
Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, 20xx

Udkast

Revision:

Marine områder 2023

NOVANA

Jens Würgler Hansen, Christian Lønborg & Signe Høgslund (red.)

Forfattere:

Annette Bruhn

Helle Buur

Jacob Carstensen

Karsten Dahl

Siri Lander Elmegaard

Anders Galatius

Cordula Göke

Emily Griffiths

Jørgen Laurits Skovgård Hansen

Jens Würgler Hansen

Signe Høgslund

Michael Ladegaard

Stiig Markager

Christian Mohn

Ramus Due Nielsen

Ib Krag Petersen

Jacob Sterup

Jakob Strand

Peter Anton Upadhyay Stæhr

Signe Sveegaard

Jonas Teilmann

Jakob Tougaard

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Marine områder 2023
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Jens Würglér Hansen, Christian Lønborg & 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:	December 2024
Redaktion afsluttet:	December 2024
Faglig kommentering:	Medarbejdere i styrelsen SGAV, Per Andersen, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet Kommentarer fra SGAV findes her
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Hansen J.W., Lønborg, C. & Høgslund S. (red.) 2024. Marine områder 2023. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 203 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. xxx. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	<p>Overvågningsresultaterne fra 2023 viste for de fleste parametre en stagnation eller forværring af miljøtilstanden i de seneste ti år. Det gælder især for fjorde og kystvande, idet udviklingen for nogle parametre er mere positiv i de åbne farvande.</p> <p>Ferskvandsafstrømningen fra land var meget høj i februar samt sidst på året. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor fulgte i store træk den normale sæsonvariation, og årsmidlerne var på niveau med gennemsnittet for de sidste 20-25 år. 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. Vandet i fjordene og langs kysterne er blevet mere uklart de seneste ca. ti år, og den samme udvikling ses nu i de åbne indre farvande. I 2023 var både klorofylkoncentration og lyssvækkelsen usædvanlig høj i efterårsperioden. Algeveksten var sammenlignelig med de seneste tre år. Afkobling mellem udvikling i algevekst og klorofylkoncentration kan være et tegn på fundamentale ændringer i havets fødekæder. Temperaturen i bundvandet var relativt høj igennem hele året, men især i starten af året og fra juli til og med oktober. Det bidrog til en forholdsvis tidlig start på iltsvindet og til, at iltsvindet i september havde sin største udbredelse siden 2002, hvilket også blev befordret af rolige vindforhold fra midt i august til midt i september. I de indre danske farvande var bundfaunaen i 2023 i dårlig tilstand i flere af de kystnære områder. I de åbne indre farvande er der desuden over de seneste år sket et fald i artsdiversiteten og tætheden på stationer med mudderbund. For ålegræs var der i 2023 overvejende tegn på tilbagegang i forhold til sidste år. Over de seneste ti år er ålegræs rykket ind på lavere vand i både kystvande og i Limfjorden, mens der ikke har været nogen udvikling i de andre områder. For makroalger er den tidligere positive udvikling stagneret over de seneste ti år. Antallet af spættet sæler er enten stagneret eller aftaget i de fleste forvaltningsområder, mens antallet af gråsæl er steget over de seneste ti år. Bestandsestimater for marsvin indikerer en fortsat negativ udvikling for populationen i de indre danske farvande, mens der var status quo for Nordsøpopulationen. Vurderet ud fra niveauet af impulsstøj og menneskeskabt lavfrekvent støj er miljøtilstanden for indikatorarterne (marsvin, spætte sæl, gråsæl og torsk) hverken god i Nordsøen eller i de indre danske farvande. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand.</p>
Foto forside:	xxx
ISBN:	978-87-7156-xxx-x
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	203

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	12
1 Indledning	18
1.1 Formålet med overvågningen	19
1.2 Områder og prøvetagningsprogram	19
Del 1 Påvirkninger af de danske farvande	23
2 Klimatiske forhold	25
2.1 Metoder og datagrundlag	25
2.2 Sæsonvariation i 2023	26
2.3 Langtidsudvikling	32
2.4 Sammenfatning	35
3 Hydrografi	36
3.1 Metoder og datagrundlag	40
3.2 Resultater og diskussion	41
3.3 Sammenfatning	49
Del 2 Tilstand og udvikling i miljø og natur- kvaliteten	50
4 Næringsstofkoncentrationer	51
4.1 Metoder og datagrundlag	51
4.2 Sæsonvariation i 2023	52
4.3 Tidlig udvikling i fjorde og kystvande	57
4.4 Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande	60
4.5 Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande	61
4.6 Tidlig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak	63
4.7 Sammenfatning	65
5 Planteplankton og vandets klarhed	67
5.1 Metoder og datagrundlag	69
5.2 Tilførsler af næringsstoffer – tidlig udvikling og status for 2023	71
5.3 Sæsonvariation i 2023	72
5.4 Tidlig udvikling	77
5.5 Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler	84
5.6 Sammenfatning	86
6 Iltforhold	87
6.1 Metoder og datagrundlag	88
6.2 Iltvind i 2023	89
6.3 Udvalgte områder	91
6.4 Tidlig udvikling i arealudbredelsen af iltvind	92
6.5 Tidlig udvikling i bundvandets iltforhold	93
6.6 Sammenfatning	96

