklingen i artsrigdom på 19 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1985-2021. Grå symboler angiver stationer, der ligger på dyb muderbund. Røde symboler angiver stationer, der ligger på lavere vand med mere sandet bund.

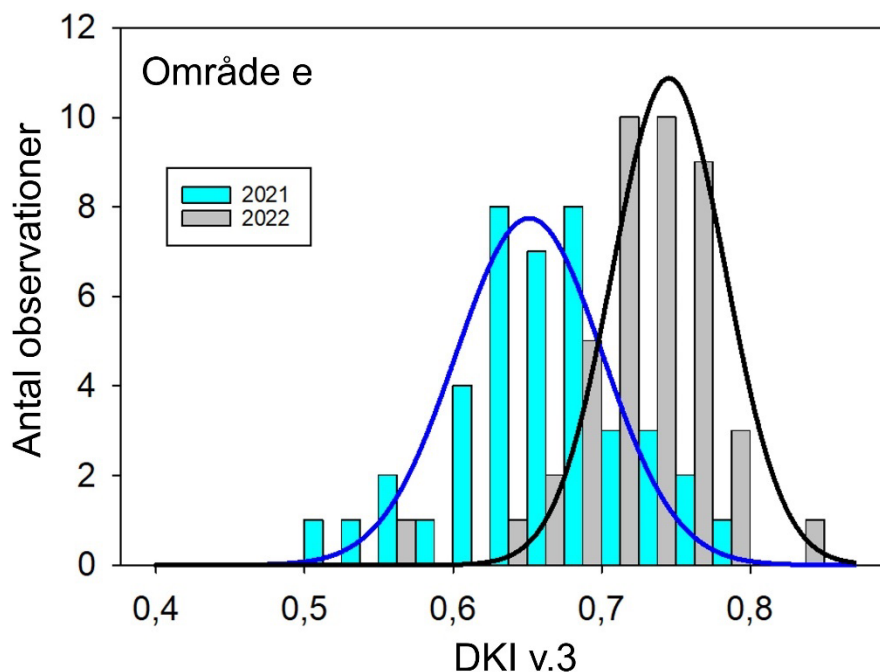


Den samlede tæthed af individer og bundfaunaens artsrigdom har, som det har været beskrevet i tidligere havrapporter, undergået karakteristiske langtidssvingninger med høje værdier i midten af 1990'erne, meget lave værdier i perioden 2004-2008 og en stigning fra 2008 til 2020 (figur 8.4). I perioden 2004 til 2008 var artsrigdommen således kun det halve af niveauet i 1995 og fra 2015 og frem til 2022. Udviklingen i artsrigdommen har i hele perioden været meget ensartet på tværs af stationer. Det betyder, at man for de fleste stationers vedkommende kan genfinde det samme overordnede mønster med høje værdier i midten af 1990'erne, et jævnt fald mellem 1995 og 2008, efterfulgt af en markant stigning i 2010 og herefter (2013-2019) en jævn stigning. For en nærmere beskrivelse af udviklingen af bundfaunaen i denne periode henvises til tidligere havrapporter (fx Hansen & Høgslund 2020, kapitel 8). De senere år (2019-2022) har artsrigdommen været mere konstant, og år-til-år variationerne mellem de forskellige stationer viser ikke længere samme synkron udvikling.

8.6 Tilstand og udvikling i beskyttede områder i Kattegat

I 2022 blev der taget prøver i ét (område e) ud af de seks områder i Kattegat, der er udpeget til beskyttede områder under havstrategien. Områderne blev prøvetaget i 2015 i forbindelse med udpegningen, og de blev alle prøvetaget igen i 2021. Område e blev herefter programsat til årlig prøvetagning. Beskyttelsen er effektueret fra 2023 og omfatter et forbud mod bundtrawling. Beskyttelsen af havbunden mod trawling var således ikke trådt i kraft ved prøvetagningerne i 2015, 2021 og 2022, og det er uvist, hvordan trawlpåvirkningen af bundfaunaen har udviklet sig i perioden fra 2015 til 2022. Ved prøvetagningen i område e i 2015 viste parametrene artsrigdom, artsdiversitet, DKI v.3 og AMBI alle en god tilstand (tabel 8.3). Ved genbesøget i 2021 var der sket en forringelse i samtlige parametre (biomasse, tæthed, S₄₂, S₁, Shannon-diversitet, DKI og AMBI). I 2022 var samtlige parametre atter tilbage på niveauet fra 2015. Fordelingerne af DKI-værdier i henholdsvis 2021 og 2022 viser to normalfordelinger (figur 8.5). Fra 2021 til 2022 øgedes middelværdien fra 0,66 til 0,75, og spredningen blev mindre. Det vil sige, at DKI for de enkelte prøver næsten alle viste en meget god tilstand i 2022, hvorimod der i 2021 var meget større variation inden for området. Det kan forklares med, at dele af prøvetagningsområdet kan være blevet forstyrret forud for prøvetagningen i 2021, fx ved bundtrawling.

Figur 8.5. Frekvensfordeling af beregnede værdier for DKI v.3 i det beskyttede område "e" i hhv. 2021 (lyseblå søjler) og 2022 (grå søjler). Blå kurve repræsenterer normalfordelingskurvefit til data fra 2021 (middelværdi =0,66), og sort kurve angiver normalfordelingskurvefit til 2022 (middelværdi=0,75).



Tabel 8.3. Prøvetagning i det beskyttede område "e" i Kattegat i årene 2015, 2021 og 2022. Dybden er ca. 30 m. Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter (i 2015 blev biomassen bestemt som tør-vægt og er derfor ikke medtaget), S_1 angiver det gennemsnitlige antal fundne arter i én hapsprøve, og S_{42} angiver det samlede artsantal i 42 prøver. AMBI er beregnet for individuelle hapsprøver og er angivet som gennemsnit for 42 prøver. H og DKI v.3 angiver den gennemsnitlige værdi beregnet for én hapsprøve.

Redskab	Prøver	Biomasse g VV m ⁻²	Tæthed m ⁻²	S_1	S_{42}	H	AMBI	DKI
2015	42	-	3402	20	166	3,5	1,7	0,74
2021	42	204	2401	13	123	3	2,2	0,66
2022	42	517	3216	20	169	3,7	1,7	0,75

8.7 Sammenfatning

- I 2022 var bundfaunaen i ret dårlig tilstand i fem af de undersøgte områder i de kystnære farvande: Det Sydfynske Øhav, Knebel Vig, Frederiksværk Bredning, Flensborg Fjord og Okseøerne i den indre del af Flensborg Fjord. I fire af disse områder kan tilstanden relateres til dårlige iltforhold.
- I to områder, Lindelse Nor ved Langeland og det nordlige Lillebælt, var tilstanden for bundfaunaen generelt god med en relativ høj artsrigdom og fravær af forureningstolerante arter.
- I det nordlige Lillebælt har en meget stor bestand af molbøsters etableret sig gennem de seneste 20 år med en biomasse på omkring 2 kg vådvægt pr. kvadratmeter. Bestanden har formodentlig en stabiliserende effekt på økosystemet i området.
- I de åbne områder har tilstanden været uændret siden 2019. Der er generelt en relativ høj biodiversitet, men der er dog områder, hvor bundfaunaens diversitet er noget mindre. Her skyldes den ringere tilstand formodentlig bundtrawling.

9 Havpattedyr – sæler og marsvin

Anders Galatius, Signe Sveegaard, Line Kyhn & Jonas Teilmann

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl og marsvin. Alle tre arter er fredet i Danmark og beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv. Marsvin og begge sælarter er nævnt i Habitatdirektivets bilagslister over arter med behov for beskyttelse. For alle tre arter er der udpeget beskyttede områder, såkaldte habitatområder under Natura-



Gråsæler til havs. Foto: Anders Galatius.

2000. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde, og sælarterne kan kræve yderligere forvaltningstiltag, hvis overvågningen viser, at deres udbredelse og antal er i tilbagegang. I danske farvande findes derudover større faste bestande af hvidnæset delfin og vågehval i den danske del af nordlige Nordsø og Skagerrak, mindre grupper af øresvin spredt i de danske farvande og enkelte grupper af spækhuggere, primært i Skagerrak. Alle hvalarter skal beskyttes i hele deres udbredelsesområde.

9.1 Sæler

Metoder og datagrundlag

Habitatområder

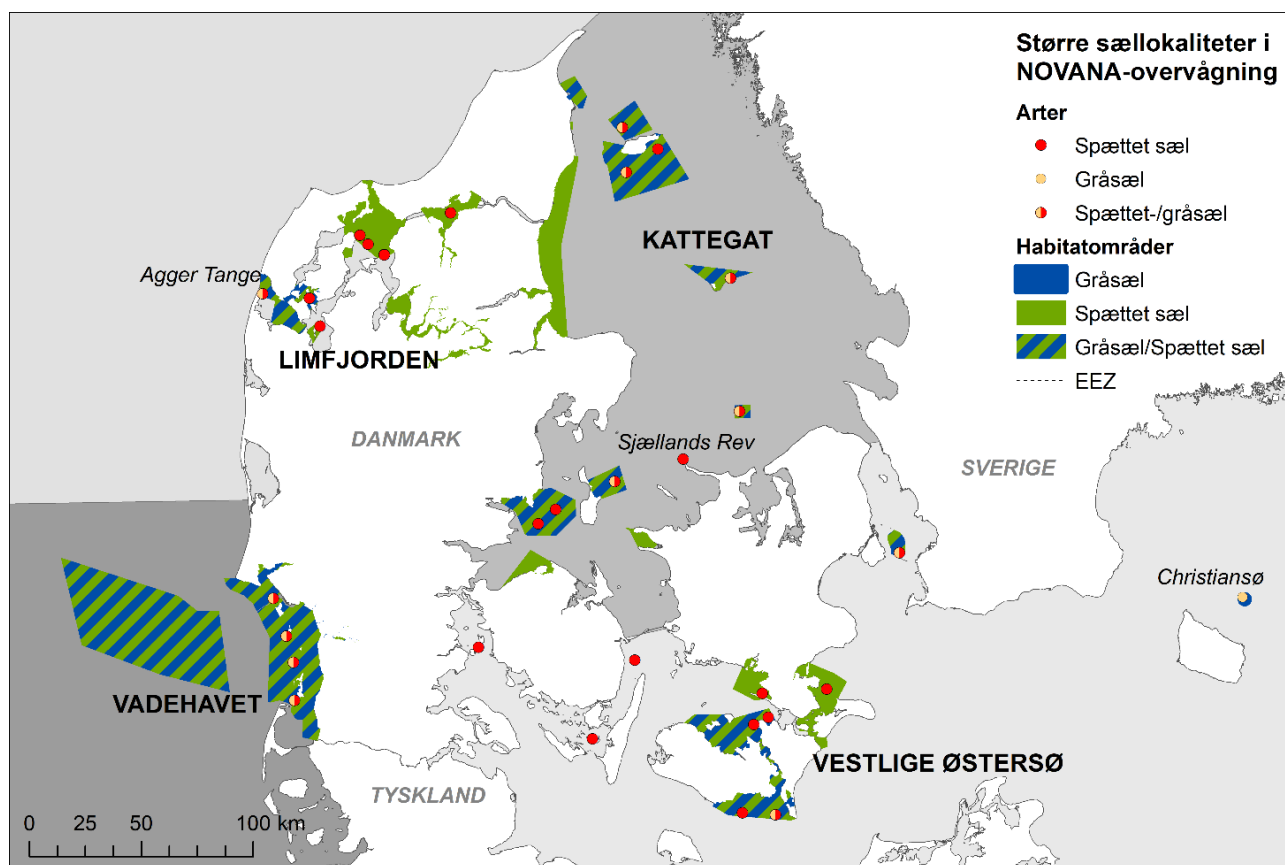
I henhold til Habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 22 og 13 habitatområder (figur 9.1). Af disse i alt 23 områder (12 områder er udpeget for begge sælarter) findes faste kolonier af spættet sæl på land i 17 af områderne, mens gråsælerne jævnligt opholder sig på land i 9 områder udpeget for denne art. Resten af områderne er vigtige for deres fødesøgning og bevægelser. Disse områder har indgået i den nationale overvågning af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret optælling siden 1979) og i Limfjorden og Østersøen siden 1990. Overvågningen af gråsæler er standardiseret siden 2011 i Kattegat, Limfjorden og Østersøen og siden 2014 i Vadehavet. Uden for habitatområderne overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor mindre grupper af sæler mere eller mindre regelmæssigt forekommer på land.

Sæler overvåges fra fly på fem tidspunkter af året for at dække udviklingen i de fire populationer af spættet sæl og de to populationer af gråsæl:

- 1) I februar/marts yngler gråsælerne i Østersøpopulationen, hvor ungerne tælles i Østersøen og Kattegat. Denne overvågning blev ikke gennemført i 2022 på grund af reduktion af programmet.
- 2) I marts-april fælder gråsælerne i Nordsøpopulationen, som optælles to gange i Vadehavet og en gang i Kattegat i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

- 3) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøpopulationen, og de spættede sæler føder deres unger i hele Danmark. I denne periode estimeres antallet af fældende gråsæler i de indre farvande med en optælling og antal unger for spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet med én optælling i hvert område.
- 4) I august fælder de spættede sæler og optælles i Kattegat, Limfjorden og Østersøen, hvilket koordineres med Sverige. For Vadehavet koordineres optællingerne med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde. Der tælles to gange i hvert område.
- 5) December-januar er yngleperiode for gråsæler i Nordsøpopulationen, som optælles tre gange i Vadehavet i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde og to gange i Kattegat.

Under overflyvningerne tælles de sæler, der ligger på land. Det antages, at sælerne på land udgør en stabil andel af populationen og dermed et indeks for populationens udvikling.



Figur 9.1. Kort over habitatområder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis røde og gule cirkler eller en rød/gul kombination, hvis både spættet sæl og gråsæl findes på samme lokalitet. De grå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder (Limfjorden, Vadehavet, Kattegat og vestlige Østersø) for spættet sæl i Danmark. Det eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er på Ertholmene nordøst for Bornholm.

Resultater spættet sæl

Nationalt

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

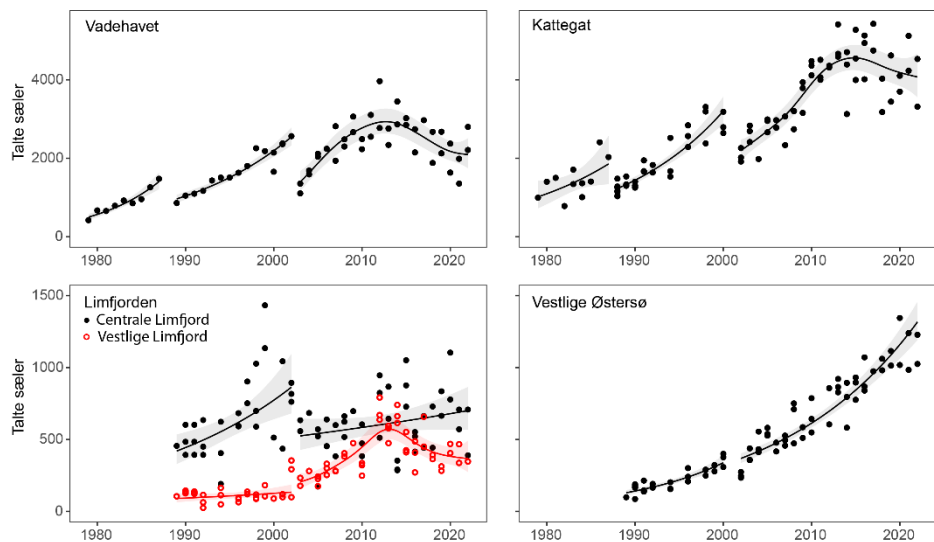
Det er anslået, at der var ca. 2.000 dyr i 1976, men jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud har betydet fremgang for den spættede sæl. I 1988 og 2002 ramte en mæslingelignende virus (*phocine distemper virus*, PDV) de spættede sæler, og 20-50 % af bestandene døde (figur 9.2; Härkönen m.fl. 2006). En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (Härkönen m.fl. 2008). I sommeren/efteråret 2014 blev de spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet ramt af en ny epidemi, som denne gang skyldtes fugleinfluenza. Nogle tusinde spættede sæler døde i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (Bodewes m.fl. 2015, Krog m.fl. 2015). I perioden 1988-2002 steg bestandene i gennemsnit med 11 % hvert år i hele Danmark. Efter 2002-epidemien var væksten lavere i Vadehavet, Limfjorden og Kattegat, mens den fortsatte i samme takt i den vestlige Østersø. Siden 2014 har der i de fleste farvandsområder været en negativ udvikling, hvor kun den lokale bestand i den vestlige Østersø er vokset. Det totale antal talt på hvilepladserne i Danmark toppede i 2017 med 10.100 og var i 2022 faldet til 8.800 spættede sæler.

Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsælen har påvirket de spættede sæler (se omtale af gråsæler nedenfor). Da gråsælen er større og mere aggressiv, og der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning på antallet af spættede sæler mulig.

Vadehavet

Spættet sæl lever langs hele Vadehavets udstrækning og dermed også i de tyske og hollandske dele af Vadehavet. I 2022 blev der talt gennemsnitligt 2.500 spættede sæler i den danske del af Vadehavet over de to tællinger i august. De spættede sæler i Vadehavet blev hårdt ramt af PDV-epidemiene i 1988 og 2002. Efter 2002 voksede bestanden i den danske del af Vadehavet med gennemsnitligt 13 % årligt frem til 2012, svarende til den teoretisk maksimale vækstrate for spættet sæl (Härkönen m.fl. 2002). Siden 2012 er bestanden i den danske del af Vadehavet gået tilbage (antallet af sæler på land modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2012 2.909 (95 % CI 2.617-3.234) mod 2.090 i 2022 (95% CI 1.751-2.508)). Størstedelen af de spættede sæler i Vadehavet tælles i Holland og Tyskland - i 2022 var totalen for hele området 26,654 (Galatius m.fl. 2022). Da tallene i Tyskland og Holland har været stabile siden 2012 og dominerer det samlede billede, har der ikke overordnet været tilbagegang i Vadehavet. Denne stabilisering tyder på, at populationen har nået miljøets økologiske bæreevne. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2022 blev der talt 538 unger, dvs. lidt under gennemsnittet for tællingerne siden 2012 på 636. De 538 unger udgør 26 % af antallet af talte fældende sæler i det danske Vadehav. Det talte antal unger er et minimumsestimater af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidigt.

Figur 9.2. Antal af talte spættede sæler i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2022 – opgjort ud fra tællinger i fældeperioden i august på landgangspladser (tallene angiver faktiske tællinger, da andelen af sæler i vandet ikke er pålideligt bestemt). Estimat af sæler på land i hvert område er modelleret ud fra tidsserierne, afbrudt af udbrud af PDV i 1988 og 2002 (kurver). 95 % konfidensintervaller for estimaterne er angivet med skraverede områder.



Limfjorden

De spættede sæler i den centrale del af Limfjorden repræsenterer en selvstændig genetisk enhed, mens sælerne i den vestlige del af Limfjorden består af en blanding af sæler fra Vadehavet og den centrale del af Limfjorden. De fleste af sælerne i den centrale del af fjorden er sandsynligvis efterkommere af de sæler, der beboede fjorden, før forbindelsen til Nordsøen blev lukket omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem fjorden og Nordsøen ved stormfloden i 1825 (*Olsen m.fl. 2014*). Antallet af sæler i den centrale del har fluktueret meget fra år til år, og det er sandsynligt, at de vandrer ind og ud af Limfjorden afhængigt af tilgængeligheden af føde. Dette gør udviklingen i antallet af sæler i den centrale del af Limfjorden svær at tolke, fx blev der i 2015 talt 900 sæler i den centrale del, men kun 550 individer i 2017, uden at der blev fundet usædvanligt mange døde sæler i perioden mellem de to optællinger. I 2022 taltes gennemsnitligt 550 sæler i den centrale del af Limfjorden (*figur 9.2*). Der har været en svagt stigende tendens siden PDV-udbruddet i 2002, men bestanden har i modsætning til de andre danske populationsområder ikke nået niveauet fra før 2002. Antallet af sæler på land i fældesæsonen modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2022 på 701 sæler (95 % CI: 575-855).

Fra 2016 er der foretaget ungetællinger i den centrale del af Limfjorden, og usædvanligt for de danske områder er der i alle årene talt væsentligt flere sæler, også voksne, i yngleperioden end i fældeperioden. Samtidig er andelen af unger ift. antallet af fældende sæler generelt højere end i andre områder med gennemsnitligt 58 % siden første ungetælling i 2016. I 2022 blev der talt 399 unger, svarende til 57 % af det modellerede antal sæler på land i fældesæsonen. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidigt. Disse observationer tyder på, at ynglebestanden i den centrale Limfjord er større, end fældetallene indikerer. En mulig forklaring er, at sælerne er meget stedfaste med hensyn til yngleaktivitet, men i vekslende grad forlader området uden for ynglesæsonen.

Antallet af sæler i den vestlige Limfjord var meget lavt fra 1988 til 2001, men steg fra 2002 til 2012. Siden er det faldet igen, og i 2022 taltes i den vestlige del af Limfjorden gennemsnitligt 350 individer (*figur 9.2*). Her fødes kun meget få unger, i 2022 taltes ti, hvilket indikerer, at der primært er tale om et rasteområde for sæler fra andre områder.

Kattegat

Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2022 blev der gennemsnitligt talt 3.900 spættede sæler i den danske del, hvilket er på niveau med de seneste fem år (*figur 9.2*). Fra epidemien i 2002 til 2011 var den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del 11 %. Siden da er væksten aftaget, og i de seneste seks år har antallet været stabilt. Der er dog stor variation i tællingerne, hvilket tyder på, at populationen har nået miljøets økologiske bæreevne, hvor overlevelsen af ungerne svinger fra år til år afhængigt af fødemængde, forstyrrelser og sygdomme. Man kan således forvente en stabilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene for sælerne ikke ændrer sig. Antallet af spættede sæler på hvilepladserne modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2022 4.076 (95 % CI: 3.547-4.683), en tilbagegang siden 2014, hvor det estimerede antal var 4.550 (95 % CI: 4.239-4.887), dog med overlappende konfidensintervaller. Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat, og i 2022 blev der talt 1.900 unger svarende til 46 % af estimatet af fældende sæler på land, hvilket er en gennemsnitlig andel, siden ungetællingerne begyndte i 2011, hvor ungeandelen har fluktueret mellem 30 og 70 %. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidigt.