7	Bundvegetation – ålegræs og makroalger	97
7.1	Metoder og datagrundlag	99
7.2	Resultater og diskussion	101
7.3	Makroalger på udvalgte beskyttede revhabitater i Natura 2000-områder	107
7.4	Sammenfatning	109
8	Bundfauna	110
8.1	Metoder og datagrundlag	112
8.2	Fjorde og kystvande	113
8.3	Åbne indre danske farvande	116
8.4	Langtidsudvikling i de åbne indre farvande	119
8.5	Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak	122
8.6	Sammenfatning	123
9	Havpattedyr – sæler og marsvin	124
9.1	Metoder og datagrundlag	124
9.2	Resultater fra overvågningen	128
9.3	Sammenfatning	139
10	Undervandsstøj	141
10.1	Impulsstøj	142
10.2	Vedvarende lavfrekvent støj	146
10.3	Sammenfatning	152
12	Marint affald	154
12.1	Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)	155
12.2	Forekomst af indtaget marint affald i havfuglen mallek fra Skagerrak (DCE, DOF)	156
12.3	Andre overvågningsrelevante rapporter	157
13	Ikke-hjemmehørende arter	159
13.1	Overvågning i seks havne og 3 lystbådehavne	159
13.2	Opdatering af NIS bruttolisten	159
14	Sedimentkemi	160
15	Havfugle	163
Del 3	Overordnede betragtninger	166
16	Ordlister	167
	Referencelister	175
Bilag 1	Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper	187
Bilag 2	Beregning af års- og månedsmidler	197
Bilag 3	Beregning af lyssvækkelse (K_d) samt klorofylkoncentrationer baseret på fluorescens og vandkemi	199
Bilag 4	Områder og farvandstyper - bundplanter	202

Forord

1

2

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 2023.

3

4

5

6

7

8

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

9

10

11

12

13

14

DCE har som en væsentlig opgave for Ministeriet for Grøn Trepert og 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, luftkvalitet, arter og naturtyper samt miljøfarlige stoffer

15

16

17

18

19

20

21

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, stoftransport, landovervågning, miljøfremmede stoffer, luftkvalitet samt arter og naturtyper er placeret hos DCE.

22

23

24

25

26

27

28

Denne rapport er udarbejdet af det Marine Fagdatacenter. SGAV har kommenteret på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af SGAV, DCE, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) samt data rapporteret til 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.

29

30

31

32

33

34

35

36

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af sidste års rapport om marine områder med data indsamlet i 2023. Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, da parametre først rapporteres, når der er tilstrækkeligt datagrundlag.

37

38

39

40

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og Natur 2023', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og SGAV.

41

42

43

Sammenfatning

Jens Würigler Hansen, Christian Lønborg & Signe Høgslund

Denne sammenfatning giver et samlet billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2023. Desuden diskuteres årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Overordnet

De fleste parametre i 2023 var på niveau med det registreret i de senere år. Samlet set viser de seneste ca. ti års observationer en stagnerende udvikling eller en tilbagegang, især for parametre i vandsøjlen og for bundvegetationen.

Klimatiske forhold

Det var relativt varmt i 2023 med en lufttemperatur, som var 0,6 og 0,1 °C højere end gennemsnittet for henholdsvis normalperioden (1991-2020) og referenceperioden (2013-2022). Vandtemperaturerne var også højere end langtidsgennemsnittene, og bundvandstemperaturen var den næsthøjeste registreret, kun overgået af 2020. Den høje bundvandstemperatur stimulerede iltvindets udvikling. Vandtemperaturen er steget ca. 2 °C i løbet af de seneste ca. 40 år.

Årsmidlen for vindhastigheden var i 2023 på niveau med normal- og referenceperioden og større end i 2022. Der var relativt meget vind i juli, oktober og december, mens det ikke blæste ret meget i juni og september. Vinden kom overvejende fra sydvest i årets første tre måneder, derefter var der tre måneder med skiftende vindretninger, og resten af året kom vinden fra sydlig til sydvestlig retning det meste af tiden. Skiftet i vindretningen bevirkede en udstrømning fra Østersøen.

Nedbørsmængden i 2023 var rekordhøj og ca. 28 % større end i normal- og referenceperioden. Det regnede usædvanlig meget i januar, juli og oktober, og nedbørsmængden i både januar og juli var de størst registrerede siden målingernes start i 1874. Derimod regnede det ikke ret meget i maj og juni. Den megen nedbør i januar og oktober bevirkede en stor ferskvandsafstrømning i starten og slutningen af året. Det medførte, at afstrømningen for året som helhed var 25 % større end normalt.

Solindstrålingen var i 2023 lidt højere end i normalperioden, men på niveau med referenceperioden. Specielt april-juni og september var meget solrige, mens juli og august var solfattige.

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).

83 Nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i overfladelaget er meget
84 større end den samlede indstrømning i hele vandsøjlen til Kattegat fra
85 Østersøen, inklusiv ferskvandtilførslen til de indre danske farvande. For-
86 skellen skyldes en stor nettoindstrømning fra Skagerrak til Kattegat i bund-
87 laget, som for størstedelens vedkommende opblandes til overfladelaget un-
88 der transporten ned gennem de indre danske farvande. Det opblandede
89 vand strømmer tilbage ud af Kattegat som overfladevand sammen med til-
90 førslen fra Østersøen og ferskvandtilførslen. Disse strømninger udgør den
91 såkaldte estuarine cirkulation i de åbne indre farvande. I 2023 betød opblan-
92 dingen af bundvand, at volumen af nettoudstrømningen i overfladelaget
93 under passagen gennem de indre danske farvande blev forøget knap tre
94 gange i forhold til nettoudstrømningen fra Østersøen.

95 Opblandingen fra bundlaget til overfladelaget medfører en opadrettet transport
96 af næringsstoffer i vandsøjlen. Denne vertikale transport fra bundlaget til
97 overfladelaget giver en betydelig tilførsel af næringsstoffer til overfladelaget,
98 som har betydning for væksten af planteplankton og dermed resten af føde-
99 kæden, især i de åbne indre farvande. Størrelsen af den vertikale vandtrans-
100 port i planteplanktonets hovedvækstperiode (april-september) var i 2023 no-
101 get større end gennemsnittet for 2000-2022. Den vertikale transport var størst i
102 Kattegat og Bælthavet.

103 Bundvandets opholdstid varierer meget mellem de forskellige bassiner. Op-
104 holdstiden er længst i det sydlige Lillebælt, hvilket er en væsentlig årsag til,
105 at området er sårbart i forhold til at udvikle iltsvind.

106 **Koncentrationer af næringsstoffer**

107 Månedsmidlerne af koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og
108 total kvælstof (TN) var forholdsvis lave undtagen i de sidste måneder af
109 2023, hvor stor afstrømning fra land medførte relativt høje koncentrationer
110 især i fjorde og kystvande.

111 Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) var generelt lave i 2023 i
112 fjorde og kystvande undtagen i april-juni, formodentlig pga. DIP-overskud
113 som følge af kvælstofbegrænsning af algevæksten i den periode. I overfla-
114 devandet i de åbne indre farvande var DIP forholdsvis høj, især i efteråret
115 pga. påvirkning fra Østersøen. Koncentrationerne af total fosfor (TP) var lave
116 undtagen i april-juni i fjorde og kystvande og i de sidste tre måneder i de åbne
117 indre farvande.

118 Koncentrationen af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystvande fulgte i 2023
119 det normale sæsonmønster, mens det i de åbne indre farvande vekslede mel-
120 lem relativt høje og relativt lave værdier, hovedsageligt grundet skiftende
121 påvirkninger fra Østersøen og Nordsøen.

122 Årsmidlerne for koncentrationerne af kvælstof og fosfor er faldet markant si-
123 den 1989, hvilket er en effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i
124 nabolandene. Koncentrationerne har dog ikke udviklet sig væsentligt for
125 kvælstof siden 2003 og for fosfor siden 1998. Årsmidlen for DIP var i 2023 på
126 samme let forhøjede niveau som i de to forudgående år. Det relativt høje ni-
127 veau af DIP skyldes hovedsageligt effekten af et metodeskift for opbevaring af
128 prøver.