Vestlige Østersø

I 2022 blev der i den vestlige Østersø gennemsnitligt talt 1.100 spættede sæler, hvilket er det hidtil højest registrerede gennemsnitlige antal (*figur 9.2*). Bestanden har tilsyneladende været i eksponentiel vækst siden PDV-epidemien i 2002 med en gennemsnitlig årlig vækstrate på 6 %. Antallet af spættede sæler på hvilepladserne modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2022 1.255 (95 % CI: 1.153-1.365). Der var meget få sæler i området ved fredningen af spættet sæl i 1976 (*Søndergaard m.fl. 1976*). Baggrunden for den fortsatte vækst er sandsynligvis, i modsætning til de andre områder, at populationen var langt hårdere ramt af jagt end sælerne i de andre områder, men derimod ikke særlig hårdt ramt af PDV-epidemien. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

Det Sydfynske Øhav og Lillebælt er de eneste områder, hvor spættet sæl stort set forsvandt fra hvilepladserne i forbindelse med dusørjagten i perioden 1889-1927. I de senere år har der været meldinger om flere sæler i disse områder, og derfor gennemførtes i 2021 den første optælling i disse områder. Her taltes i alt 229 spættede sæler, hvoraf de 186 befandt sig i det sydlige Lillebælt, mens resten blev talt ved Strynø Kalv og Drejø i Det Sydfynske Øhav. I 2022 blev der talt 138 spættede sæler, heraf 135 i det sydlige Lillebælt. Således er det sidste område, hvor spættede sæler blev udryddet i Danmark, igen en del af artens udbredelsesområde, også på hvilepladserne. Disse sæler er formodentlig kommet fra bestandene i Kattegat og/eller vestlige Østersø, hvilket vil kunne bestemmes med genetiske undersøgelser.

Resultater gråsæl

Nationalt

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

er gråsælen i løbet af de seneste 20 år genindvandret og forekommer nu fast på lokaliteter i Kattegat, Østersøen, Vadehavet og den vestlige Limfjord. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret nyfødte gråsælunger næsten hvert år, og der er i de senere år også observeret gråsælunger på Læsø, Anholt, ved Samsø og i Vadehavet (*Härkönen m.fl. 2007b, Jensen m.fl. 2015, Galatius m.fl. 2020*). I Danmark forekommer to adskilte populationer af gråsæler, den fra Nordsøen med hovedudbredelse omkring Storbritannien og i det tyske og hollandske Vadehav, og den fra Østersøen med hovedudbredelse omkring Stockholm, Estland og det sydlige Finland (*Härkönen m.fl. 2007b*). I Kattegat forekommer sæler fra begge populationer. Flertallet af genetiske prøver fra unge eller voksne individer indsamlet i Kattegat repræsenterer sæler fra Nordsøen (*Fietz m.fl. 2016*), mens de registrerede fødsler i Kattegat og ved Rødsand repræsenterer Østersø-populationen, da fødslerne foregår i denne bestands yngleperiode i februar-marts. Yngleaktiviteten er stagneret i de senere år og har generelt udviklet sig langsommere end i andre områder i Nordatlanten, hvor gråsælen er genindvandret, potentielt pga. højere ungedødelighed, høj dødelighed blandt de få ynglende individer og forstyrrelser (*Galatius m.fl. 2020*).

Satellitsporing af 17 gråsæler i perioden 2001-2012 viste, at gråsælerne i den danske del af Østersøen svømmer frem og tilbage mellem hvilepladserne i Danmark, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003, Dietz m.fl. 2015*).

Østersøen

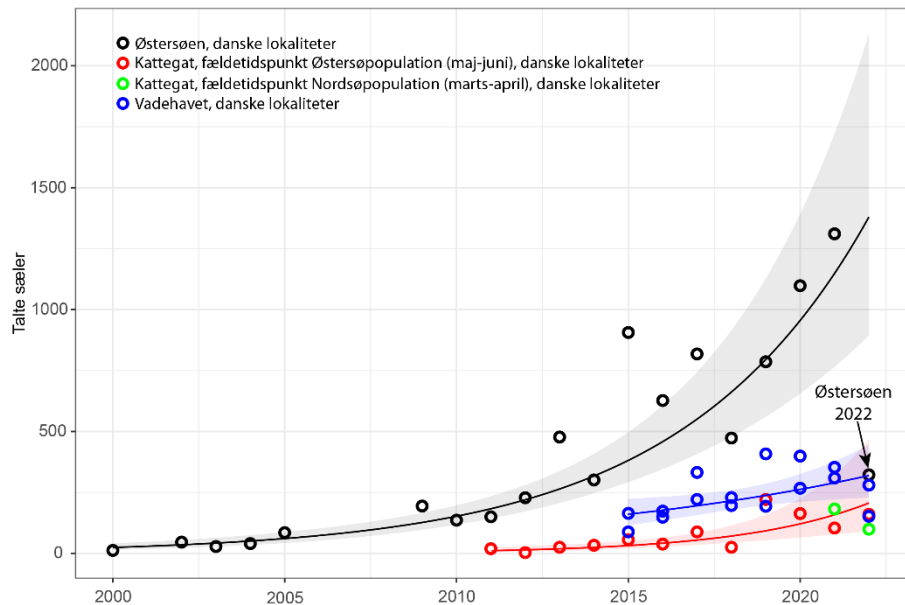
I den vestlige Østersø (Rødsand) blev der udført forsøgsvisse optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, hvor der blev registreret fra 0 til 12 individer. I 2010 kom gråsælen fast tilbage til Ertholmene nordøst for Bornholm, hvor de største forekomster af gråsæl i Danmark er registreret med 33-99 % af bestanden i 2011-2019. I 2022 blev der talt 322 gråsæler i den danske del af Østersøen, heraf 75 ved Ertholmene og 247 på Rødsand (*figur 9.3*). Dette er det laveste antal, der er registreret siden 2014. Gråsælerne tælles kun én gang i fældeperioden i den danske del af Østersøen; og det er kun ved Ertholmene og Rødsand, at der er betydelige forekomster. Dette bidrager til en større variation i antallet af talte dyr end i andre områder.

Kattegat

I Kattegat blev der fra 1979 til 2006 aldrig observeret flere end 10 gråsæler i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august. I august 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal gråsæler, henholdsvis 32 (Læsø) og 68 (Anholt). Fra 2011 er der hvert år foretaget en flyvning i perioden omkring 1. juni, hvor Østersøpopulationen har fældesæson. Her ses der et stigende antal fældende gråsæler, toppende i 2019 med 221 dyr, og i 2022 taltes 160 gråsæler i Østersøbestandens fældeperiode (*figur 9.3*). I 2021 blev den første optælling af gråsæler i Nordsøpopulationens fældeperiode gennemført i Kattegat, hvor der blev registreret 182 gråsæler på hvilepladserne. I 2022 blev der talt 99 gråsæler i fældeperioden.

Figur 9.3. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2022, i den danske del af Kattegat i 2011-2022 og i den danske del af Vadehavet i 2015-2022. For Ertholmene i Østersøen er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 og frem er foretaget fra fly.

Estimatet af sæler på land i hvert område er modelleret ud fra tids-serierne og angivet med kurver. Konfidensintervaller (95 %) for estimerne er angivet med skraverede områder.



Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler i Vadehavet indledtes i 2015, hvor der i april blev talt 126 individer (figur 9.3). Antallet har siden haft en stigende tendens, og i 2022 taltes som gennemsnit 216 sæler.

Gråsælunger

Yngleaktiviteten har i hele overvågningsperioden været på et lavt niveau, hvilket er forventet i en genindvandningsfase, men er stagneret i de senere år og har i Østersøen udviklet sig langsommere end i andre områder i Nordatlanten, hvor gråsælen er genindvandret, potentielt pga. højere ungedødelighed, høj dødelighed blandt de få ynglende individer og forstyrrelser (*Galatius m.fl.* 2020). Fra 2003 til 2021 er der årligt observeret op til 14 levende gråsælunger på danske lokaliteter i Østersø-gråsælernes yngleperiode i februar-marts, og i Vadehavet i december er der observeret op til tre unger. På Rødsand ved Falster er der registreret unger næsten hvert år siden 2003, mens den første levende unge i Kattegat blev observeret i marts 2008 (Søndre Rønner, Læsø). Siden 2017 har der været en nedgang i antallet af unger på danske lokaliteter. Dette kan bero på, at nogle hunner har skiftet til en yngleplads uden for Danmark eller ikke har ynglet i de seneste to år. Det kan også skyldes, at nogle af de ynglende hunner er døde, og at rekrutteringen af nye ynglende hunner har svigtet. Den kraftige tilbagegang i antallet af unger er overraskende i en situation, hvor det forventes, at ynglebestanden vil stige. I 2022 blev der på grund af reduktion i overvågningsprogrammet ikke fløjet i Østersøpopulationens yngleperiode. I Nordsøbestandens yngleperiode er der i Vadehavet tidligere observeret op til tre unger på en sæson. I 2022 blev der observeret én unge i det ydre Knudedyb i Vadehavet i december 2022 og én ved Galgedyb, for sidstnævnte lokalitet er det den første registrerede unge. Der blev i december 2022 og januar 2023 for anden gang foretaget flytælling i Kattegat i Nordsøgråsælernes yngleperiode, og her registreredes ligesom i den første overvågnings sæson to gråsælunger ved Læsø.

Det stigende antal gråsæler i Danmark kan ikke forklares med de få gråsælunger, der fødes i danske farvande. Det må derfor skyldes en indvandring af gråsæler fra den nordlige del af Østersøen og fra Holland og Tyskland (*Galatius m.fl.* 2020). Gråsælerne i Kattegat kommer fra både Østersø- og

Nordsøpopulationerne (*Fietz m.fl. 2016*). Årsagen til stigningen i antallet af gråsæler er muligvis, at sælerne har nået miljøets bæreevne i andre dele af Østersøen i forbindelse med den store tilvækst, der har været i bestandene, efter at de har været drevet langt ned af jagt og miljøgifte indtil starten af sidste årtusinde. Dermed kan der være relativt bedre fødetilgang i Danmark eller pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter i andre lande. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark inden for et år, har bestanden af ynglende danske gråsæler været minimum 15 hunner, da de får én unge om året. Den seneste udvikling med færre fødsler er bekymrende i forhold til udviklingen i artens bevaringsstatus i Danmark, som stadig er "ugunstig". Gråsælen er historisk set den mest almindelige sælart i de indre danske farvande (*Olsen m.fl. 2018*), og det må forventes, at stigningen i antallet af besøgende gråsæler fortsætter i de kommende år.

9.2 Marsvin

Metoder og datagrundlag

I 2010 blev 16 habitatområder udpeget for marsvin, som siden 2011 har været en del af det nationale overvågningsprogram. I 2020 har Miljøstyrelsen tilføjet nye områder, så der samlet nu er 35 habitatområder for marsvin.

Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin i de danske farvande i tre populationer, der er fælles med vores nabolande: 1) Østersø-populationen – farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen, 2) Bælthavs-populationen – de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) Nordsø-populationen – nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen (*Sveegaard m.fl. 2015*).

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

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

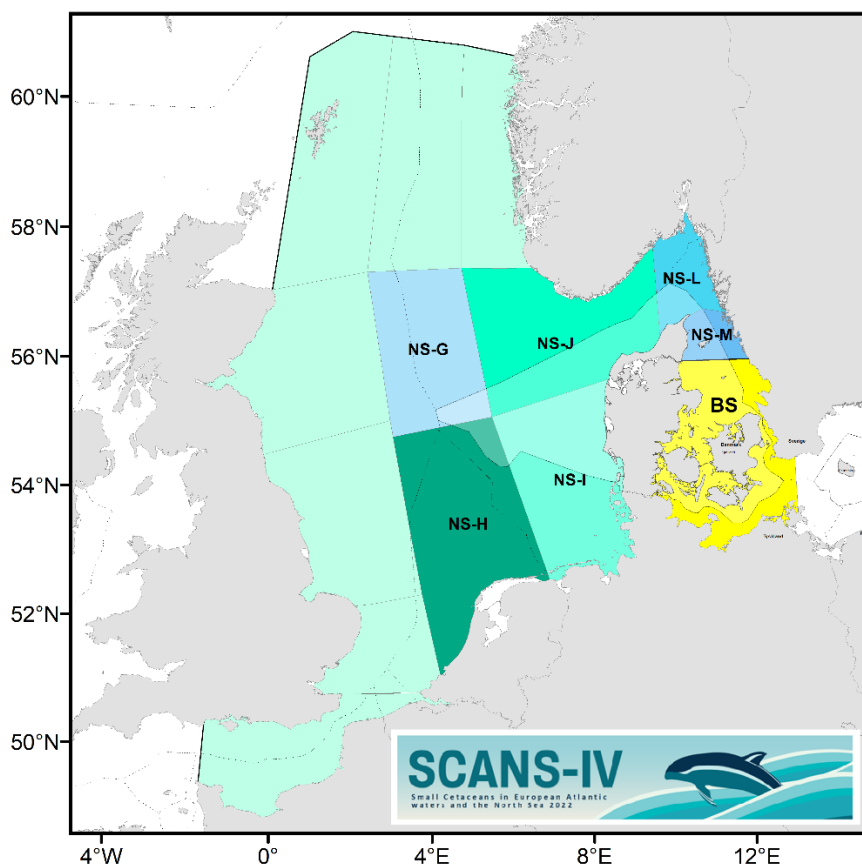
I NOVANA-perioden 2022-2027 er følgende overvågning planlagt:

- 1) I den sydlige Nordsø (to habitatområder) udføres årlig optælling fra 2023-2027 af marsvin fra fly i juli/august. I 2022 blev dette gjort i forbindelse med SCANS-IV.
- 2) I 2022 blev den store europæiske totaloptælling af hvaler i projektet SCANS-IV gennemført. Dette er en fortsættelse af rækken af SCANS (Europa) og MiniSCANS (Kattegat, bælterne og vestlige Østersø) surveys 1994-2020 (*Hammond m.fl. 2021, Viquerat m.fl. 2014, Unger m.fl. 2021*). Optællingerne følger standardmetoden for 'linetranssect distance sampling' (*Buckland m.fl. 2001*) og udføres i danske farvande fra fly med boblevinduer i begge sider, hvilket giver de to observatører mulighed for at se havoverfladen direkte under flyet. Der flyves i 600 fods højde (183 m) med en konstant hastighed på 100 knob. GPS-positioner logges automatisk hvert sekund, og observationer og vejrforhold indtastes løbende i en database i survey-programmet. Ved at benytte en model, der inkluderer oplysninger om vejr, observatør,

afstand til dyrene og gruppestørrelse, estimeres den samlede populationsstørrelse. Bestandsestimater for Bælthavs-populationen og Nordsøpopulationen af marsvin udregnes separat for hvert udbredelsesområde og ikke på nationalt niveau. Hvert populationsområde er yderligere opdelt i mindre undersøgelsesområder, hvilket er relevant ift. afrapportering af andre hvalarter i Nordsøen, hvor fire (NS-I, NS-J, NS-L, NS-M) ud af 13 undersøgelsesområder indeholder en stor andel af dansk havområde (figur 9.4).

- 3) I de indre danske farvande overvåges flere habitatområder for marsvin med akustiske lyttestationer (C-PODs), ligesom det er tilfældet for ét habitatområde i Skagerrak og farvandet omkring Bornholm. Hvert habitatområde overvåges i en sammenhængende periode på ca. et år inden for NOVANA-perioden 2022-2027, og den akustiske overvågning afrapporteres, når et helt års data i et område er indsamlet. I foråret 2022 blev fem lyttestationer udlagt i hhv. "Centrale Storebælt og Vresen", "Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord" og for første gang i habitatområdet "Gule Rev" i Skagerrak. Data fra disse tre områder afrapporteres i 2023, og den akustiske overvågning nævnes derfor ikke yderligere i dette års rapport.

Figur 9.4. Kort over optællingsområderne under SCANS-IV. Nordsø-populationen er vist med blå og grønne farver og Bælthavs-populationen med gul farve. Kun den del af optællingsområdet, der inkluderer danske farvande, er navngivet her.



Resultater

SCANS-IV

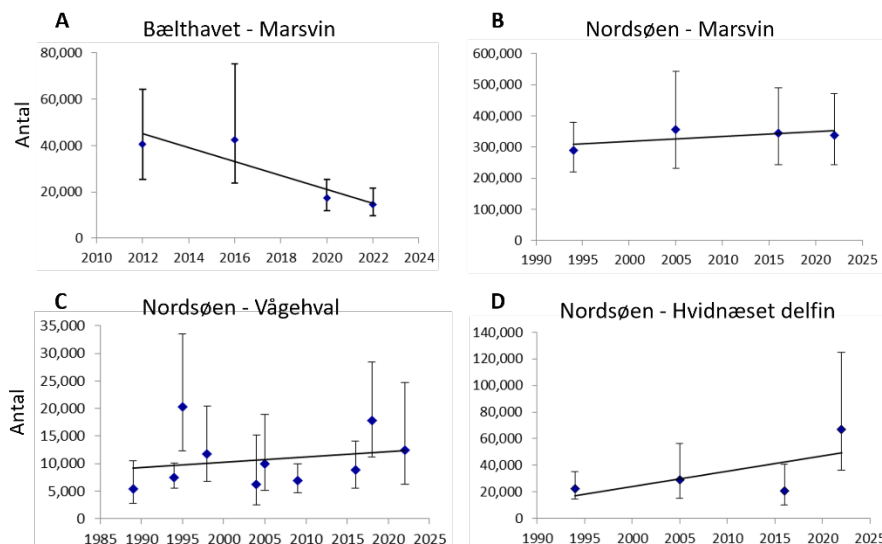
Indre danske farvande

Forvaltningsområdet for marsvinepopulationen i Kattegat, bælthavene og den vestlige Østersø (Bælthavspopulationen) er blevet optalt fire gange: 2012, 2016, 2020 og 2022 (figur 9.5A). Den seneste optælling under SCANS-IV i 2022 gav et estimat på 14.402 marsvin (95 % konfidensinterval: 9.555 – 21.769 marsvin) og en tæthed på 0,34 marsvin/km². Dette er betydeligt lavere end estimaterne for 2016 på 42.000 marsvin (SCANS-III) og for 2012 på 40.000 marsvin

(MiniSCANS, *Viquerat m.fl.* 2014), men sammenlignelig med den nyere MiniSCANS-II undersøgelse fra 2020 på 17.301 marsvin (*Unger m.fl.* 2021). Den estimerede trend fra 2012 til 2022 er negativ med et årligt fald på -1,5 %. For flere detaljer se SCANS-IV rapporten (*Gilles m.fl.* 2022).

Der blev ikke observeret andre hvalarter i de indre danske farvande.

Figur 9.2. Trendlinjer tilpasset tidsrækker med bestandsestimater. Horisontale linjer angiver 95 % konfidensintervaller (CI) for estimaterne. (A) Marsvin i Bælthavets forvaltningsområde: estimeret årlig ændring = -1,52 %. (B) Marsvin i Nordsøens forvaltningsområde: estimeret årlig ændringsrate = 0,51 %. (C) Vågehval i Nordsøens forvaltnings-område: estimeret årlig ændringsrate = 1,22%. (D) Hvidnæset delfin i Nordsøens forvaltningsområde: estimeret årlig ændringsrate = 2,68%.



Nordsøen og Skagerrak

Marsvinepopulationen i Nordsøen, Skagerrak og nordlige Kattegat (Nordsøpopulationen) er blevet optalt fire gange: 1994, 2005, 2016 og 2022. Den seneste optælling under SCANS-IV i 2022 gav et estimat på 338.918 marsvin (95 % konfidensinterval: 243,063 - 476,203 marsvin) og en tæthed på 0,55 marsvin/km². Der blev ikke fundet signifikant forskel på antallet af marsvin mellem de fire SCANS-surveys, og Nordsøpopulationen betragtes derfor for at være stabil over denne 28-årige periode (*figur 9.5B*).

Under SCANS-IV optællingen blev der observeret både hvidnæset delfin og vågehval i den danske del af Nordsøen. Overordnet set er der tendens til en positiv trend for begge arter på populationsniveau (*figur 9.5C-D*). Observationerne lå langs Norskerenden i Skagerrak og nær Dogger Banke. De østligste observationer af disse arter var i Skagerrak nord for Hirtshals (vågehval) og ud for Hanstholm (hvidnæset delfin). Tætheden af hvidnæset delfin i de survey-områder, der inkluderer dansk farvand (NS-G, NS-H, NS-J, se *figur 9.4*), blev estimeret til hhv. 0,105, 0,002 og 0,062 individer/km². For vågehval blev tætheden estimeret til hhv. 0,010, 0,015, 0,010 og 0,007 individer/km² (NS-G, NS-H, NS-J, NS-L).

9.3 Spæktykkelse

Metoder og datagrundlag

Formålet med opmåling af spæktykkelse er at indsamle data til etablering af grænseværdier, der angiver 'god miljøtilstand' for havpattedyrenes ernæringsmæssige tilstand under havstrategidirektivet. Disse grænseværdier fastsættes i regi af HELCOM for spættet sæl, gråsæl og marsvin i alle forvaltningsområder. Spæktykkelse er blevet målt på sæler og marsvin i Danmark siden 2015.

Spæktykkelse måles på både døde og levende dyr. På levende dyr, der er fanget i forbindelse med mærkningsprojekter foretaget af Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, måles spæktykkelse med et transportabelt ultralydsapparat. Døde dyr omfatter strandede marsvin og sæler, bifangede marsvin og sæler i fiskeriet samt regulerede sæler, dvs. skudt i henhold til Vildtskadebekendtgørelsen. På døde dyr skæres dyret op specifikke steder på kroppen, hvor spæktykkelsen måles. Spæktykkelsen måles samme steder på døde og levende dyr. Undersøgelser på døde dyr viser, at målinger med tommestok og ultralyd stemmer nøje overens.

Det kræver data fra mange individer at dokumentere en bestands naturlige svingninger i spæktykkelse over året og i forhold til ændringer i miljøet. Spæktykkelse afhænger af køn, alder, årstid, reproduktiv status og ikke mindst helbred. Spæktykkelsen overvåges i treårige perioder, og resultater fra perioden 2018-2021 er fremlagt i *Kyhn m.fl. 2022* og i tidligere udgaver af 'Marine områder' fx *Hansen & Høgslund 2023*. I denne rapport fremlægges kun en oversigt over de indsamlede havpattedyr i overvågningsåret 2022. Spæktykkelse for perioden 2022-24 vil blive afrapporteret samlet.

Resultater

Spættet sæl

Der blev i 2022 indsamlet spæksmål for 59 spættede sæler (35 levende og 24 døde), fordelt på 6 fra Kattegat, 10 fra Limfjorden, 30 fra Nordsøen og 13 fra vestlige Østersø (tabel 2).

Tabel 9.1. Antal dyr, hvor der er målt spæktykkelse i 2022, fordelt på forvaltningsområder og art. 'na' indikerer, at der ikke er indsamlet data fra det pågældende område i 2022.

	Spættet sæl <i>Phoca vitulina</i>	Gråsæl <i>Halicierus grypus</i>	Marsvin <i>Phocoena phocoena</i>	Sum
Limfjorden	10	na	na	
Vestlige Østersø	13	na	na	
Kattegat	6	2	na	
Nordsøen	30	22	3	
Bælthavet	na	na	11	
Østersøen	na	0	0	
	59	24	14	97

Gråsæl

Der blev indsamlet spæksmål for 24 gråsæler i 2022 (20 levende og 4 døde), fordelt på 22 fra Nordsøen inkl. Limfjorden og 2 fra Kattegat.

Marsvin

Der blev indsamlet spæksmål for 14 marsvin i 2022 (2 levende fangede og 12 døde), fordelt på 11 fra Bælthavspopulationen og 3 fra Nordsøen.

9.4 Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft fremgang i alle områder i perioden 1979-2014. Fremgangen for spættet sæl er hovedsageligt sket som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforsbud. Siden 2014 er antallet af spættede sæler faldet i de store populationer i Vadehavet og Kattegat, mens antallet er stagneret i Limfjorden siden 2002. Der er fortsat vækst i den sydvestlige Østersø.
- Det er anslået, at der var ca. 2.000 spættede sæler i Danmark i 1976. I 2022 taltes ca. 8.800 spættede sæler på hvilepladserne, hvilket ikke inkluderer sæler, der er til havs under optællingen.
- De lave eller negative vækstrater i tre ud af de fire forvaltningsområder for spættet sæl tyder på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig eller har nået den økologiske bæreevne i de enkelte områder, eller at de presses af andre faktorer, som fx forstyrrelser, fødemangel eller konkurrence med gråsælen.
- Spættet sæl har nu bredt sig til Lillebælt og Det Sydfynske Øhav, som er de eneste områder, hvor arten har været udryddet i Danmark i over 100 år.
- Gråsæl har generelt vist fremgang i de seneste 10 år. I 2022 blev der på danske lokaliteter registreret 160 individer i Kattegat i maj-juni, 99 i Kattegat i marts-april, 216 i Vadehavet i marts-april og 322 i Østersøen i maj-juni. Det meget lave tal i Østersøen kan være en tilfældighed, og det forventes, at den generelle stigning i antallet af gråsæler fortsætter i de kommende år.
- I de senere år har der været en stor tilbagegang ift. de 14 observerede gråsælunger fra Østersøpopulation i 2017, hvilket er bekymrende for en art i ugunstig bevaringsstatus; der blev dog ikke talt gråsælunger i Østersøen i 2022. I både Vadehavet og Kattegat blev der i 2022 registreret to gråsælunger i hvert område.
- Optælling af populationen af marsvin i Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø i 2012, 2016, 2020 og 2022 viser en ikke signifikant negativ trend. Det seneste bestandsestimater for Bælthavsbestanden er 14.402 (95 % konfidensinterval: 9.555-21.769 marsvin) og en tæthed på 0,34 marsvin/km². Tilsvarende opgørelser af marsvinpopulationen i Nordsøen i 1994, 2005, 2016 og 2022 viser, at bestanden i dette område sandsynligvis er stabil og det seneste estimat er på 338.918 marsvin (95 % konfidensinterval: 243,063 - 476,203 marsvin) og en tæthed på 0,55 marsvin/km².
- Der blev i overvågningsperioden 2022 indsamlet spækmål på 59 spættede sæler, 24 gråsæler og 14 marsvin. Data analyseres samlet for perioden 2022-2024 senere i en særskilt rapport og i Marine områder 2024.

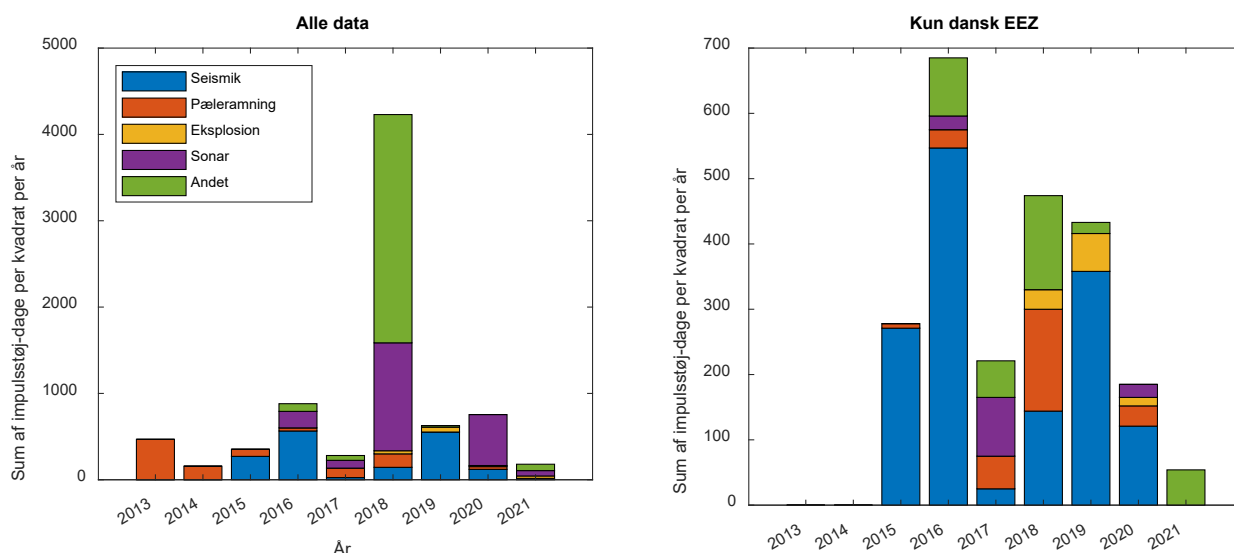
10 Undervandsstøj

Jakob Tougaard

Undervandsstøj overvåges som en del af både HELCOMs og OSPARs overvågningsprogrammer, bl.a. med henblik på indrapportering af status for miljøtilstanden i henhold til havstrategidirektivets deskriptor 11. Til brug for udarbejdning af Miljøministeriets basisanalyse i 2024 er der i 2023 udarbejdet en baggrundsanalyse af miljøtilstanden i danske farvande med særligt henblik på havstrategidirektivets kriterier D11C1 (impulsstøj) og D11C2 (vedvarende lavfrekvent støj) (Tougaard *m.fl.* 2023). Vurderingerne er baseret på data fra Miljøstyrelsens overvågningsprogram og følger i størst mulig grad tilsvarende vurderinger foretaget i HOLAS 3 (HELCOM 2023a,b) og OSPARs QSR24 (Kinneking & Tougaard 2021; Merchant *m.fl.* 2022).

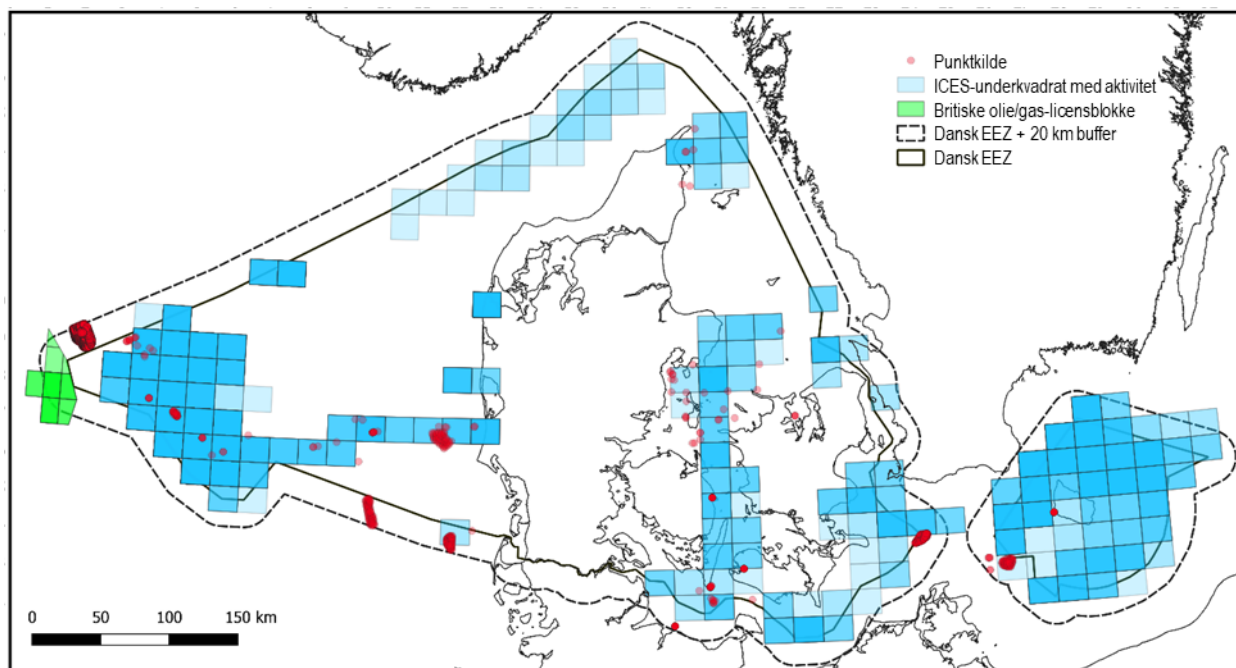
10.1 Impulsstøj

Miljøstyrelsen koordinerer indsamling af indberetninger af aktiviteter, der udsender kraftige impulslyde såsom fx nedramning af pæle og vindmøllefundamenter, seismiske undersøgelser med luftkanoner (airguns), undervandsekspllosioner, lavfrekvent sonar og andre lyde, der er omfattet af havstrategidirektivets kriterium D11C1 (figur 10.1). Indberetningerne indsendes af de ansvarlige myndigheder (Energistyrelsen, Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse *m.fl.*), der videresender disse til DCE (DCE – Nationalt Center for Miljø og energi). Derefter foretager DCE faglig kvalitetskontrol af indberetningerne og indrapporterer dataene til OSPARs og HELCOMs fælles impulsstøjregister, som er drevet af ICES (International Council for the Exploration of the Sea).



Figur 10.1. Data (total sum af dage med impulsstøj over alle analysekvadrater i OSPAR og HELCOM), der indgår i analyserne af impulsstøj, fordelt på typer af impulsstøjkilder angivet for hvert af årene 2013-2021. 'Alle data' omfatter indberettede impulsaktiviteter inden for dansk EEZ + 20 km bufferzone (se fig. 10.2), Gruppen 'Andet' dækker hovedsageligt havbundsundersøgelser med anvendelse af andet akustisk udstyr end airguns. Fra Tougaard *m.fl.* 2023.

Figur 10.1 viser mængden af impulsstøjbegivenheder angivet som summen af antal dage med aktivitet i de enkelte ICES-underrektangler (ca. 10x10 km, se Figur 10.2), fordelt på år (2013-2021) og de forskellige typer af kilder. Der skønnes at være en betydelig underrapportering af aktiviteter, hvilket gør, at ændringer fra år til år ikke kan tages som udtryk for faktiske ændringer i mængden af impulsstøj. Samtidigt er påvirkningen af de forskellige typer af impulsstøj ikke sammenlignelig på tværs af kilder, hvilket yderligere betyder, at udviklingen i antallet af impuls-blok-dage ikke kan tages som udtryk for en tilsvarende udvikling i den faktiske påvirkning af havmiljøet.



Figur 10.2. Fordelingen i rum af de indrapporterede impulsstøjaktiviteter i perioden 2013-2021 i dansk EEZ og tilstødende 20 km bufferzone. Kilder, der er angivet med en præcis position, er angivet med røde prikker, mens aktiviteter, der er indrapporteret per ICES-underrektangel (ca. 10x10 km) er angivet med blå kvadrater. De grønne polygoner indikerer den geografiske underopdeling af de britiske indrapporteringer. Der blev dog ikke indrapporteret aktiviteter i disse områder for årene 2013-2021. Fra Tougaard m.fl. 2023.

Figur 10.2 viser samme data som i figur 10.1 for dansk EEZ, men samlet for hele perioden 2013-2021, fordelt geografisk. Fremtrædende på kortet er lokaliserede stationære kilder (røde prikker), der dækker over især pæleramninger af vindmøllefundamenter og havnebyggerier, men også eksplosioner (rydning af gammel ammunition), og bevægelige kilder (blå felter), der dækker over især havbundsundersøgelser med airguns eller andet udstyr. Disse er især fordelt omkring oliefelterne, langs kabel- og gasledninger samt forskningstogter omkring Bornholm.

10.2 Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj

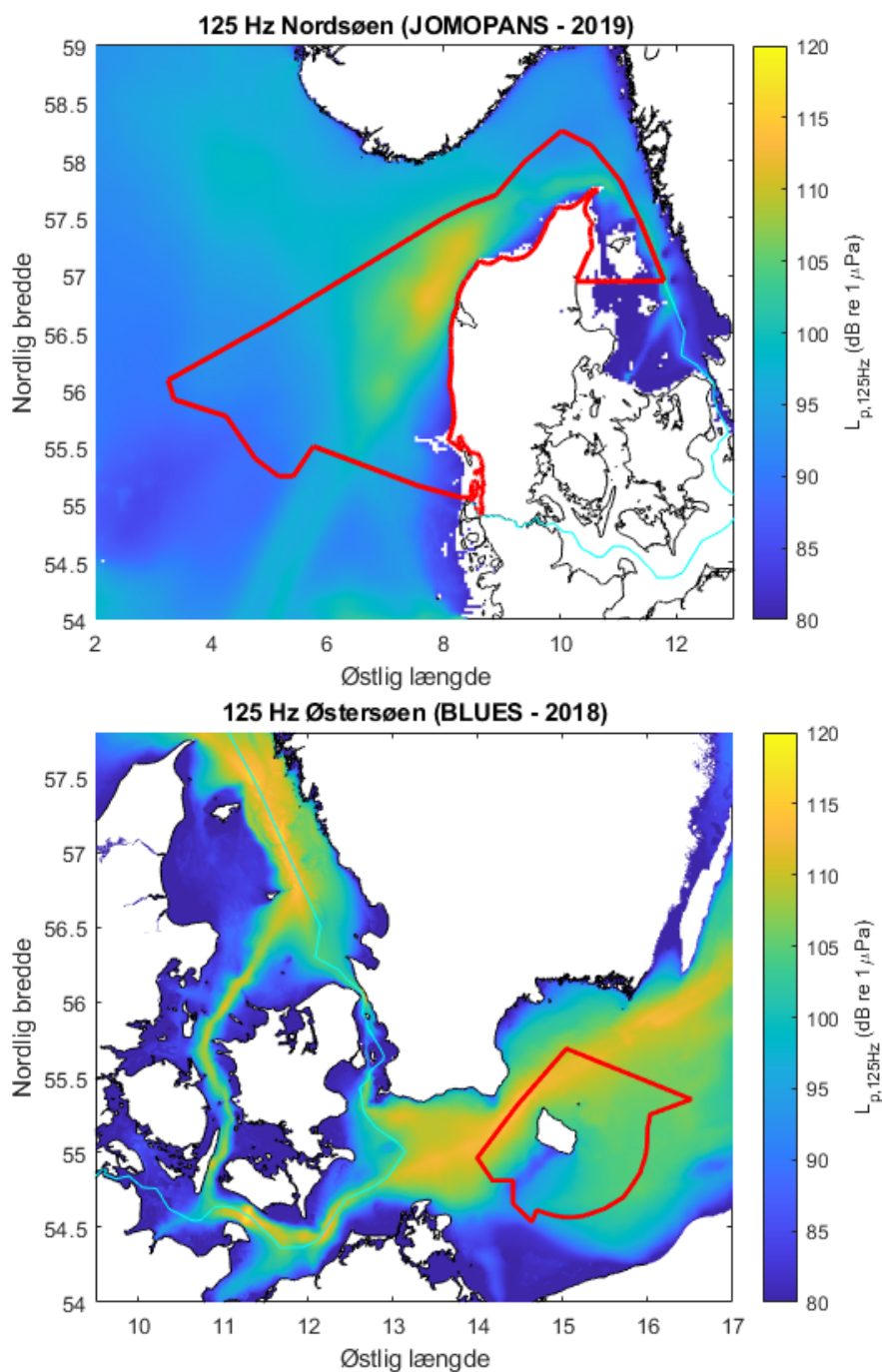
DCE overvåger lavfrekvent undervandsstøj omfattet af havstrategidirektivets kriterium D11C2. Overvågningen varetages for Miljøstyrelsen i henhold til teknisk anvisning TA M32. Denne overvågning foregår som kontinuerlige optagelser i frekvensområdet 20 Hz - 20 kHz på fire stationer i de indre danske farvande: centrale Kattegat (Anholt), Hjelms Dyb, sydlige Lillebælt (Helnæs) og sydlige Øresund (Stevns) samt to stationer i Nordsøen ved Gule Rev og Horns Rev. Målingerne er analyseret og kvalitetssikret i henhold til den tekniske anvisning og indrapporteret til HELCOMs database for vedvarende undervandsstøj, som er drevet af ICES (figur 10.3). Disse målinger anvendes til

kalibrering og validering af fladedækkende støjmodeller, der er udarbejdet for Nordsøen for OSPAR QSR24 af JOMOPANS-projektet (Kinneving & Tougaard 2021) og for Østersøen (inkl. Kattegat) for HOLAS 3 af BLUES-projektet (HELCOM 2023a).

Figur 10.3 viser eksempler på sådanne støjkort. På begge kort er sejlruten fra Den engelske Kanal rundt om Skagen og gennem Bælterne ind i Østersøen tydelige.

For vurderinger af miljøtilstanden, herunder overskridelser af EU's tærskelværdier for undervandsstøj, henvises til baggrundsrapporten (Tougaard m.fl. 2023).

Figur 10.3 Udsnit af støjkort udarbejdet af hhv. JOMOPANS-projektet (øverst) og BLUES-projektet (nederst). Angivet med rødt er den danske del af udbredelsesområderne for hhv. Nordsø- og Østersø-bestandene af marsvin. Begge kort viser medianlydtrykket i et 1/3-oktavbånd omkring 125 Hz.



11 Marint affald

Jakob Strand

Den nationale overvågning af marint affald med kobling til deskriptor 10 i Danmarks Havstrategi II har frem til 2026 omfattet flere indikatorer, som dækker forskellige kriterier beskrevet for makro- og mikroaffald samt plastik, der er indtaget af havdyr (tabel 11.1).

Tabel 11.1. Oversigt over indikatorer for marint affald og tilhørende kriterier under deskriptor 10 fremhævet i beskrivelsen af overvågningsprogrammet for Danmarks Havstrategi II for perioden 2021–2026 (MST 2020).

Kriterie	Indikator
D10C1 (primært): Sammensætningen, mængden og den rumlige fordeling af affald.	10.1: Antal affaldsstykker på referencestrande i Danmark (pr. 100 meter). 10.3: Affald på havbunden (antal affaldsstykker pr. km ²). 10.4: Antallet af indrapporteringer af tabte fiskeredskaber
D10C2 (primært): Sammensætningen, mængden og den rumlige fordeling af mikroaffald.	10.5: Kommende indikator for mikroaffald/mikroplast.
D10C3 (sekundært): Affald og mikroaffald indtaget af havdyr.	10.2: Plast i maveindholdet i strandede mallemukker (gram plastik og antal plastikstykker pr. fugl).
D10C4 (sekundært): Marint affalds påvirkning af dyrelivet.	(Note: Ingen indikator er specifikt tilknyttet dette kriterie).

Status for denne overvågning er rapporteret andetsteds, og for nogle af parametrene foreligger der endnu ikke rapporter med de nyeste data. Nedenfor er givet en kort status for de udførte overvågningsaktiviteter, referencer og link til publicerede rapporter med data fra 2022 samt en kort sammenfatning af DCE-rapporterne.

11.1 Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)

Sammenfatning (Feld m.fl. 2023)

Denne statusrapport beskriver resultaterne fra den nationale overvågning af marint affald på strande i Danmark, som i 2022 omfatter data fra otte forskellige lokaliteter. Heraf er seks lokaliteter referencestrande med en længere overvågningshistorik, og to lokaliteter er nye periurbane strande, hvor overvågning er påbegyndt i april 2022. De nye strande er beliggende i Sejerøbugten (Gudmindrup Strand) og i Køge Bugt (Brøndby Strand). Disse strande er udvalgt for at imødekomme anbefalinger fra internationale overvågningsstrategier, som opfordrer til, at forskellige typer af strande er repræsenteret i de nationale overvågningsprogrammer. Data fra Brøndby Strand er, som et nyt forsøg, tilvejebragt gennem samarbejde med en privatperson, hvorfor det indgår som en mere operationel overvågning.

Overvågningen gennemføres efter den gældende danske tekniske anvisning for overvågning af affald på strande (*Strand m.fl. 2022*). Dette inkluderer indsamling af marint affald på strandene og efterfølgende optælling og klassificering af affaldet, hvorved mængder og sammensætning registreres. Ved overvågningen i 2022 var medianværdien af antallet af affaldsgenstande opgjort fra de otte danske overvågningsstrande på 77 genstande per 100 m strand. Der var en betydelig variation mellem strandene beliggende i de forskellige sub-regioner, hvor medianværdier for Nordsø/Skagerrak var 358 genstande per 100 m, Kattegat 169 genstande per 100 m og Østersøen 35 genstande per 100 m. For Gudmindrup Strand, som er den eneste strand beliggende i Storebælt, var medianværdien 53 genstande per 100 m, og for Brøndby Strand var den 101 genstande per 100 m.

Affald bestående af plastik udgjorde den overvejende del af det marine affald på alle strandene i 2022 og udgjorde i gennemsnit 86 % af alle registrerede genstande (ekskl. paraffin). Generelt er snor (diameter < 1 cm), slikpapir, andre typer af genkendelige plastgenstande (ikke skumplast) samt forskellige typer fragmenter af skumplastik, hård plastik eller filmplastik at finde blandt de hyppigste affaldstyper inden for alle subregioner. Sub-regionale forskelle i sammensætningen af affald inkluderede bl.a. en relativt stor andel af fiskerirelateret affald (18 %) ved strandene i Nordsøen/Skagerrak, der bl.a. bestod af snor af dolly rope samt andre typer af snore specifikt relateret til fiskeri (fx net cuttings). Til sammenligning udgjorde fiskerirelateret affald < 5 % i de øvrige subregioner.

11.2 Flydende mikroplastik i vandsøjleens overfladelag (DCE)

Sammenfatning (*Simon m.fl. 2023*)

Formålet med EU's havstrategidirektiv (HSD) er at sikre en god miljøtilstand for havmiljøet i medlemslandene. Havmiljøets status skal således vurderes ved at etablere overvågningsprogrammer for at følge op på de skitserede mål, der er defineret på regionalt niveau. Deskriptor 10 i HSD inkluderer mikroaffald med mikroplast (MP) som hovedkomponenten, dvs. plastikpartikler og fibre < 5 mm, på grund af deres udbredte tilstedeværelse og potentielle miljøpåvirkninger. Som sådan skal sammensætningen, mængden og den rumlige fordeling af MP vurderes og overvåges i overfladelaget af vandsøjlen og havbundens sediment. Formålet med dette projekt er at udvikle en overvågningsstrategi for mikroplast i havoverfladevand. Projektet anvender de seneste internationale anbefalinger for rutinemæssig prøvetagning, analyse og datarapportering af mikroplast for at sikre datasammenlignelighed, hvilket er hjørnestenen i overvågningsprogrammer, der følger udviklingen over tid.

I dette projekt blev der i 2022 indsamlet flydende mikroplastik med partikelstørrelser > 300 µm fra overfladelaget på syv kystnære stationer i de indre danske farvande ved hjælp af et manta-trawl. Partikler af mikroaffald blev vurderet visuelt ved mikroskopi, derpå blev de MP-lignende partikler og fibre håndplukket og efterfulgt af spektroskopisk karakterisering af udvalgte MP-lignende partikler og fibre til validering.

Resultaterne viste forholdsvis lave niveauer i de undersøgte områder med en medianværdi for MP-koncentrationen på 0,057 partikler per m³ og med en maksimumsværdi på 0,213 partikler per m³. Dette niveau er sammenligneligt med andre publicerede undersøgelser fra Østersøregionen. Den spektroskopiske identifikation afslørede, at hovedparten af det analyserede MP bestod af plast-polymererne polyethylen og polypropylen.

De forholdsvis lave MP-koncentrationer understøtter, at prøvetagningen skal omfatte minimum 100 m³ prøvevolumen for at sikre den statistiske robusthed af de genererede data, hvilket er i overensstemmelse med anbefalinger i internationale monitoringsprotokoller. Ved at analysere replikater indsamlet fra hver prøveudtagningsstation kan variabiliteten reduceres mellem prøverne. Endelig bør prøveudtagningen foretages i foråret for at undgå store mængder biomasse i havoverfladen, der kan forstyrre prøveudtagning og analyse.

11.3 Plastik i maveindholdet i havfuglen mallebuk (DCE)

DCE er fra 2022, i samarbejde med Dansk Ornitologisk Forening (DOF), begyndt at indsamle strandede mallebukker fra Skagen til brug for overvågning af plastik i maven hos havfugle. I 2022 blev der indsamlet 12 fugle ved Skagen, hvor maveindholdet er blevet undersøgt for indholdet af plastik. Resultaterne fra disse undersøgelser vil sammen med resultaterne fra et tilsvarende studie i 2023 blive af rapporteret i en kommende DCE-rapport.

11.4 Dansk bidrag til overvågning og tilstandsvurderinger om marint affald i regi af de regionale havkonventioner HELCOM og OSPAR

Beskrivelse (*HELCOM 2023, OSPAR 2023*)

De danske overvågningsdata for marint affald frem til 2021 har bidraget til de senest publicerede internationale rapporter om tilstandsvurderinger for Østersøen (HOLAS3) og Nordøstatlanten (QSR23) udarbejdet i regi af de internationale havkonventioner HELCOM (2023) og OSPAR (2023). I disse rapporter beskrives både geografiske forskelle og tidstrends i mængder og sammensætning af marint affald, hvor også de danske data sammenholdes med tilsvarende data fra vores nabolande.

11.5 Andre overvågningsrelevante rapporter

Derudover har DCE i 2023 publiceret to rapporter med relevans for overvågning af marint affald i Danmark.

Sammenfatning (*Strand m.fl. 2023*)

Deskriptor 10 i EU's havstrategidirektiv (HSD) omhandler marint affald, hvor der er vurderet behov for viden om forekomst af mængder og sammensætning samt påvirkninger i det marine miljø. Til vurdering af dette er beskrevet fire kriterier i HSD, som også er blevet prioriteret ifm. med den danske implementering af overvågningen for perioden 2021-2026 (*Miljøstyrelsen 2020*). I Danmark har den hidtidige overvågning af marint affald fokuseret på indikatorer til overvågning af marint affald (makroaffald) på strande og på havbunden (kriterie D10C1), indikatorer for mikroaffald i vandsøjlen og sediment (kriterie D10C2) samt for indikatorer for indtagelsen af plastik i havfuglen mallebuk (kriterie D10C3), som også anbefales til den regionale overvågning i Nordsøen.

Denne tekniske rapport har til formål at tilvejebringe et bedre beslutningsgrundlag for udvælgelse af potentielle miljøindikatorer for D10C3 og D10C4 med relevans for en eventuel kommende national overvågning i Danmark. Dette baseres bl.a. på aktuelle overvejelser i bl.a. internationale arbejdsgrupper omkring nuværende og fremtidige indikatorarter for indtagelse (kriterie D10C3) og andre påvirkninger (kriterie D10C4) af marint affald. Med relevans for den nationale overvågning kan D10C3-indikatoren for indtagelsen af plastik > 1 mm i havfuglen mallebuk (*Fulmarus glacialis*) fortsat betragtes som den mest velegnede miljøindikator, og denne indikator er også prioriteret som regional indikator for Nordsøen af både OSPAR og EU. Det anbefales derfor, at denne indikator fortsat indgår som en del af det nationale overvågningsprogram, selvom anvendelsen af indikatoren er geografisk afgrænset til Nordsøen og Skagerrak. Indikatorer for indtagelse af marint affald i andre arter af havfugle eller andre dyregrupper, der kan have mere relevans for de indre danske farvande og Østersøen, mangler stadig en bredere afprøvning. Dette gælder især en vurdering af deres egnethed og robusthed set i en dansk overvågningskontekst, bl.a. for at kunne vurdere trends. Undersøgelser har vist, at både fisk og bunddyr som muslinger fra danske farvande og fra vores nabolande kan indeholde især mikroplastik. Disse dyregrupper kan derfor også være relevante at overveje som overvågningsindikatorer for indtagelse af mikroplastik i danske farvande.

Overvågning med relevans for kriterie D10C4 inkluderer undersøgelser for andre typer af påvirkninger fra marint affald på dyrelivet, herunder forekomst af dyr, der dør, fordi de er viklet ind i marint affald. Her kan observationer af både levende og døde dyr, der er viklet ind i marint affald på kysten eller i havet, være relevante. For havfugle kan dette også omfatte forekomsten af plastik og andet marint affald i fuglereder. Undersøgelser af plastik og andet affald inkorporeret i havfuglereder metodemæssigt kan koordineres med andre miljøundersøgelser omkring fuglekolonier samt kan betragtes som en ikke-invasiv metode, og derfor kan en sådan indikator være relevant at overveje i danske farvande. I forbindelse med opfiskning af tabte og efterladte fiskeredskaber (spøgelsesnet og tejner) i de danske farvande kan det derudover være relevant at overveje, som en del af rapporteringen, at inddrage en mere systematiske registrering af forekomst af fisk og større hvirvelløse dyr som krabber og hummere, som måtte være viklet ind i disse.

Sammenfatning (*Strand 2023*)

Dette notat giver en status for en række af de igangværende internationale aktiviteter omhandlende overvågning af mikroaffald i havmiljøet, herunder, status for udvikling af harmoniserede overvågningsprotokoller, udvikling af QA/QC-procedurer for mikroplastikanalyser, internationale overvågningsdatabaser samt udvikling af tærskelværdier.

12 Ikke-hjemmehørende arter

Peter Anton Upadhyay Stæhr

Den nationale marine overvågning af ikke-hjemmehørende arter (NIS) omhandler registrering af disse arter i tilknytning til den eksisterende overvågning samt overvågning ved brug af e-DNA, begroningsplader, skrab og bundprøver i udvalgte større havne. Aarhus Universitet/DCE har bidraget med rådgivning omkring NIS ifm. overvågning af seks større danske havne (<https://dce2.au.dk/pub/SR534.pdf>). I forbindelse med denne opgave blev der lavet en sammenligning af metoder til monitorering af NIS (<https://dce2.au.dk/pub/TR267.pdf>). Endvidere har DCE leveret en analyse af historiske data for NIS for at teste en foreslået Good Ecological Status (GES) indikator (<https://dce2.au.dk/pub/SR546.pdf>). Som chairperson for OSPAR NIS-ekspertgruppen, har DCE desuden stået for udarbejdelse af en rapport om udviklingen i NIS i hele OSPAR-regionen (<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/trends-new-records-nis>). Endelig har DCE gennemført et stort monitoreringsprogram i Vadehavet <https://dce2.au.dk/pub/SR547.pdf>.

Nedenfor er en sammenfatning for hver af disse NIS-relaterede opgaver:

12.1 Overvågning i seks havne

Denne rapport er en del af det danske marine overvågningsprogram for perioden 2021-2026 og omfatter en kvantificering af (NIS) (inkl. kryptogene arter) i seks udvalgte danske havne (Esbjerg Havn, Hirtshals Havn, Frederikshavn Havn, Aarhus Havn, Fredericia Havn og Københavns Havn). Projektet har til formål at registrere antallet af NIS ved anvendelse af konventionelle (skrabeprøver, bundprøver og begroningsplader) og eDNA-baserede (qPCR) overvågningsmetoder fra juni til oktober 2021. I alt blev der fundet 24 ikke-hjemmehørende arter (17 med konventionelle og 11 med eDNA metoder, fire til fælles) i de seks havne, varierende mellem syv og 14 ikke-hjemmehørende arter i hver havn. To helt nye ikke-hjemmehørende arter for danske farvande blev registreret (*Schizoporella japonica* og *Sinelobus vanhaareni*) i hhv. Esbjerg og Københavns Havn med konventionelle metoder. Sammenlignet med baseline-undersøgelsen af de seks havne i 2017, hvor man fandt 32 ikke-hjemmehørende arter, fandt vi 24 ikke-hjemmehørende arter. Af disse var der 15 gengangere. Rapporten giver afslutningsvis en række anbefalinger til optimering af den fremtidige havneovervågning.

12.2 Sammenligning af monitoreringsmetoder

Denne rapport præsenterer en sammenligning af tre forskellige tilgange til at detektere NIS i det marine miljø: konventionel overvågning med flere forskellige indsamlingsmetoder og to miljø-DNA (eDNA) baserede metoder: qPCR-artspecifikke detektionssystemer og metabarcoding med tre forskellige primersæt analyseret med to forskellige bioinformatiske pipelines. Konventionel NIS-detektion er tidskrævende, hvilket begrænser en hurtig detektion. eDNA-baseret detektion er derfor foreslået som et alternativ, da eDNA er mindre invasivt, formodes at dække et større område og potentielt har et

højere detektionsniveau. I 2021 blev NIS overvåget i seks danske havne med konventionelle metoder og NIS-specifikke qPCR-detektionssystemer. Ved denne overvågning blev eDNA indsamlet fra vandprøver og begroningsplader fra tre stationer i hver af de seks havne. I nærværende projekt blev dette eDNA anvendt til metabarcoding med tre primersæt: 18S rDNA, cytochrome oxidase I (COI) og 12S rDNA, målrettet mod henholdsvis eukaryoter, invertebrater og fisk. Resultaterne viser det højeste antal NIS detekteret ved metabarcoding og det laveste antal detekteret med qPCR. Sammenfald mellem påviste arter var begrænset: Kun tre NIS blev fundet med alle tre metodiske tilgange, mens metabarcoding fandt mange arter, som ikke blev fundet ved qPCR og konventionel prøvetagning. Begge eDNA-metoder påviste fisk og planktonarter, hvilket ikke var muligt med de anvendte konventionelle metoder. Metabarcoding-data blev analyseret ved hjælp af to forskellige bioinformatiske pipelines (hhv. DCE og VLIZ). Mens VLIZ påviste flest NIS (40 mod 30 med DCE), detekterede DCE-pipelinens NIS i flere prøver end VLIZ. Metabarcoding (DCE-pipeline) viste, at ca. 1/3 af de påviste NIS findes i de fleste havne. En direkte sammenligning mellem qPCR og metabarcoding (DCE-pipelinens) viste, at sammenfaldet i artsdetektionen steg, jo flere prøver man sammenlignede. På trods af disse forskelle vurderes metabarcoding at kunne berige NIS-detektionen foretaget med konventionelle metoder og qPCR-detektionssystemet. Metabarcoding er således den eneste metode, som både registrerer fastsiddende, mobile og planktoniske organismer, den er nem og billig at gennemføre og gør det muligt at detektere helt nye NIS for danske farvande. Dog er der et behov for at standardisere og optimere bioinformatik pipelines, og ligeledes bør referencedatabaserne for marine arter i danske farvande optimeres.

12.3 Udvikling af GES-indikator

Vi undersøgte anvendeligheden af en foreslået indikator for god økologisk tilstand GES i relation til presfaktoren NIS, som er en deskriptor under havstrategidirektivet. Baseret på observationer af første NIS-fund i danske farvande for perioden 1850 til 2020 anvendte vi en statistisk analyse til at definere en referencetilstand for den årlige hastighed (antal nye NIS per år) for introduktion af NIS. Data blev samlet i seks års perioder, og de beregnede introduktionsrater blev sammenlignet med rater beregnet ud fra en GES-grænseværdi defineret som en 50 % reduktion ift. introduktionsraten i en baselineperiode. Vi diskuterer betydningen af monitoringsintensiteten samt menneskelige presfaktorer, herunder skibstrafik og klimaforandringer, for ændringer i spredning og introduktion af NIS. Afslutningsvist kommer vi med forslag til, hvordan disse forhold kan inddrages i fastsættelse af GES-grænseværdien for NIS-indikatoren D2C

12.4 Vurdering af NIS-tilførsler, spredningsveje og indsatser i Vadehavet

Rapporten frembringer ny viden om antal, udbredelse, introduktion og påvirkning af NIS i den danske del af Vadehavet. Denne viden er relevant for udvikling af det danske indsatsprogram ift. deskriptor 2 (Ikke-hjemmehørende arter) under havstrategidirektivet. Gennem et nyt intensivt monitoringsprogram og ved analyse af data fra det nationale overvågningsprogram samt andre datakilder blev der lavet en opdateret liste over NIS i området. Information om mulige introduktionsveje og påvirkning (impact) for de fundne NIS blev etableret ud fra eksisterende publiceret viden. Opsætning af en hydrodynamisk model for området gjorde det desuden muligt at vurdere sandsynligheden for tilførsel af

nye NIS via havstrømme gennem scenarier for frigivelse af partikler og sporing af disses bevægelser i Vadehavsområdet. Design af monitoringsprogrammet samt valg af metoder blev koordineret med en følgegruppe med repræsentanter fra det trilaterale Vadehavssamarbejde med deltagelse af hollandske og tyske NIS-eksperter. Resultaterne og vurderinger af mulige indsatser blev desuden fremlagt og diskuteret med denne følgegruppe. Den nye monitoring identificerede i alt 50 NIS i området ved en kombination af konventionelle samt molekylære metoder. Prøver blev indsamlet i tre større havne samt fire tidevandsområder i Vadehavet. Flest NIS blev fundet i havnene, særligt Esbjerg havn, samt i tilstødende vandområder, mens betydeligt færre blev observeret i sydligere, mere afsidesliggende områder. Flest arter blev fundet blandt invertebrater (54 %), planteplankton (21 %), makroalger (14 %) med færre blandt dyreplankton (7%) og fisk (4 %). Fjorten helt nye NIS blev identificeret for danske farvande, to af disse med konventionelle metoder og 12 med molekylære. Den sidste gruppe vurderes som mere usikkert bestemt, og det anbefales, at disse arter placeres på en observationsliste til yderligere verifikation. Gennemgang af data fra det nationale marine overvågningsprogram samt andre datakilder resulterede i yderligere 32 arter, hvormed det samlede antal NIS i Vadehavet anslås at være 82 arter, det højeste antal i nogen dansk region. Til sammenligning blev der i 2016 kun indrapporteret 29 NIS i området. Baseret på data fra det nationale marine overvågningsprogram var det muligt at beskrive den tidlige udvikling (1990–2020) for 39 NIS i Vadehavet. Ud af de i alt 82 NIS vurderes 41 at være kommet til via skibstrafik, primært ballastvand, men også begroning. Sekundær naturlig spredning fra andre farvande i Europa blev identificeret for 39 NIS, og for nogle få arter vurderes udsætning samt udslip fra havbrug at være relevant. Mere end halvdelen af arterne havde flere sandsynlige introduktionsveje, og for 11 arter var det ikke muligt at identificere en introduktionsvej. Modelbaseret vurdering af spredningsveje sandsynliggjorde, at arter (larvestadier og planktoniske arter), frigivet via ballastvand uden for Vadehavet kan spredes ind i lavereliggende tidevandsområder og havnene. Sekundær spredning af arter via havstrømme fra sydligere beliggende områder vurderes også at kunne bidrage med nye NIS i den danske del af Vadehavet. Baseret på en ekspertbaseret score af påvirkning vurderes 11 NIS at kunne have en kraftig påvirkning. Baseret på data over antal af NIS, deres etablering i området, spredningsveje og mulige påvirkning vurderedes forskellige mulige indsatser til at reducere tilførsel og påvirkning af NIS i Vadehavet. Etablerede konventioner om tilførsel via ballastvand og anbefalinger omkring tilførsel af arter via begroning og udsætning bør efterleves for at reducere sandsynligheden for nye introduktioner. Formidling om problemets omfang med tilhørende anbefalinger om mulige forholdsregler bør styrkes, og man kan med fordel overveje at styrke eksisterende beskyttelse og anvendelse af naturgenopretning for at styrke økosystemets modstandskraft over for invasive NIS. For at kunne vurdere mulige påvirkninger fra NIS og effekten af forskellige indsatstyper er det vigtigt med fortsat intensiv monitoring af NIS i Vadehavet.

Aarhus Universitet/DCE har desuden sammen med MST opdateret og kvalitetssikret NIS-bruttolisten (link nedenfor). Data indgår i statusvurderinger af NIS-indikatoren (D2C1) i Nordsøen og Østersøen (QSR2023 og HOLAS III) samt i havstrategiens analyse af god miljøtilstand (GES). Data for danske NIS er ydermere anvendt i en opdatering af NIS i AquaNIS-databasen.

Link til bruttoliste: <https://mst.dk/natur-vand/natur/invasive-arter/hvilke-arter-er-invasive/> under fanen "Ikkehjemmehørende arter i Danmark".

13 Sedimentkemi

Signe Høgslund

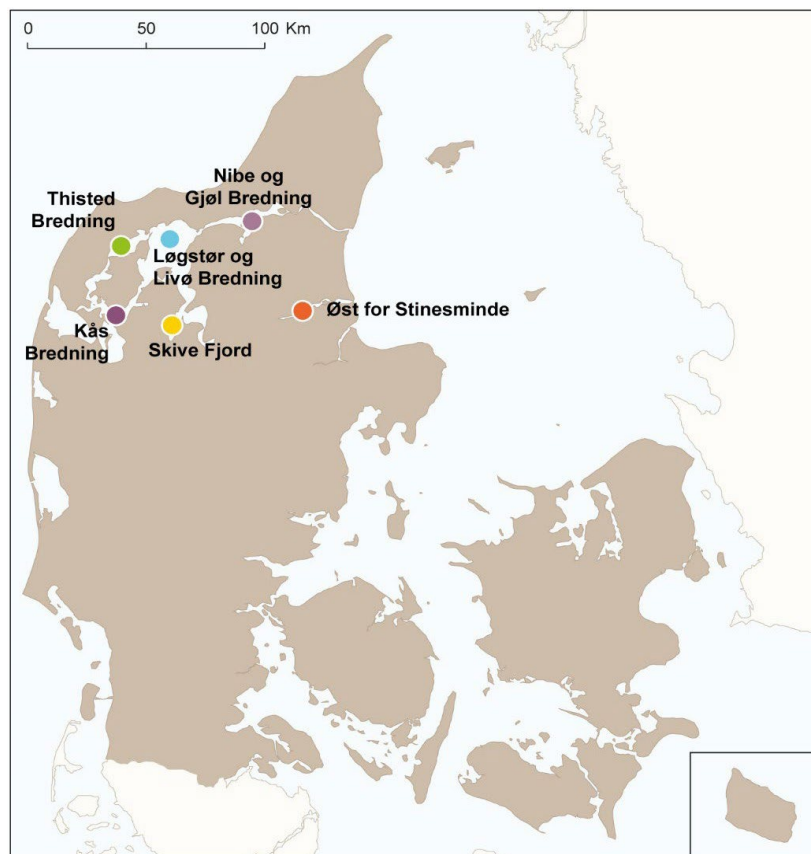
Overvågningen af marine sedimenter dækker 28 stationer, der besøges to gange i løbet af en femårig overvågningscyklus. De fleste år indsamles der sedimentkerner på 11-12 stationer. I 2022 blev der dog kun indsamlet på seks stationer (*figur 13.1*). På hver station måles vægtfylde (densitet), tørstof, jernbundet fosfor (FeP), organisk indhold (glødetab) total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) i et dybdeprofil, der i syv dybder dækker de øverste 10 centimeter af sedimentet.

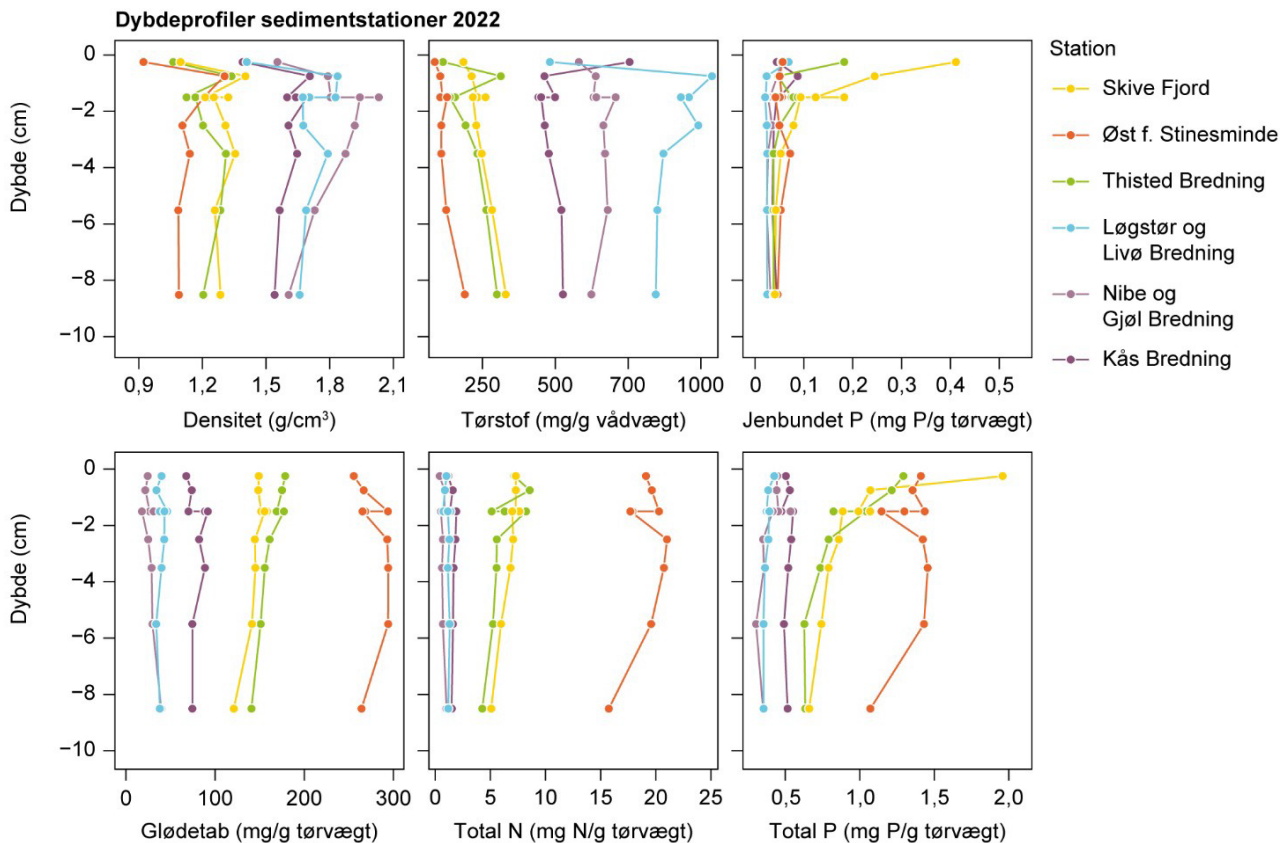


Opskæring af sedimentkerner i laboratoriet.
Foto: Signe Høgslund.

Dybdeprofiler for stationer besøgt i 2022 er vist i *figur 13.2*. Resultaterne er gennemgået i *Høgslund (2023)* - herunder gives en kort sammenfatning af notatet.

Figur 13.1. Kort over stationer besøgt i 2022 med angivelse af stationsID.





Figur 13.2. Dybdeprofiler for de seks stationer undersøgt i 2022. Værdierne på Y-aksen angiver afstanden fra sedimentoverfladen. I dybden 1-2 cm er bestemmelserne foretaget i triplikat.

Ligesom tidligere målinger viste målingerne i 2022 et forholdsvis højt tørstofindhold i Løgstør og Livø Bredning. Tørstofindholdet på de øvrige stationer var også på niveau med tidligere målinger. Dog var der et usædvanligt højt tørstofindhold i overfladesedimentet på stationen i Kås Bredning.

Den jernbundne fosforpulje var høj i overfladesedimentet i Skive Fjord, hvilket også var tilfældet, da stationen blev besøgt i 1999 og 2019. Det forholdsvis høje indhold af jernbundet fosfor i overfladen af sedimentet på stationen i Thisted Bredning var også sammenligneligt med tidligere målinger på stationen.

Profilerne af organisk stof (glødetab) var for alle stationer sammenlignelige med tidligere målinger på stationerne.

Det totale kvælstofindhold i profilet på stationen i Skive Fjord er sammenligneligt med målingerne foretaget i 2017 og 2019 og ligger højere end målingerne, der blev foretaget for omkring 20 år siden i 1999 og 2003. Det samme gør sig gældende i de øverste cm på stationen i Thisted Bredning, hvor kvælstofindholdet er sammenligneligt med indholdet i 2020 og 2021, men højere end i 1999 og 2003. Kvælstofindholdet i profilet på stationen i Nibe og Gjøel Bredning var en smule lavere end tidligere målinger.

Indholdet af total fosfor var højt på stationen i Mariager Fjord (øst f. Stinesminde) og sammenligneligt med niveauet målt i 1999 og 2003, men højere end niveauet i 2018 og 2019. I Skive Fjord blev der målt et højt fosforindhold i overfladen af sedimentet, og et lignende højt indhold blev også observeret i 2019.

14 Havfugle

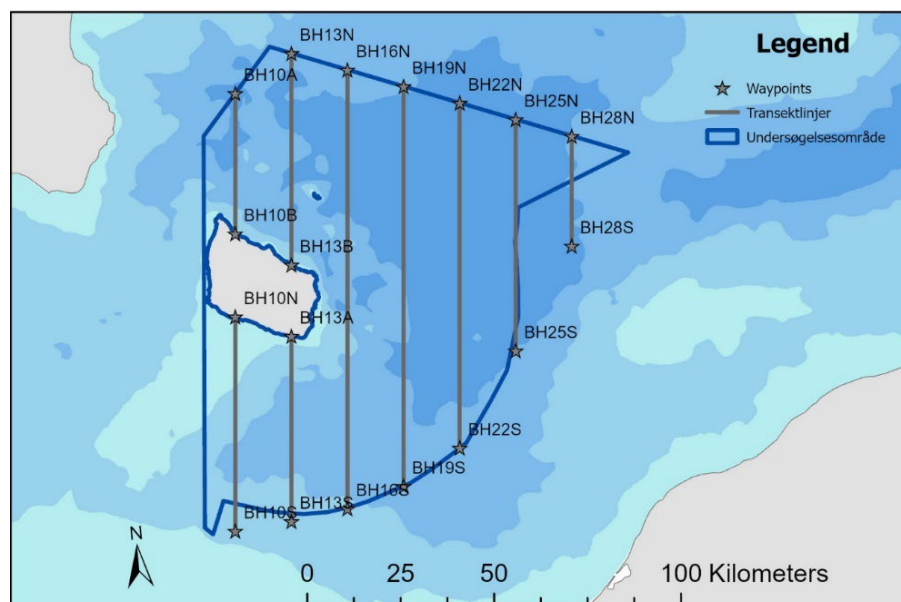
Ib Krag Petersen, Rasmus Due Nielsen & Jacob Sterup

I 2022 blev der i regi af havstrategidirektivet gennemført to kampagner med henblik på kortlægning af marine fuglearters antal og fordeling i danske farvande. Alle flyoptællinger blev gennemført efter transektoptællingsmetoden, hvor foruddefinerede transekter blev optalt. De indsamlede data kan efterfølgende anvendes til beregning af totale antal for udvalgte arter og disses fordeling i området.

Den ene kampagne blev gennemført i farvandet øst for Bornholm, hvor der blev foretaget to optællinger, hhv. 9. august og 26. november (figur 14.1).

Optællingen viste, at der var mange lomvier, i særdeleshed i november, og sølvmåger, i særdeleshed i august.

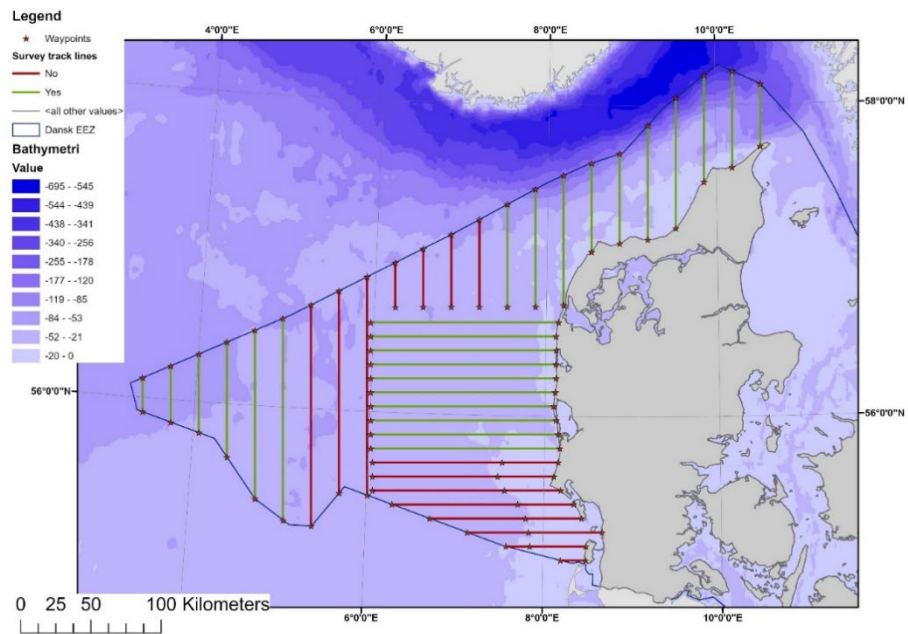
Figur 14.1. Undersøgelsesområdet i farvandet omkring Bornholm med angivelse af de gennemførte optællingstransekter og de tilhørende waypoints. Grænsen mod nord, øst og syd følger den dansk EEZ. Områdets bathymetri er angivet.



I Nordsøen blev der planlagt en total optælling af området i efteråret. Optællingsmetoden var den samme som anvendt øst for Bornholm, men på grund af vejrforholdene opnåedes ikke dækning af hele området. Ved tre dages flyvning, udført på datoerne 21. og 29. september samt 19. oktober 2022, blev de nordlige, vestlige og de centrale østlige transekter optalt (figur 14.2).

Optællingen viste, at der om efteråret er mange mallemukker i Nordsøen, navnlig i den nordlige del. Desuden var der mange suler, sølvmåger samt mange alke/lomvier.

Figur 14.2. Optællingsområdet i den danske del af Nordsøen med angivelse af de optalte transekter (grønne) og de planlagte, men ikke gennemførte, transekter (røde).



Del 3 Overordnede betragtninger

Jens Würgler Hansen

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

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

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

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

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

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

15 Ordliste

A

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

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

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

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. Blågrønne alger og bakterier har ikke nogen kerne, og arvematerialet ligger frit i cytoplasma.

ciliater – dyregruppe, der er meget almindelig i dyreplankton. Nogle ciliater kan udnytte kloroplaster 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.

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

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

deposition – se atmosfærisk nedfald.

detritus – dødt organisk materiale

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

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

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

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

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

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

DMU – Danmarks Miljøundersøgelser (nu Aarhus Universitet).

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

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

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

eDNA – miljøDNA, på engelsk 'environmental DNA' er indsamlet genetisk materiale, som bruges til at beskrive tilstedeværelsen af organismer i et område.

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

emission – udslip til luft.

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

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

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

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

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

estuarie - overgangszone mellem ferskvand og saltvand.

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

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

F

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

fauna – dyr.

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

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

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

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

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

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

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

fytoplankton – se planktonalger.

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

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

G

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

græsningstryk – fjernelse af planktonalgebiomasse pr. tidsenhed af græssere.

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

H

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

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

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

HCBD – hexachlorbutadien.

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

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

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

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

I

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

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

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

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

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

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

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

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

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

K

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

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

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

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

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

kongener – stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber.

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

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

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

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

L

lagdeling – se skilleflade.

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

lipid – se fedt.

M

makroalger – store alger, tang.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

N

N – se kvælstof.

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

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

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

NIS – ikke-hjemmehørende arter, på engelsk non-indigenous species (NIS), er arter, der forekommer uden for deres naturlige udbredelsesområde.

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).

næringsalte – se næringsstoffer.

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

O

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

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

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

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

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

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

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

P

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

PCB – 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 congenmønster og kan afspejle forureningskilden.

P – se fosfor.

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

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

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

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

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

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

planteplankton – se planktonalger.

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

primærproduktion – opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

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

R

redoksforhold – hvor iltet sedimentet er.

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

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

respiration – ånding.

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

S

salinitet – se saltholdighed.

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

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

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

sigtdybde – mål for vandets klarhed.

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

SMHI – Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut.

springlag – se skilleflade.

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

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

T

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

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

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

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

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

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

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

U

uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

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

V

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

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

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

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

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

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

VV - vådvægtsbasis.

våddeposition - nedfald af stof fra atmosfæren i regnvejr (se også tørdeposition).

Z

zooplankton - se dyreplankton.

Å

ålegræs (*Zostera marina*) - en blomsterplante, som lever under vandet langs hovedparten af de danske kyster

Referenceliste

Andersen, N.R., Stæhr, P.U., Andersen, K.R., Buur, H, Jakobsen, Hans H., Winding, A. & Sapkota, R. 2023. Havneovervågning af ikke-hjemmehørende arter 2021. Havstrategiens deskriptor 2. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 65 s. - Videnskabelig rapport nr. 534. <http://dce2.au.dk/pub/SR534.pdf>

Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfel, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roldeda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F. & Wiese, J. 2008: The genus *Laminaria sensu lato*: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43(1): 1-86.

Beca-Carretero, P., Olesen, B., Marbà, N. & Krause-Jensen, D. 2018: Response to experimental warming in northern eelgrass populations: comparison across a range of temperature adaptations. *Marine Ecology Progress Series* 589: 59-72.

Bendtsen, J. & Hansen, J.L.S. 2013: A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea-Baltic Sea transition zone. *Ecological Modelling* 267: 54-65.

Bodewes, R., Bestebroer, T.M., van der Vries, E., Verhagen, J.H., Herfst, S., Koopmans, M.P., Fouchier, R.A.M., Pfankuche, V. M., Wohlsein, P., Siebert, U., Baumgärtner, W. & Osterhaus, A.D.M.E. 2015: Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. *Emerging Infectious Diseases* 21: 4. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675>.

Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodriguez, J.G. & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 42-52.

Borja, A., Marin, S.L., Muxika, I., Pino, L. & Rodriguez, J.G. 2015: Is there a possibility of ranking benthic quality indices to select the most responsive to different human pressures. *Marine Pollution Bulletin* 97: 85-94.

Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2022: Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund. Teknisk anvisning nr. M18 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 28 s.

Bruhn, A, Flindt, M.R., Hasler, B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Maar, M., Petersen, J.K. & Timmermann, K. 2020: Marine virkemidler - beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. - Videnskabelig rapport nr. 368 <http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf>.

Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. - *Journal of Geophysical Research* 115: G03011. <https://doi.org/10.1029/2009JG001103>.

Carstensen, J. 2020: Bestemmelse af forskelle mellem oxidationsmetoder for målinger af total kvælstof i marine prøver. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s. - Fagligt notat nr. 2020 | 67 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_67.pdf.

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., 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.

Christensen, J.P.A., Knudsen-Leerbeck, H., Erichsen, A. & Timmermann, K. 2020: Kortlægning af marine vandområders fosforfølsomhed.

Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 526.

Dahl, K. & Carstensen, J. 2008: Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 25 pp. - NERI Technical Report No. 663.

Dahl, K., Göke, C., Lundsteen, S., Carstensen, J., Al-Hamdani, Z., Leth, J.O., Havesteen, C.W. & von Qualen, S. 2011: Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. 54 pp. - BaltSeaPlan Report, no. 27. <http://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed>.

Dahl, K., Andersen, H.B., Norden, O. G., Göke, C. & Tonetta, D. 2020: Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. 180 udg. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 2020. 60 s.

de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà N., Duarte, C. M., van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Janowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G., Ruiz, J.M., Cabaço, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Moy, F.E., Muñoz-Ramos Trayer, G., Seglar Arañó, X., de Jong, D.J., Fernández-Torquemada, Y., Auby, I., Vergara, J.J. & Santos, R. 2019: Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications* 10: 3356. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>.

DHI 2017: MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM. Hydrodynamic and Transport Module. Scientific documentation.

http://manuals.mikepow-eredbydhi.help/2017/Coast_and_Sea/MIKE_321_FM_Scientific_Doc.pdf

Dietz, R., Teilmann, J., Damsgaard Henriksen, O. & Laidre, K. 2003: Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 429. 44 pp.

Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F.F., Schack, H., Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. 2015: Marine mammals - Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 pp.

Doney, S.C. 2010: The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. *Science* 328: 1512-1516.

Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T.S., Olsen, Y.S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J.A. & McCulloch, M. 2013: Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding the drivers and impacts of pH variability in the coastal ocean. *Estuaries and Coasts* 36: 221-236.

Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. 2013: The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961-968. [Duarte, C.M.](https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7), Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.L., Castilla, J.C., Gattuso, J.P., Fulweiler, R.W., Hughes, T.P., Knowlton, N., Lovelock, C.E., Lotze, H.K., Predragovic, M., Poloczanska, E., Roberts, C. & Worm, B. 2020: [Rebuilding marine life](https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7). *Nature* 580: 39-51. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7>

Erfteimeijer, P.L.A. & Lewis, R.R.R. 2006: Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1553-1572. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.006>.

Erichsen A. C., Timmermann K., Christensen J. P. A., Kaas, H., Markager, S. & Møhlenberg, F. 2017: Development of models and methods to support the Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience and DHI, 191 pp.

Erichsen. A.C., Closter, R.M., Hansen, J.W., Carstensen, J., Timmermann K., Christensen J.H. & Tornbjerg, H. 2019: Modelanalyser og hydrografisk rapportering. Afsluttende rapport. DHI. 59 pp.

Erichsen, A. C., K. Timmermann, T. C. Larsen, J. Christensen, S. E. Bardram Nielsen & S. Markager 2021: Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2e - Land-based nutrient scenarios (additional Wadden Sea P reductions). Technical Note, DHI. DTU og Aarhus Universitet

Feld, L., Metcalfe, R.A. & Strand, J. 2023: Overvågning af marint affald i Danmark i 2022 - Mængder, affaldstyper og kilder. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport nr. 262, <http://dce2.au.dk/pub/TR262.pdf>

Fietz, K., Galatius, A., Frie, A.K., Teilmann, J., Dietz, R., Jensen, L.F., Graves, J.A., Hall, A., McConnell, B., Gilbert, M.T.P. & Olsen, M.T. 2016: Fall and rise -of grey seal (*Halichoerus grypus*) populations in northern Europe – genetic and demographic consequences of local extinctions and re-colonizations. *Molecular Ecology* 25: 4097-4112.

Fossing, H. & Hansen, J.W. 2018: Vandkemi. Teknisk anvisning nr. M02 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 15 s.

Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A., Pawliczka, I., Olsen, M. T. & Dietz, R. 2020: Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology* 2020(4). <https://doi.org/10.2981/wlb.00711>.

Galatius, A., Abel, C., Brackmann, J., Brasseur, S., Jeß, A., Meise, K., Meyer, J., Schop, J., Siebert, U., Teilmann, J., Thøstesen, C.B. 2022. EG-Marine Mammals harbour seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland 2021. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/2022_Harbour_Seal_Report.pdf

Gattuso, J.P., Magnan, A.K., Bopp, L., Cheung, W.W., Duarte, C.M., Hinkel, J., Mcleod, E., Micheli, F., Oschlies, A., Williamson, P. and Billé, R. 2018. Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 337.

Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N., Araújo, H., Blanchard, A., Carlström, J., Eira, C., Dorémus, G., Fernández-Maldonado, C., Geelhoed, S. C. V., Kyhn, L., Laran, S., Nachtsheim, D., Panigada, S., Pigeault, R., Sequeira, M., Sveegaard, S., Taylor, N. L., Owen, K., Saavedra, C., Vázquez-Bonales, J. A., Unger, B. & Hammond, P. S. 2023: Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published September 2023.

Gilles, A., Nachtsheim, D., Authier, M. & Siebert, U. 2022: Report on HELCOM BLUES Subtask 2.4.2: Assessing trends in abundance for assessment of the Belt Sea population. Deliverable for HELCOM BLUES Subtask 2.4.2. 18 pp.

Hammer, K.J., Borum, J., Hasler-Sheetal, H., Shields, E.C., Sand-Jensen, K. & Moore, K.A. 2018: High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 604: 121-132.

Hammond, P., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. & Scheidat, M. 2021: Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys (revised version).

Hansen, J.L.S & Josefson, A. 2005: Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande. - I: Ærtebjerg m.fl. 2005: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 551, s. 57-62.

Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 2013: Parameterisation of oxygen dynamics in the bottom water of the Baltic Sea-North Sea transition zone. *Marine Ecology Progress Series* 481: 25-39.

Hansen, J.L.S., Dinesen, G., Bastardie, F. & Eigaard, O.R. 2016: Notat om 3effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hansen, J.W. (red.) 2012: Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34. [Marine områder 2011 \(dmu.dk\)](http://dce2.au.dk)

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2019: Marine områder 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355. <http://dce2.au.dk/pub/SR355.pdf>.

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2019: Marine områder 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355. <http://dce2.au.dk/pub/SR355.pdf>.

Hansen, J.W. & Høgslund S. (red.) 2021: Marine områder 2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 174 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 418. <http://dce2.au.dk/pub/SR418.pdf>.

Hansen, J.W. & Høgslund, S. (red.) 2021: Marine områder 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 194 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 475. <http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf>.

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2023: Marine områder 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 220 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 529. <http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf>.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2022A: Iltsvind i danske farvande 1. juli – 23. august 2023. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 24 s. Rådgivningsnotat nr. 2023 | 36

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2022B: Iltsvind i danske farvande 24. august – 21. september 2023. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. Rådgivningsnotat nr. 2023 | 44

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2022C: Iltsvind i danske farvande 22. september – 26. oktober 2023. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 25 s. Rådgivningsnotat nr. 2023 | 52

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2022D: Iltsvind i danske farvande 27. oktober – 22. november 2023. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. Rådgivningsnotat nr. 2023 | 57

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., Bras-seur, 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., 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, 2023a. Continuous low frequency anthropogenic sound. [HELCOM core indicator report], Helsinki,

HELCOM, 2023b. Distribution in time and place of loud low- and mid-frequency anthropogenic impulsive sounds. [HELCOM core indicator report], Helsinki,

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & van de Bund, W. 2010: The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future - Science of the Total Environment 408: 4007-4019.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>.

Hoegh-Guldberg, O., Lovelock, C., Caldeira, K., Howard, J., Chopin, T. & Gaines, S. 2019: The ocean as a solution to climate change: Five opportunities for action.

Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2014: Makroalger på kystnær hårdbund. Teknisk anvisning nr. M12 fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 27 s.

Høgslund, S. 2023: Overvågning af marine sedimenter 2022. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 8 s. - - Notat nr. 2023|07 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2023/N2023_07.pdf

Jakobsen, H.H. & Fossing, H. 2015: Fytoplankton. Teknisk anvisning nr. M09 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 29 s.

Jakobsen, H.H. & Markager, S 2016: Carbon-to-chlorophyll ratio for phytoplankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to nutrients. Limnology and Oceanography 61 1853-1868.

Jensen, L.F., Galatius, A. & Teilmann, J. 2015: First record of a newborn grey seal pup (*Halichoerus grypus*) in the Danish Wadden Sea since the 16th century. Marine Biodiversity Records 8.

<https://doi.org/10.1017/S1755267215001062>.

Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2004: Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. Global Ecology and Biogeography 13: 273-288.

- Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1263-1277.
- Jørgensen, L., Markager, S. & Maar, M. 2014: On the importance of quantifying bioavailable nitrogen instead of total nitrogen. *Biogeochemistry* 117: 455-472. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9890-9>.
- Kaas, H. & Markager S. (red.) 1998: Teknisk anvisning for marin overvågning. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Kinneking, N. & Tougaard, J., 2021: Assessment North Sea. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans). Rijkswaterstaadt, The Hague, Netherlands, p. 23.
- Knudsen-Leerbeck, H., Mantikci, M., Bentzon-Tilia, M., Traving, S. J., Riemann, L., Hansen, J. L. S. & Markager, S. 2017: Seasonal dynamics and bioavailability of dissolved organic matter in two contrasting temperate estuaries *Biogeochemistry* 134: 217-236. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0357-2>.
- Krause-Jensen, D., Pedersen, M. F., & Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26: 866-877.
- Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Dahl, K. 2007: Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin* 55: 114-125.
- Krause-Jensen, D. & Duarte, C.M. 2016: Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9(10): 737-742.
- Krause-Jensen, D., Duarte, C. M., Sand-Jensen, K., & Carstensen, J. 2021. Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Global Change Biology*, 27(3), 563-575. <https://doi.org/10.1111/gcb.15440>
- Krog, J.S., Hansen, M.S., Holm, E., Hjulsager, C.K., Chriél, M., Pedersen, K., Andresen, L.O., Abildstrøm, M., Jensen, T.H. & Larsen, L.E. 2015: Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. *Emerging Infectious Diseases* 21: 4. <https://doi.org/10.3201/eid2104.141484>.
- Krumhansl, K.A., Okamoto, D.K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J.J., Cavanaugh, K.C., Connell, S.D., Johnson, C.R., Konar, B., Ling, S.D. and Micheli, F. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13785-13790.
- Kyhn, L.A., van Beest, F. & Galatius, A. 2022: Spæktykkelse hos tre danske havpattedyr 2019-2021. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 253. Aarhus Universitet, Roskilde, Denmark, 42 s. <http://dce2.au.dk/pub/TR253.pdf>

Lange, T., Oncken, N. S., Svane, N., Steinfurth, R. C., Kristensen, E., & Flindt, M. R. 2022. Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 685, 97-109.

Lefcheck, J.S., Orth, R.J., Dennison, W.C., Wilcox, D.J., Murphy, R.R., Keisman, J. et al. 2018: Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 3658-3662. <https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115>.

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

Lundsteen, S. & Dahl, K. 2016: *Fauna på kystnær hårbund*. Teknisk anvisning nr. M17 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 23 s.

Lyngsgaard, M. M., Markager, S. & Richardson, K. 2014: Changes in the vertical distribution of primary production in response to land-based N-loading. *Limnology and Oceanography* 59, (5) 1679-1690.

Lyngsgaard, M.M., S. Markager, K. Richardson, E.F. Møller & H. H. Jakobsen. 2017: How well does chlorophyll explain the seasonal variation in phytoplankton activity? *Estuaries and Coasts* 40: 1263-1275. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0215-4>.

Lønborg, C. & Markager, S. 2021: Nitrogen in the Baltic Sea: Long-term trends, a budget and decadal time lags in responses to declining inputs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 261. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107529>.

Markager, S., Vincent W. & Tang E.Y. 1999: Carbon fixation by phytoplankton in high Arctic lakes: Implications of low temperature for photosynthesis. - *Limnology and Oceanography* 44: 597-607.

Markager, S. & Fossing, H. 2015b: *Primærproduktion*. Teknisk anvisning nr. M08, vers. 2, fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

McCrackin, M.L., Jones, H.P., Jones, P.C. & Moreno-Mateos, D. 2017: Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. *Limnology and Oceanography* 62: 507-518.

Merchant, N.D., Kinneging, N. & Liebschner, A. 2022. Distribution of Reported Impulsive Sounds in the Sea. In: *OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic*. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/distribution-reported-impulsive-sounds-sea/>, London.

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.

Miljøstyrelsen 2020: Danmarks Havstrategi II. Overvågningsprogram. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 67 s.

Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W. 2005: The suitability of marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators* 5: 19-31.

Olsen, M. T., Galatius, A., & Härkönen, T. 2018: The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 595, 233-243. <https://doi.org/10.3354/meps12510>

Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegmund, H.R. 2014: Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbor seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology* 23: 815-831.

OSPAR 2023: Quality Status Report 2023 (QSR2023). Indicator assessment sheets for Abundance, Composition and Trends of Beach Litter, Composition and Spatial Distribution of Litter on the Seafloor and Plastic Particles in Fulmar Stomachs in the North Sea, link: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/>

OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London.

Pastor, A. Mariani, P., Erichsen, A.C., Hansen, F.T. and Hansen J.L.S. 2018: Modeling dispersal and spatial connectivity of macro-invertebrates in Danish waters: an ABM approach. *Regional studies in Marine Science* 20: 0-14.

Pedersen, M.F. & Borum, J. 1997: Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Marine Ecology Progress Series* 161: 155-163.

Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 385(1-2), 8-13.

Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K., Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield, P.J., Bruhn, A., Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özaydinli, M., Chušev, R., Muxika, I., Nygård, H., Papadopoulou, N., Pantazi, M. & Krause-Jensen, D. 2016: An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental Status. *Frontiers in Marine Science* 3: 73. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00073>.

Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen, H.H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmermann, K., Windolf J. & Andersen, J.H. 2016: Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. *Estuaries and Coast* 39: 82-97. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-9980-0>.

- Rubek, F., Scharling, M., Cappelen, J. 2023: Danmarks klima 2022 – with English summary. DMI Rapport 23-01. <http://www.dmi.dk>
- Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltvindsmode. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.
- Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2021: Forbedret iltvindsmode. Rådgivningsnotat nr. 60 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 14 s.
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_60.pdf
- Sand-Jensen, K. & Borum, J. 1991: Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Sapkota, R., Winding, A., Stæhr, P.A.U., Andersen, N.R., Buur, H. & Hablutzel, P. 2023: Use of metabarcoding to detect non-indigenous species in Danish harbours: Methods comparison. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 30 pp. Technical Report No. 267
<https://dce2.au.dk/pub/TR267.pdf>
- Sherwood, E.T., Greening, H.S., Johansson, J.R., Kaufman, K. & Raulerson, G.E. 2017: Tampa Bay (Florida, USA): Documenting seagrass recovery since the 1980's and reviewing the benefits. *Southeastern Geographer* 57: 294-319.
- Simon, M., Tairova, Z., Christensen, J. & Strand, J. 2023. Testing a monitoring strategy for floating microlitter with manta-trawl sampling in Danish coastal waters. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Technical Report (in prep.).
- Stæhr, P.A.U., Carbonell, A., Guerin, L., Kabuta, S.H., Tidbury, H. & Viard, F. 2022: Trends in New Records of Non-Indigenous Species (NIS) Introduced by Human Activities. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available via:
<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/trends-new-records-nis>
- Stæhr, P.A.U. & Jakobsen, H.H. 2023. Testing the D2C1 GES indicator for marine nonindigenous species with long-term data from Danish Seas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 23 pp. Scientific Report No. 546 <https://dce2.au.dk/pub/SR546.pdf>
- Stæhr, P.A.U., Andersen, N.R., Andersen, K.R., Buur, H., Jakobsen, H.H., Larsen, J., Maar, M., Sapkota, R., Schourup-Kristensen, V., Zimmer, K. & Winding, A. 2023. Identification, dispersal, and possible mitigation responses for non-indigenous species in the Danish Wadden Sea area. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 72 pp. Scientific Report No. 547 <https://dce2.au.dk/pub/SR547.pdf>
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L. A., Koblitz, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.H.S., Andersen, L.W., & Teilmann, J. 2015: Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation* 3: 839-850. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002>

Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 508.

SYKE, NILU, IOW, BNI & Deltares 2017: International evaluation of the Danish marine models - Performed by the panel of international experts. Miljø- og Fødevareministeriet 10. oktober 2017, 46 s.

Søndergaard, N.-O., Joensen, A.H. & Hansen, E.B. 1976: Danske Vildtundersøgelser 26: 1-80.

Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. ICES Journal of Marine Science 57: 579-589.

Thodsen, H., Tornbjerg, H & Larsen, S.E. 2020: Udvikling i afstrømningsnormaliseret total-kvælstof transport fra målt opland mellem 2018 og 2019. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Rådgivningsnotat nr. 64, 6 s.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. 2023: Vandløb 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 527, 90 s.

Timmermann, K., Markager, S. & Gustafsson, K. 2010: Streams or Open Sea? Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a coupled 3D hydrodynamic-ecological model. Journal of Marine Systems 82: 111-121.

Timmermann, K., Christensen, J., Murray, C. & Markager, S. 2015: Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder - del 3. Statistiske modeller og metoder til bestemmelse af indsatsbehov. - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.

Tougaard, J., Ladegaard, M., Griffiths, E. & Marcolin, C. 2023: Vurdering af tilstanden i de danske havområder for havstrategidirektivets deskriptor 11. Kriterierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 93 s. - Videnskabelig rapport nr. 568.

Unger, B., Nachtsheim, D., Martínez, N.R., Siebert, U., Sveegard, S., Kyhn, L.A., Balle, J.D., Teilmann, J., Carlström, J., Owen, K. & Gilles, A. 2021: MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Report. University of Veterinary Medicine Hannover, Büsum, Germany. pp. 26.

Vang, T. & Hansen, J.W. 2015: Ilt i vandsøjlen. Teknisk anvisning nr. M04 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.

Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K. & Pedersen, M.F. 2019: Status and trends for the world's kelp forests. In World seas: An environmental Winter J. E. (1969). Über der einfluss der Nahrungskonzentration und anderen faktoren auf filterleistung und nahrungsausnutzung der Muscheln *Arctica islandia* und *Modiolus modiolus*. Marine Biology 4: 87 -135

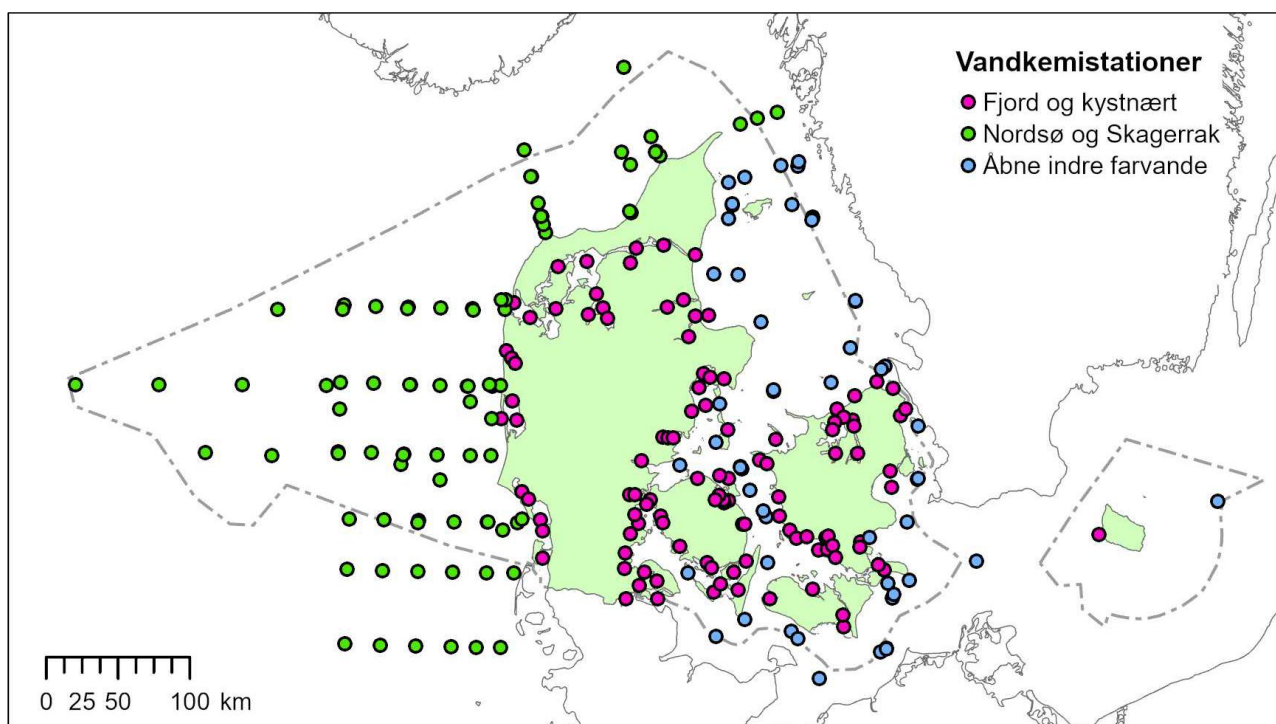
Viquerat, S., Herr. H., Gilles. A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S. & Teilmann, J. 2014: Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. Marine Biology 161: 745-754. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2374-6>.

Bilag 1

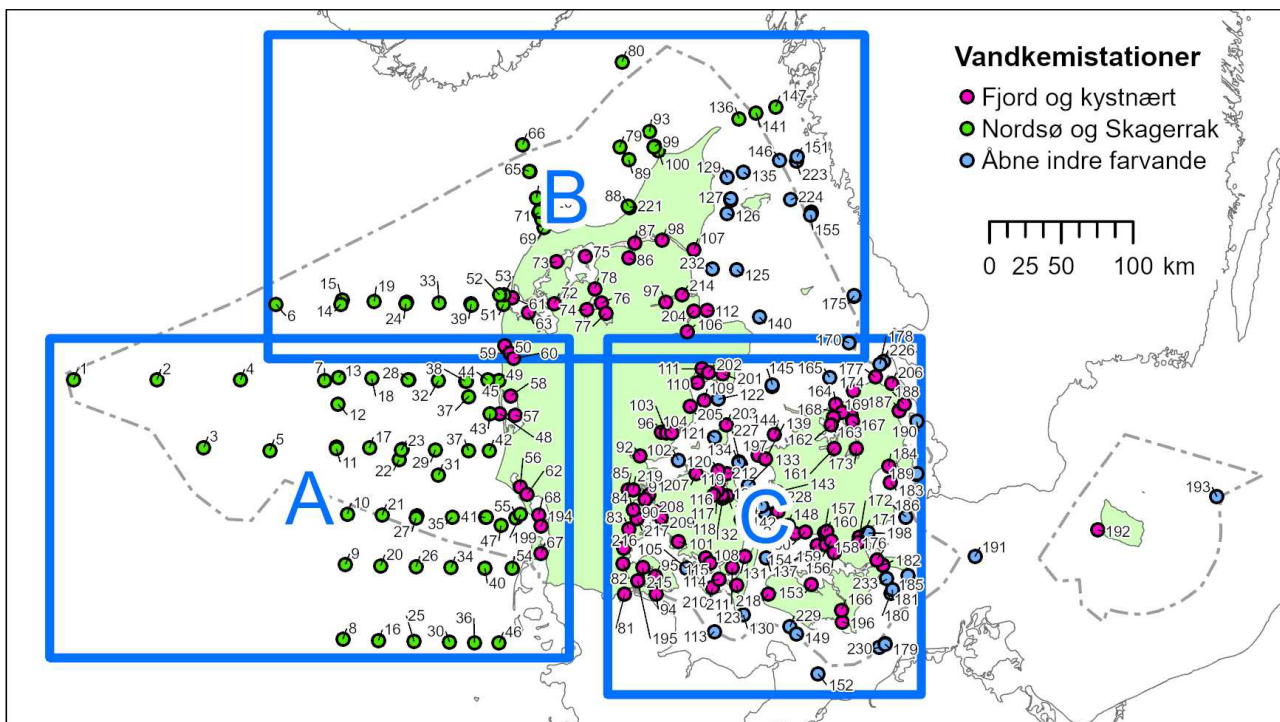
Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würgler Hansen

Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

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



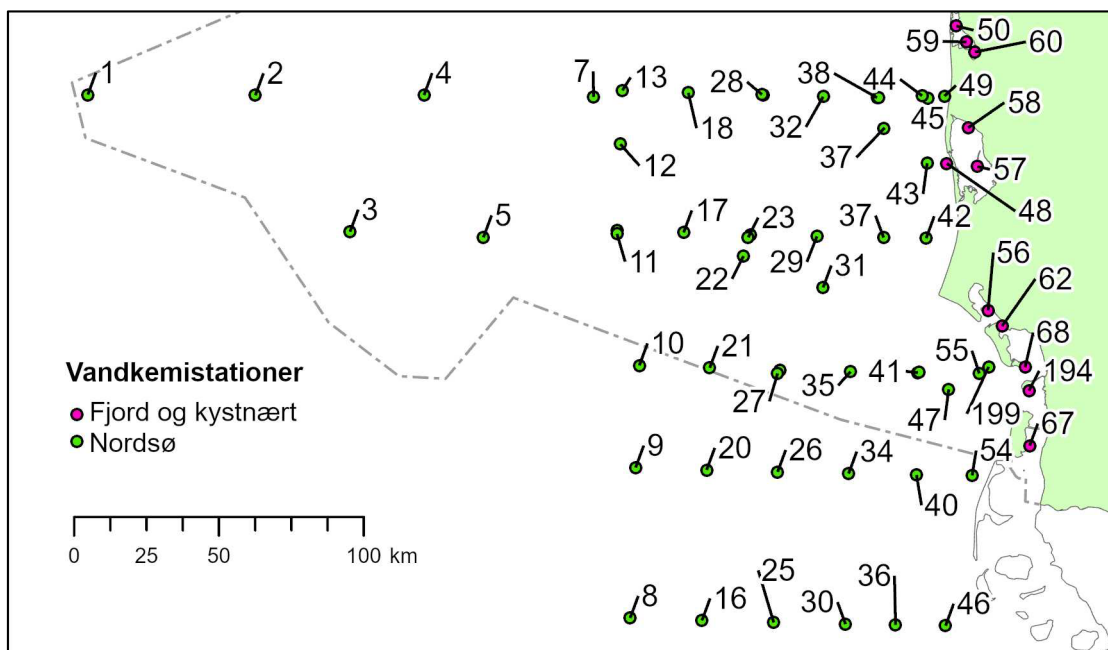
Figur B1.1. Opdeling af vandkemistationer i farvandstyper.



Figur B1.2. Afgrænsning af kortudsnit med opdeling af vandkemistationer i farvandstyper og med angivelse af stationsnumre for A) vestlige Danmark, B) nordlige Danmark og C) østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Fyn.

Tabel B1.1. Numre og navne for vandkemistationer i farvandene rundt om Bornholm (figur B1.2). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
191	444
	DMU444
192	BRK1040050
193	105
	BRKBMPK2



Figur B1.3. Vandkemistationer i det vestlige Danmark (kortudsnit A) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

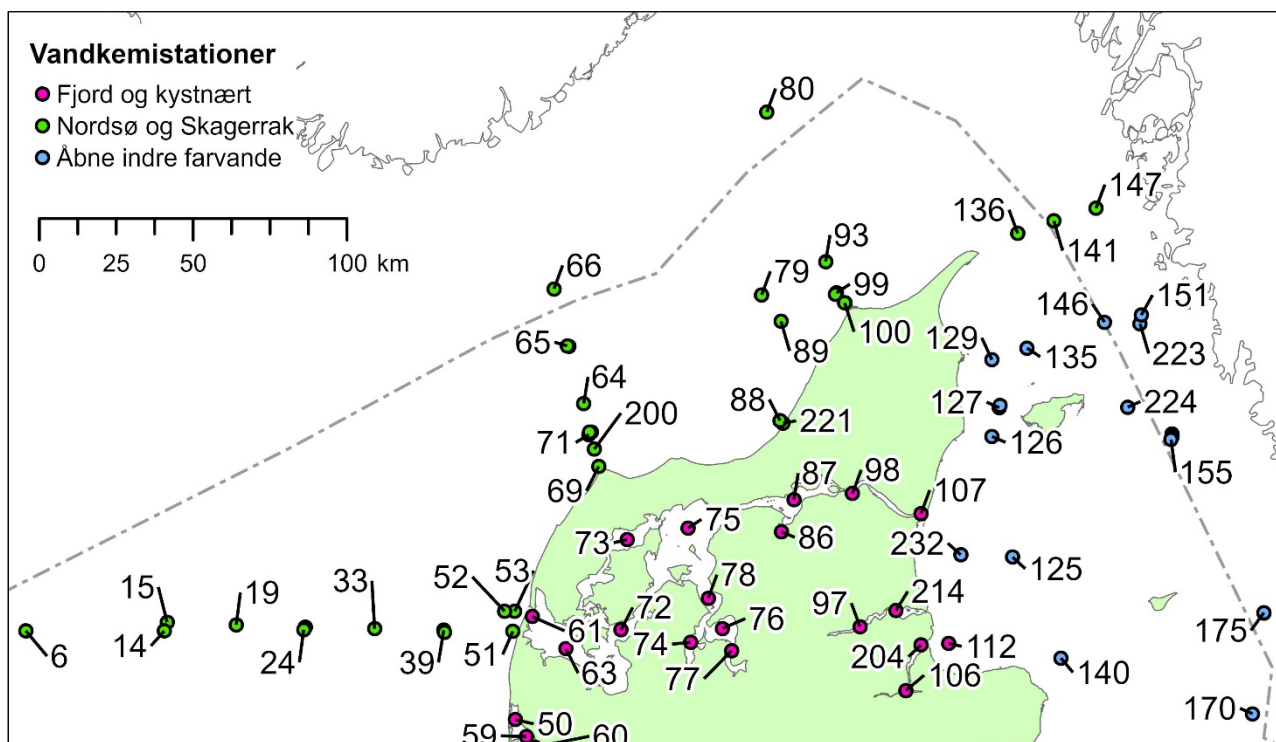
Tabel B1.2. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (figur B1.3). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
1	DMU1077
2	DMU1076
3	DMU1048
4	DMU1075
5	DMU1047
7	DMU1074
8	1085
9	1064
10	1056
11	1046
	DMU1046
12	1075
13	1074
16	1084
17	1045
18	1073
20	1063

Nr. på kort	Stationsnavn
21	1055
22	1047
23	1044
	DMU1044
25	1083
26	1062
27	1054
	DMU1054
28	1072
	DMU1072
29	1043
	DMU1043
30	1082
31	1048
32	1071
	DMU1071
34	1061

Nr. på kort	Stationsnavn
35	1053
	DMU1053
36	1081
37	1042
	DMU1042
38	1035
	DMU1035
40	1060
41	1052
	DMU1052
42	1041
43	RKB44
44	RKB42
45	1034
46	1080
47	RIB1510009
48	RKB43

Nr. på kort	Stationsnavn
49	RKB41
50	RKB21
54	1059
55	1086
56	RIB1610002
57	RKB10
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
62	RIB1610008
67	SJY3
68	RIB1620014
194	RIB1630016
199	RIB1510007



Figur B1.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

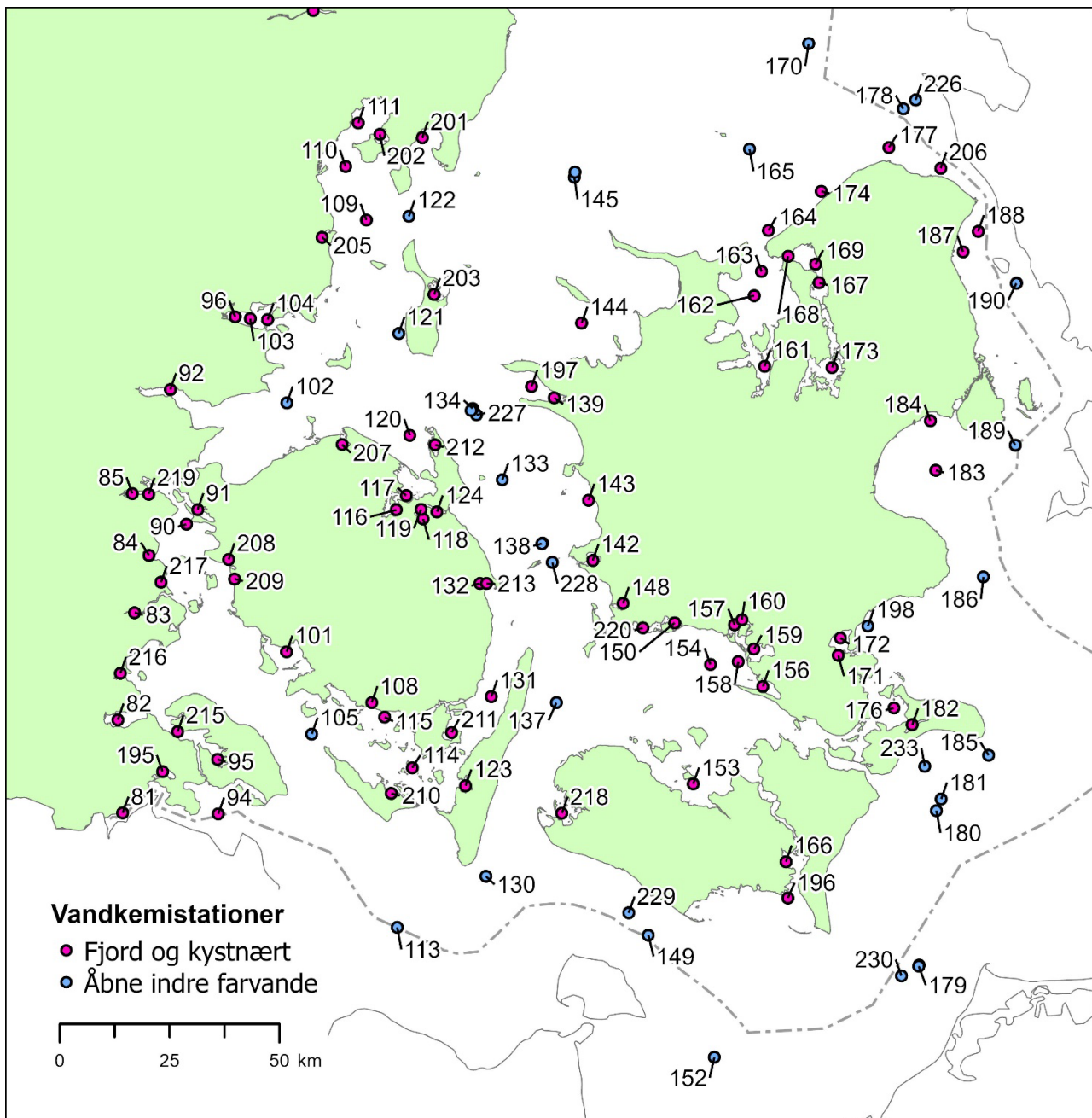
Tabel B1.3. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (figur 1.4). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
6	DMU1027
14	DMU1026
15	1027
19	1026
24	1025
	DMU1025
33	1024
	DMU1024
39	1023
	DMU1023
50	RKB21
51	1022
52	RKB63
53	RKB62
59	RKB22
60	RKB23
61	RKB59
63	VIB3702-00001
64	1131
65	1133
	DMU1133
66	1135

Nr. på kort	Stationsnavn
69	1019
71	1130
	DMU1130
	VIB2300-23102
72	VIB3705-00001
73	VIB3723-00001
74	VIB3727-00001
75	VIB3708-00001
76	VIB3728-00001
77	VIB3729-00001
78	VIB3726-00001
79	1106
80	1006
86	NOR6602
87	VIB3711-00001
88	NOR1106

Nr. på kort	Stationsnavn
89	1104
93	1102
97	NOR5503
98	VIB3713-00001
99	1101
	DMU1101
	NOR7725
100	1013
	NOR7715
106	ARH230902
107	NOR4411
112	ARH190004
125	409
	DMU409
126	NOR403
127	403
	DMU403
129	1009
	DMU1009
135	1008
	DMU1008
136	1005

Nr. på kort	Stationsnavn
140	415
	DMU415
141	1002
146	1007
	DMU1007
147	1004
151	1001
	DMU1001
155	405
	905
	DMU905
170	418
	DMU418
175	413
	DMU413
200	VIB2300-23101
204	ARH230905
214	NOR5501
221	NOR1102
223	401
224	404
232	NOR4410



Figur B1.5. Vandkemistationer i det østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Bornholm (kortudsnit C) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Table B1.4. Numre og navne for vandkemistationer i det østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Bornholm (figur B1.5). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
81	SJKFF2	96	VEJ0005790	113	DMUN3	122	427
82	SJY15	101	FYN0018232		N3	123	FYN0018571
83	SJYHADFF0008	102	FYN6100014	114	FYN6500062	124	FYN0018825
84	SJYhadf008	103	VEJ0006089	115	FYN6500051	130	450
85	VEJ0003350	104	VEJ0006489	116	FYN6910008		DMU450
90	FYN6100021	105	FYN6300043	117	FYN6900017	131	FYN6500053
91	FYN0018112	108	FYN0018361	118	FYN0018841	132	FYN0018752
92	VEJ0004273	109	ARH170117	119	FYN0018843	133	FYN6700053
94	SJKFF5	110	ARH170006	120	FYN6940622	134	935
95	SJY12	111	ARH170002	121	432		DMU935

Nr. på kort	Stationsnavn
137	443
	DMU443
138	939
	DMU939
139	VSJ41008
142	VSJ44011
143	VSJ43020
144	VSJ30006
145	925
	DMU925
148	VSJ51013
149	952
	DMU952
150	VSJ53016
152	DMUM2
	M2
153	STO0201061
154	STO0101015
156	STO0104002
157	STO0102006
158	STO0101047
159	STO0103052
160	STO0102013
161	VSJ10006
162	VSJ10003
163	FRB8000
164	FRB1993
165	922
	DMU922
166	STO0601056
167	FRB8550
168	FRB75
169	FRB65
170	418
	DMU418
171	STO0802023
172	STO0802008
173	ROS60
174	FRB1937
176	STO0704010
177	FRB1939
178	921
	DMU921
179	954
	DMU954
180	449
	DMU449
181	STO0901032
182	STO0703006
183	ROS1727
184	KBH1723

Nr. på kort	Stationsnavn
185	STO0901008
186	441
	DMU441
187	FRB1877
188	FRB2013
189	1728
	DMU1728
190	431
	DMU431
195	SJYFF31
196	STO0501059
197	VSJ41007
198	STO0801008
201	ARH160031
202	ARH170142
203	ARH220103
205	ARH250031
206	FRB9000
207	FYN0018002
208	FYN0018152
209	FYN0018172
210	FYN0018322
211	FYN0018691
212	FYN0018881
213	FYN6600007
215	SJY13B
216	SJY19
217	SJYLBBR0006
218	STO0302051
219	VEJ0003749
220	VSJ52021
226	421
227	435
228	439
229	452
230	454
233	STO0901016

Tabel B1.5. Navne, numre og koordinater for alle vandkemistationer i figur B1.1. Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
1001	151	651098	6381422	B
1002	141	622715	6412029	B
1004	147	636440	6416185	B
1005	136	610943	6407973	B
1006	80	529417	6447375	B
1007	146	639196	6379140	B
1008	135	613969	6370743	B
1009	129	602562	6366913	B
1013	100	554773	6385476	B
1019	69	474779	6332305	B
1022	51	446859	6278762	B
1023	39	424378	6279107	B
1024	33	401898	6279571	B
1025	24	379419	6280156	B
1026	19	356943	6280860	B
1027	15	334468	6281686	B
1034	45	437902	6225080	A
1035	38	420309	6225371	A
1041	42	437205	6176854	A
1042	37	422553	6177090	A
1043	29	399530	6177560	A
1044	23	376509	6178153	A
1045	17	353489	6178867	A
1046	11	330472	6179703	A
1047	22	374202	6170795	A
1048	31	401646	6159884	A
105	193	943545	6144867	D
1052	41	434422	6130517	A
1053	35	411154	6130923	A
1054	27	386829	6131479	A
1055	21	362507	6132169	A
1056	10	338186	6132993	A
1059	54	453090	6095037	A
1060	40	433900	6095280	A
1061	34	410447	6095688	A
1062	26	385929	6096246	A
1063	20	361413	6096938	A
1064	9	336899	6097765	A
1071	32	401681	6225758	A
1072	28	380985	6226283	A
1073	18	355117	6227080	A
1074	13	332356	6227912	A

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
1075	12	331630	6209369	A
1080	46	443920	6043209	A
1081	36	426665	6043454	A
1082	30	409411	6043765	A
1083	25	384609	6044326	A
1084	16	359808	6045023	A
1085	8	335010	6045854	A
1086	55	455576	6130254	A
1101	99	551750	6388220	B
1102	93	548526	6398784	B
1104	89	533989	6379432	B
1106	79	527719	6388008	B
1130	71	472332	6343453	B
1131	64	469885	6352747	B
1133	65	465025	6371341	B
1135	66	460210	6389940	B
1728	189	734328	6160686	C
401	223	650702	6378622	B
403	127	604962	6351382	B
404	224	646676	6351547	B
405	155	661100	6342802	B
409	125	609251	6302861	B
413	175	690983	6284623	B
415	140	624970	6270074	B
418	170	687313	6251948	B, C
421	226	711664	6239154	C
427	122	596333	6212723	C
431	190	734622	6197599	C
432	121	594002	6186137	C
435	227	611718	6167628	C
439	228	628968	6134139	C
441	186	727088	6130849	C
443	137	629898	6102245	C
444	191	774986	6103263	D
449	180	716389	6077733	C
450	130	613847	6062841	C
452	229	646362	6054497	C
454	230	708450	6040209	C
905	155	661137	6341874	B
921	178	708869	6237145	C
922	165	673859	6227974	C
925	145	633999	6221608	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
935	134	610842	6169090	C
939	138	626727	6138528	C
952	149	650838	6049446	C
954	179	712449	6042623	C
ARH160031	201	599369	6230538	C
ARH170002	111	584825	6233938	C
ARH170006	110	581914	6224084	C
ARH170117	109	586671	6211870	C
ARH170142	202	589715	6231375	C
ARH190004	112	588514	6274838	B
ARH220103	203	602072	6194974	C
ARH230902	106	574581	6259482	B
ARH230905	204	579549	6274289	B
ARH250031	205	576585	6207983	C
BRK1040050	192	860663	6121823	D
BRKBMPK2	193	943545	6144867	D
DMU1001	151	651098	6381422	B
DMU1007	146	639196	6379140	B
DMU1008	135	613969	6370743	B
DMU1009	129	602562	6366913	B
DMU1023	39	424615	6278447	B
DMU1024	33	401898	6279571	B
DMU1025	24	378863	6279299	B
DMU1026	14	333537	6278844	B
DMU1027	6	288520	6278915	B
DMU1035	38	420827	6225404	A
DMU1042	37	422592	6214700	A
DMU1043	29	399530	6177560	A
DMU1044	23	375780	6177208	A
DMU1046	11	330476	6178459	A
DMU1047	5	284365	6177155	A
DMU1048	3	238312	6179122	A
DMU1052	41	434681	6130637	A
DMU1053	35	411154	6130923	A
DMU1054	27	385941	6130277	A
DMU1071	32	401681	6225758	A
DMU1072	28	380575	6226431	A
DMU1074	7	322391	6225602	A
DMU1075	4	263847	6226250	A
DMU1076	2	205620	6226203	A
DMU1077	1	147774	6226389	A
DMU1101	99	552053	6388650	B
DMU1130	71	471534	6342556	B
DMU1133	65	464526	6371419	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
DMU1728	189	734349	6160780	C
DMU403	127	605144	6352129	B
DMU409	125	609251	6302861	B
DMU413	175	690975	6284809	B
DMU415	140	624970	6270074	B
DMU418	170	687313	6251948	B, C
DMU431	190	734575	6197504	C
DMU441	186	727088	6130849	C
DMU443	137	629898	6102245	C
DMU444	191	774976	6103250	D
DMU449	180	716389	6077733	C
DMU450	130	613847	6062841	C
DMU905	155	660786	6341043	B
DMU921	178	708865	6237158	C
DMU922	165	673859	6227974	C
DMU925	145	634112	6222757	C
DMU935	134	610497	6168618	C
DMU939	138	626573	6138375	C
DMU952	149	650838	6049446	C
DMU954	179	712350	6042432	C
DMUM2	152	665863	6021754	C
DMUN3	113	593672	6051248	C
FRB1877	187	722469	6204670	C
FRB1937	174	690161	6218413	C
FRB1939	177	705581	6228373	C
FRB1993	164	678178	6209523	C
FRB2013	188	725877	6209308	C
FRB65	169	688892	6201844	C
FRB75	168	682641	6203673	C
FRB8000	163	676603	6200190	C
FRB8550	167	689703	6197625	C
FRB9000	206	717367	6223626	C
FYN0018002	207	581118	6160886	C
FYN0018112	91	548254	6146120	C
FYN0018152	208	555318	6134769	C
FYN0018172	209	556642	6130375	C
FYN0018232	101	568491	6113791	C
FYN0018322	210	592315	6081663	C
FYN0018361	108	587852	6102289	C
FYN0018571	123	609231	6083406	C
FYN0018691	211	606065	6095493	C
FYN0018752	132	612484	6129346	C
FYN0018825	124	602718	6145625	C
FYN0018841	118	599576	6144010	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
FYN0018843	119	599105	6146171	C
FYN0018881	212	602296	6160807	C
FYN6100014	102	568575	6170379	C
FYN6100021	90	545693	6142773	C
FYN6300043	105	574231	6095149	C
FYN6500051	115	590791	6098982	C
FYN6500053	131	615080	6103623	C
FYN6500062	114	597090	6087459	C
FYN6600007	213	613986	6129307	C
FYN6700053	133	617597	6152867	C
FYN6900017	117	595721	6149297	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C
FYN6940622	120	596566	6162980	C
KBH1723	184	715027	6166255	C
M2	152	665863	6021754	C
N3	113	593672	6051248	C
NOR1102	221	534657	6346271	B
NOR1106	88	533685	6347172	B
NOR403	126	602582	6342041	B
NOR4410	232	592439	6303568	B
NOR4411	107	579509	6316973	B
NOR5501	214	571374	6285490	B
NOR5503	97	559681	6280260	B
NOR6602	86	534133	6311033	B
NOR7715	100	554694	6385419	B
NOR7725	99	551661	6388144	B
RIB1510007	199	458813	6132541	A
RIB1510009	47	445036	6124807	A
RIB1610002	56	458605	6151982	A
RIB1610008	62	463423	6146560	A
RIB1620014	68	471393	6132386	A
RIB1630016	194	472749	6124328	A
RKB1	58	451721	6215013	A
RKB10	57	454870	6201660	A
RKB21	50	447671	6250088	A, B
RKB22	59	451207	6244573	A, B
RKB23	60	454015	6241109	A, B
RKB41	49	443503	6225930	A
RKB42	44	435846	6226038	A
RKB43	48	444342	6202729	A
RKB44	43	437580	6202821	A
RKB59	61	453157	6283530	B
RKB62	53	447452	6285249	B
RKB63	52	444187	6285291	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
ROS1727	183	716245	6155017	C
ROS60	173	692643	6178399	C
SJY12	95	552761	6089362	C
SJY13B	215	543694	6095682	C
SJY15	82	530080	6098366	C
SJY19	216	530647	6108931	C
SJY3	67	472965	6105319	A
SJYFF31	195	540271	6086623	C
SJYHADF0008	83	533904	6122704	C
SJYhadf008	84	537195	6135735	C
SJYKFF2	81	531181	6077184	C
SJYKFF5	94	552955	6077005	C
SJYLBRR0006	217	539904	6129597	C
STO0101015	154	664962	6110922	C
STO0101047	158	671291	6111551	C
STO0102006	157	670444	6119971	C
STO0102013	160	672113	6121090	C
STO0103052	159	674892	6114421	C
STO0104002	156	676898	6105925	C
STO0201061	153	661040	6083806	C
STO0302051	218	631131	6077153	C
STO0501059	196	682587	6057891	C
STO0601056	166	682135	6066117	C
STO0703006	182	710894	6097229	C
STO0704010	176	706702	6101042	C
STO0801008	198	700793	6119658	C
STO0802008	172	694533	6116968	C
STO0802023	171	694048	6113006	C
STO0901008	185	728286	6090325	C
STO0901016	233	713762	6087825	C
STO0901032	181	717473	6080387	C
VEJ0003350	85	533381	6149744	C
VEJ0003749	219	537114	6149629	C
VEJ0004273	92	542025	6173380	C
VEJ0005790	96	556788	6189874	C
VEJ0006089	103	560238	6189457	C
VEJ0006489	104	564207	6189236	C
VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
VIB2300-23101	200	473302	6337881	B
VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
VIB3702-00001	63	464073	6273107	B
VIB3705-00001	72	481996	6279207	B
VIB3708-00001	75	503801	6312267	B
VIB3711-00001	87	538184	6321458	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
VIB3713-00001	98	557245	6323533	B
VIB3723-00001	73	484020	6308511	B
VIB3726-00001	78	510356	6289515	B
VIB3727-00001	74	504653	6275183	B
VIB3728-00001	76	514988	6279659	B
VIB3729-00001	77	517961	6272436	B
VSJ10003	162	674905	6194717	C
VSJ10006	161	677266	6178674	C
VSJ30006	144	635642	6188482	C
VSJ41007	197	624244	6174080	C
VSJ41008	139	629396	6171494	C
VSJ43020	143	637214	6148253	C
VSJ44011	142	638170	6134547	C
VSJ51013	148	645070	6124801	C
VSJ52021	220	649585	6119233	C
VSJ53016	150	656817	6120411	C

Bilag 2 Beregning af års- og månedsmidler

Jacob Carstensen

Nedenstående metode anvendes til at analysere et samlet datasæt med tids-serier fra flere stationer og beskrive de overordnede tidslige og rumlige variationer (dekomposition). Princippet er at beskrive variationerne i tidsserier fra overvågningsprogrammet ved middelværdier for måneder, år og stationer ved en tresidet variansanalyse. Metoden anvendes på tidsserier, som er utransformerede eller log-transformerede. For utransformerede variable antages variationer imellem måneder, år og stationer at være additive, men variationerne for log-transformerede variable antages at være multiplikative, dvs. variationerne i de enkelte faktorer (måned, år og station) skalerer i forhold til hinanden. Fysiske variable, såsom saltholdighed, temperatur og sigtdybde analyseres utransformerede, hvorimod koncentrationer af næringsstoffer og klorofyl log-transformeres inden variansanalysen.

De tre hovedeffekter i variansanalysen 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 hver af årets 12 måneder, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og år-til-år variationen.

Der er kun medtaget hovedeffekter i modellen, dvs. ingen krydseffekter. Residualerne fra variansanalysen er afbildet som histogrammer, hvilket har vist, at residualerne tilnærmelsesvist er normalfordelte for både utransformerede og log-transformerede variable.

Utransformerede variable:

$$\text{Variable} = \text{Station}_i + \text{År}_j + \text{Måned}_k + e_{ijk}$$

hvor $e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$

De marginale middelværdier for hovedeffekterne er normalfordelte ($N(\alpha; \beta^2)$) og repræsenterer de overordnede variationer mellem stationer, sæsonvariation og tidslig udvikling. Et approksimativt 95 % konfidensinterval for middelværdierne er

$$[\alpha - 2 \cdot \beta; \alpha + 2 \cdot \beta]$$

Log-transformerede variable:

$$\text{Variable} = \text{Station}_i \times \text{År}_j \times \text{Måned}_k \times e_{ijk}$$

⇔

$$\log(\text{Variable}) = \log(\text{Station}_i) + \log(\text{År}_j) + \log(\text{Måned}_k) + e_{ijk}$$

hvor $e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$

Alle variable, som repræsenterer koncentrationer, er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

- Stations-, måneds- og årsvariation (tre faktorer) forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringsstoffer og klorofyl, hvilket betyder, at sæsonvariationen skalerer med år-til-år variationen og stationer. Dette har erfaringsmæssigt vist sig at være en bedre beskrivelse end additive effekter. Ved logaritmisk transformation kan multiplikative effekter analyseres med en additivmodel.
- Høje koncentrationer har større variationer end lave 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.
- Koncentrationer kan kun antage positive værdier (nulværdier erstattes med en passende lav værdi svarende til den halve detektionsgrænse). Log-transformationen

De marginale middelværdier for hovedeffekterne er normalfordelte ($N(\alpha; \beta^2)$) for de log-transformerede variable og kan tilbagetransformeres til den geometriske middelværdi μ på oprindelig skala ved eksponentialfunktionen.

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

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

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

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for $\log(\text{DIN})$ i de åbne indre farvande i 2022 var normalfordelt $N(2,50; 0,0504)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er $13,43 \mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95 % konfidensinterval på $[10,98; 13,43]$.

Bilag 3 Afstrømningskorrektioner

Jacob Carstensen

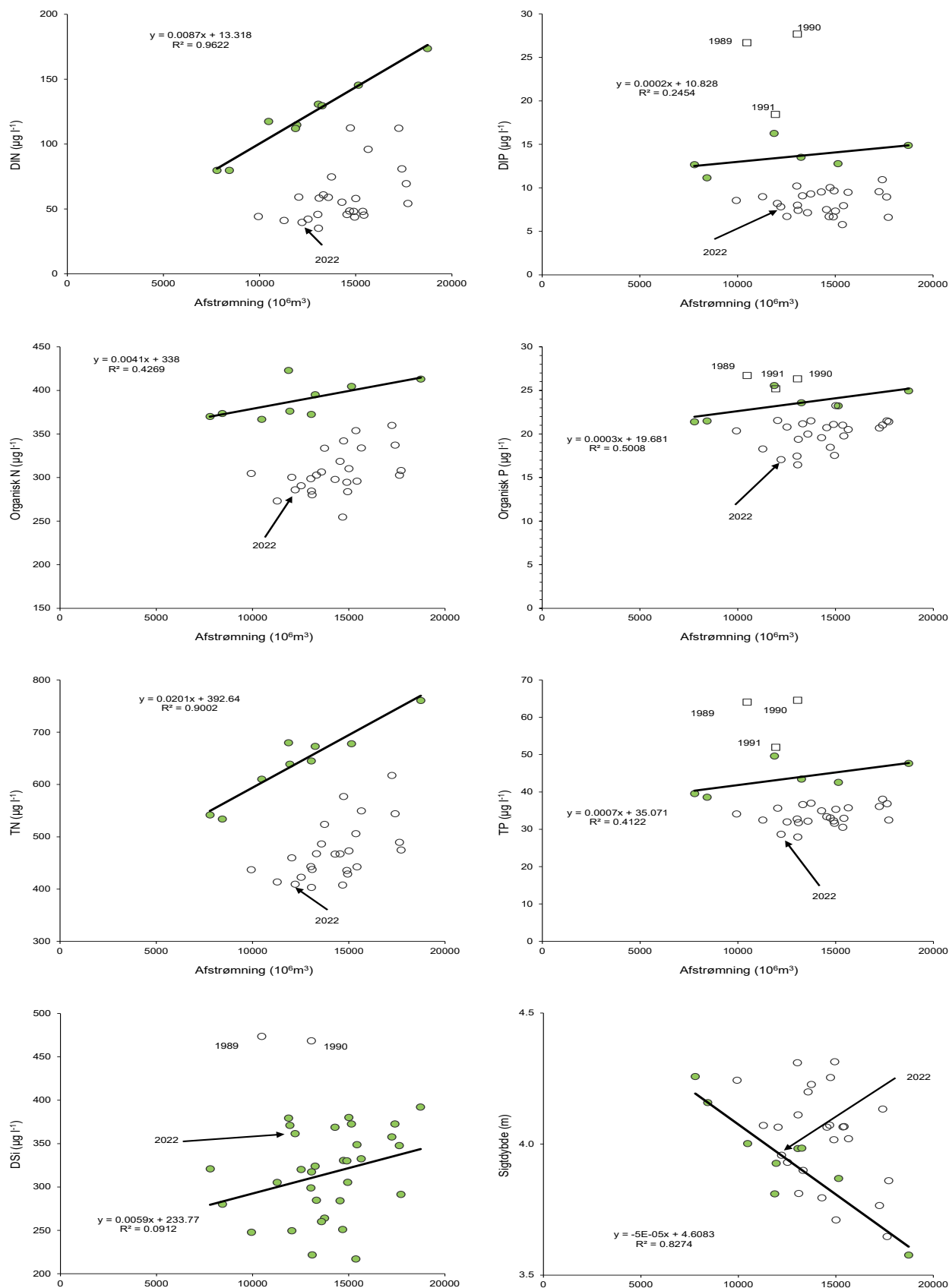
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringsstoffer, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis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

Relationen mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) på basis af årene 1989-97 var særdeles god i fjorde og kystvande (*figur B3.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammede fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. Det må ligeledes forventes, at virkemidlerne i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug (vedtaget i 1991) først har haft en effekt på den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor fra midten af 1990'erne, hvorfor årene efter 1997 er udeladt af relationen for både kvælstof og fosfor. For opløst uorganisk fosfor (DIP) er data fra 1989-1991 også udeladt, da punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for opløst silikat (DSi), men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

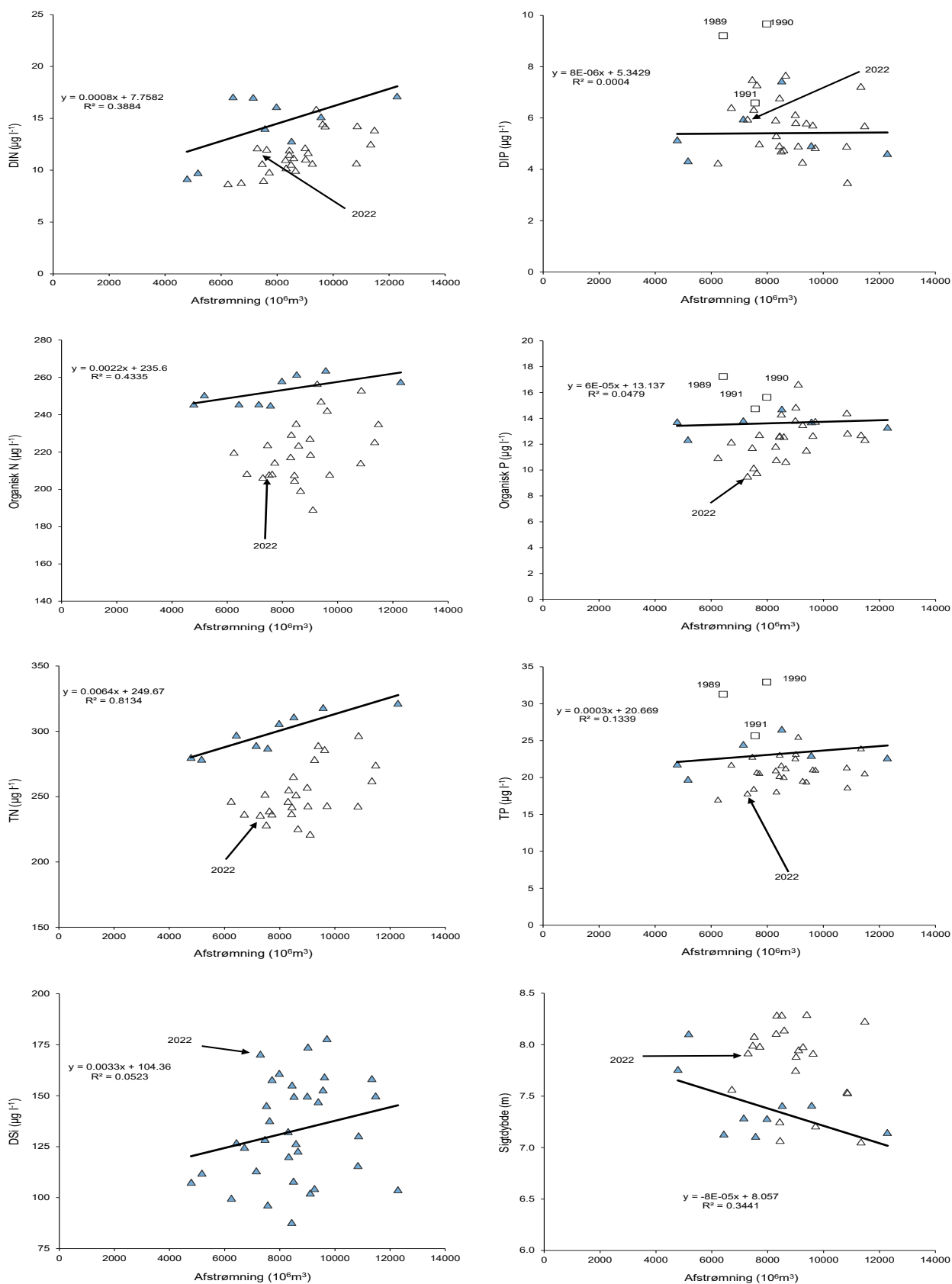
Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for overfladevand (0-10 m) i de åbne indre farvande (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97). For DIN og DIP var relationerne bedre for de udvalgte år end for hele perioden, men relationerne var dog ikke statistisk signifikante (*figur B3.2*). Alle år blev benyttet for DSi, da der ikke var noget karakteristisk skift omkring 1998.

I de åbne indre farvandes bundvand (≥ 15 m) blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet som for overfladevand (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97; DSi: 1989-2022). For DIN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP ikke viste nogen stærk sammenhæng i forhold til afstrømningen (*figur B3.3*).

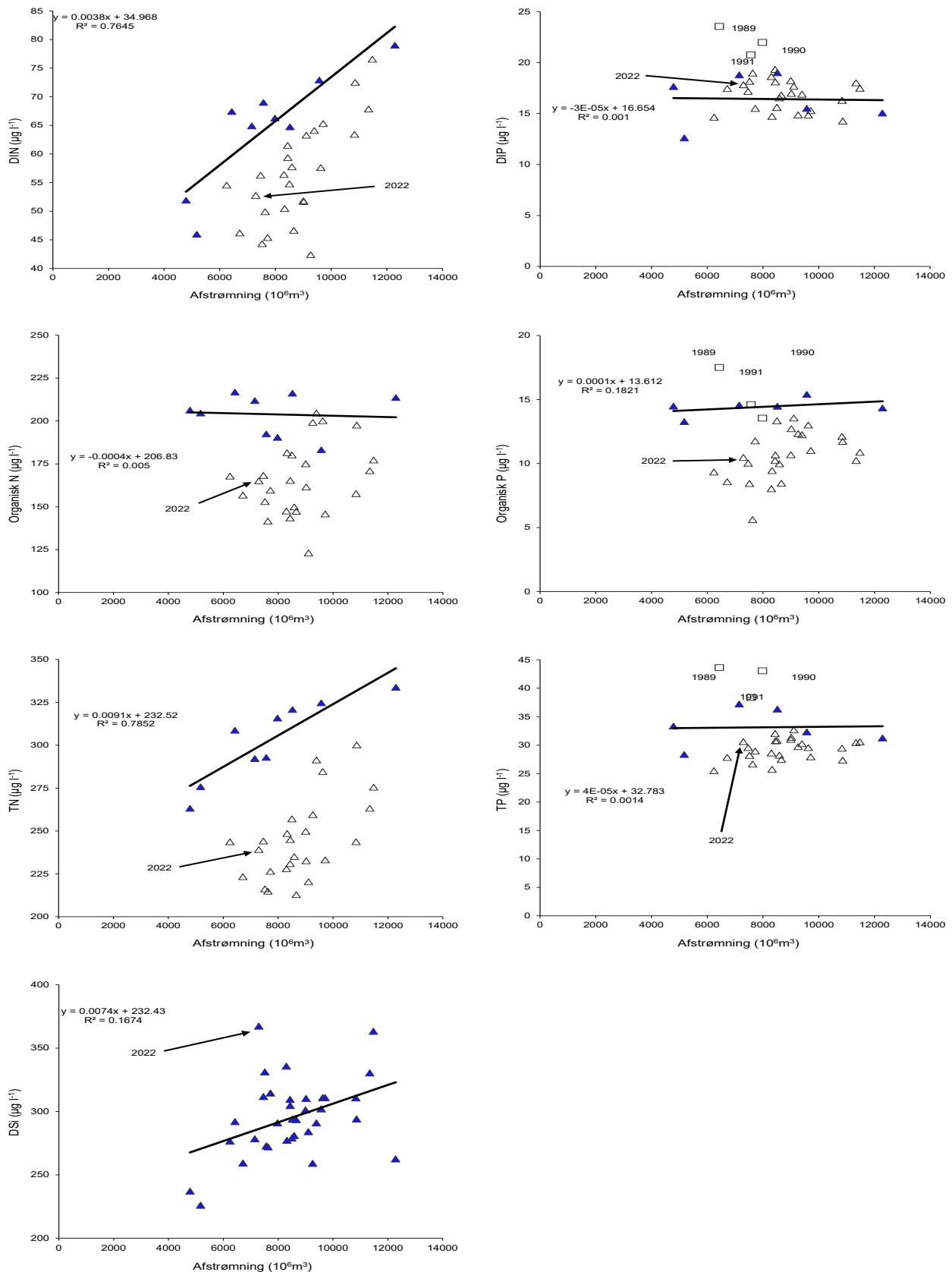
For sigtddybde er valgt de samme kriterier som for kvælstof, da sigtddybden er stærkt koblet til mængden af TN i vandet, både for fjorde og kystvande samt for de åbne indre farvande.



Figur B3.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, Org. N, Org. P, TN, TP, DSi og sigtdybde i fjorde og kystvande mod afstrømning. Årene 1998-2022 er markeret med åbne cirkler for kvælstofkoncentrationer, fosforkoncentrationer og sigtdybde. For DIP er årene 1989-1991 markeret med åbne firkanter, og for DSi er årene 1989 og 1990 markeret med åbne cirkler. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B3.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, Org. N, Org. P, TN, TP, DSi og sigt dybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2022 er markeret med åbne trekanter for kvælstofkoncentrationer, fosforkoncentrationer og sigt dybde, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formlen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B3.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, Org. N, Org. P, TN, TP og DSI for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande mod afstrømning. Årene 1998-2022 er markeret med åbne trekanter for kvælstof- og fosforkoncentrationer, og for DIP er desuden årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formlen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.

Bilag 4 Områder og farvandstyper - bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Inddeling af ålegræs- og makroalgetransekter i områder og farvandstyper

Ålegræs- og makroalgetransekterne inddeles i fire farvandstyper - ålegræs i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden' og makroalger i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er foretaget ud fra de vurderede lysforhold og deres forventede påvirkning af ålegræs og makroalger på basis af det hydrologiske referencesystem. Mange af områderne indgår i flere farvandstyper, hvilket skyldes, at inddelingen er baseret på de enkelte transekter.

Ålegræstransekter

Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for Mors
Endelave	Bøgestrømmen	Dybsø Fjord	Limfjorden syd for Mors
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav ¹	Flensborg Fjord	Lovns Bredning
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Genner Fjord	Løgstør Bredning
Grenå Kyst	Guldborgsund	Guldborgsund	Nibe-Gjøl Bredning
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Haderslev Fjord	Nissum Bredning
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Helnæs Bugt	Risgårde Bredning
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde Bugt	Holbæk Fjord	Skive Fjord
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Holckenhavn Fjord	
Kattegat centralt	Lunkebugten	Horsens Fjord	
Kattegat nord	Mariager Fjord	Isefjord Inderbredning	
Kattegat syd	Nakskov Fjord	Karrebæk Fjord	
Køge Bugt	Nyborg Fjord	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	
Lillebælt nord	Odense Fjord	Knebel Vig	
Lillebælt centralt	Roskilde Fjord	Kolding Fjord	
Lillebælt syd	Stavns Fjord	Korsør Nor	
Læsø	Storstrømmen	Lammefjord	
Musholm Bugt	Thurø	Lillestrand	
Nivå Bugt	Vejle Fjord	Lindelse Nor	
Nord for Sjælland	Isefjord Yderbredning	Mariager Fjord	
Samsø vest		Nakkebølle Fjord	
Sejerø Bugt		Odense Fjord	
Skagerrak		Præstø Fjord	
Smålandsfarvandet		Randers Fjord	
Storebælt nord		Ringkøbing Fjord	
Storebælt syd		Roskilde Fjord	
Øresund		Tempelkrog	
Øresund nord (tragten)		Vadehavet	
Ålbæk Bugt		Vejle Fjord	

¹ Inkluderer Faaborg Fjord og andre mindre områder i Det Sydfynske Øhav.

Makroalgetransekter

Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden	Åbne farvande (stenrev)
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord	Arkona
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak	Kattegat centralt
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for Mors	Kattegat nord
Endelave	Bøgestrømmen	Flensborg Fjord	Limfjorden syd for Mors	Kattegat syd
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav	Genner Fjord	Lovns Bredning	Lillebælt centralt
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Haderslev Fjord	Løgstør Bredning	Lillebælt syd
Grenå Kyst	Guldborgsund	Helnæs Bugt	Nissum Bredning	Skagerrak
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Holbæk Fjord	Risgårde Bredning	Smålandsfarvandet
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Holckenhavn Fjord	Skive Fjord	Storebælt nord
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde	Horsens Fjord		Storebælt syd
Jammerland Bugt	Bugt	Isefjord Inderbredning		
Kattegat centralt	Kolding Fjord	Karrebæk Fjord		
Kattegat nord	Lunkebugten	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord		
Kattegat syd	Nakskov Fjord			
Køge Bugt	Odense Fjord	Knebel Vig		
Lillebælt nord	Roskilde Fjord	Kolding Fjord		
Lillebælt centralt	Stavns Fjord	Lillestrand		
Lillebælt syd	Vejle Fjord	Lindelse Nor		
Læsø	Isefjord Yderbredning	Mariager Fjord		
Musholm Bugt		Nakkebølle Fjord		
Nivå Bugt		Odense Fjord		
Nord for Sjælland		Præstø Fjord		
Samsø vest		Randers Fjord		
Sejerø Bugt		Ringkøbing Fjord		
Skagerrak		Roskilde Fjord		
Smålandsfarvandet		Vadehavet		
Storebælt nord		Vejle Fjord		
Storebælt syd				
Øresund				
Øresund nord (tragten)				
Ålbæk Bugt				

MARINE OMRÅDER 2022

NOVANA

Overvågningsresultaterne fra 2022 viste for de fleste parametre en stagnation eller tilbagegang i de seneste ti år. Det gælder især for fjorde og kystvande, idet udviklingen for nogle parametre er mere positiv i de åbne farvande.

Ferskvandsafstrømningen fra land var høj i februar, men relativ lav resten af året især fra og med august. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor fulgte i store træk sæsonvariationen af afstrømningen, og årsmidlerne var lave. Vandtransporten gennem de forskellige farvandsområder indikerer store forskelle i opholdstider og vertikale transporter. Den vertikale nettotransport i planteplanktonets hovedvækstsæson var opadrettet og større end gennemsnittet for 2000-2022. Algevæksten i fjorde og kystvande var på de senere års lidt forhøjede niveau, hvorimod den var meget lav i de åbne indre farvande. Koncentrationen af klorofyl var høj, og vandet var uklart i begge farvandstyper. Bundvandstemperaturen var relativ høj både fra årets start og for årets som helhed. Det bidrog til en forholdsvis tidlig start på iltsvindet, som udviklede sig hurtigt grundet overvejende rolige vindforhold og derfor var relativt omfattende i september. I fjorde og kystvande var iltsvind årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i flere undersøgelsesområder. I de åbne indre farvande var bundfaunaens tilstand generelt god undtagen i nogle områder, som formodentlig var påvirket af bundtrawling. For ølegræs var der undtagen i inderfjorde en fremgang i 2022 sammenlignet med 2021. Men de seneste ti år er en tidligere positiv udvikling stagneret og i Limfjorden vendt til tilbagegang. En tilsvarende udvikling er observeret for makroalgerne. Udviklingen i antallet af spættet sæl er enten stagneret eller aftaget i tre ud af fire forvaltningsområder, mens antallet af grå sæl fortsat er i fremgang. En europæisk optælling af hvaler har indikeret en stor nedgang i bestanden af marsvin i de indre danske farvande, mens Nordsø-bestanden er stabil. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt at være i en stabil god miljøtilstand.