129 I den danske del af Nordsøen og Skagerrak er koncentrationerne af kvælstof- og fosfor reduceret siden starten af overvågningen. De seneste mange
130 år har niveauet været stabilt, dog var TP på et lavere niveau i årene 2018-2023.
131

132 **Plantep plankton og vandets klarhed**

133 I fjorde og kystvande var der i 2023, ligesom i 2022, ingen forårsopblomstring, idet algevæksten i eutrofierede områder forbliver høj i forsommeren
134 og stiger i takt med lysindstrålingen. Derimod var der en markant og tidlig forårsopblomstring i de åbne indre farvande. I den sidste del af året, fra august og frem, var forholdene i vandsøjlen dårlige med meget klorofyl og høj
135 lyssvækkelse i fjorde og kystvande. Også de åbne indre farvande var domineret af uklart vand og høje klorofylniveauer de sidste måneder af året.
136
137
138
139

140 Generelt har algevæksten været faldende siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af næringsstoffer. I det seneste årti er faldet i algevæksten
141 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
142 været stigende, hvilket kan forklare tendensen til en øget algevækst.
143
144

145 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
146 med koncentrationen i 1990'erne. Algevæksten har ikke vist en tilsvarende stigning, og tendenserne i de seneste års data kan tolkes som ændringer i de
147 marine fødekæder, hvilket kræver nærmere analyse.
148
149

150 Vandet i fjordene og langs kysterne er blevet mere uklart i de seneste ca. ti år, og en lignende udvikling ses nu i de åbne indre farvande, hvor 2023 er
151 femte år i træk med øget lyssvækkelse.
152

153 Set over hele perioden fra 1989 til 2023 er udviklingen i vandsøjlen positiv, og denne tendens fortsætter, men kun for algevæksten i de åbne indre farvande.
154 Det seneste årti er tendensen for algevæksten i fjorde og kystvande, vandets klarhed og klorofylkoncentrationen vendt og viser en stagnerende eller forringet
155 miljøtilstand i vandsøjlen både kystnært og i de åbne farvande.
156
157

158 **Iltforhold**

159 Iltsvindet i 2023 startede generelt lige så tidligt som i 2022, tidligere end i 2021, men senere end i 2020. I september var iltsvindet udbredt og intenst i de
160 sædvanlige iltsvindsområder, men derudover var der større områder med iltsvind i Kattegat for første gang i mange år.
161
162

163 Den tidligere start på iltsvindet i 2023 sammenlignet med 2021 skyldes en kombination af flere faktorer, herunder en stor tilførsel af næringsstoffer i
164 starten af året, beskeden udskiftning af bundvandet i foråret og høj temperatur i bundvandet først på året. Iltsvindet var relativt udbredt fra midt i juni,
165 men køligt vejr og meget blæst i juli og den første uge af august bremsede iltsvindets udvikling. Svag vind og høj temperatur i bundvandet fra midt i
166 august øgede iltsvindets udbredelse og intensitet, som toppede midt i september. Kraftig blæst midt i september og første halvdel af oktober reducerede
167 iltsvindets udbredelse og intensitet markant. En efterfølgende periode med svag vind og relativ høj bundvandstemperatur stimulerede iltsvindets
168 udvikling igen, indtil kraftig blæst midt i november reducerede iltsvindets udbredelse til nogle enkelte mindre områder.
169
170
171
172
173
174

175 Iltsvindet i de danske farvande var i 2023 særlig udbredt og intenst i Lim-
176 fjorden, Haderslev Fjord, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt,
177 de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt. I flere områder
178 blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i flere områder blev frigivet
179 giftig svovlbrinte fra bunden, og enkelte steder blev der observeret døde fisk
180 og bunddyr.

181 Iltsvindets udbredelse i september var den næststørste registreret kun over-
182 gået af 2002. Knap en fjerdedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt ilt-
183 svind. Udbredelsen af iltsvind i september har været signifikant stigende si-
184 den 2010. Det viser, at iltsvind fortsat kan udvikle sig markant i større om-
185 råder, og at de indre danske farvande er sårbare over for eutrofiering og
186 klimaforandringer.

187 Iltindholdet i bundvandet i de danske farvande er mindre end for 40-50 år
188 siden. I fjorde og kystvande har iltindholdet dog været forholdsvis stabilt i
189 en længere årrække, mens udviklingen i de åbne indre farvande har været
190 noget mere variabel. I 2023 var iltindholdet på niveau med gennemsnittet for
191 de sidste 15-30 år. Udviklingen af iltindholdet i bundvandet er karakteriseret
192 ved store regionale forskelle.

193 **Bundplanter**

194 Siden 1989 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere
195 vand i inderfjorde, yderfjorde og Limfjorden, mens den har været uændret i
196 kystvande. Der er desuden i samme periode en general tendens til, at ålegræs-
197 set dækker en mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. I samme
198 periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen rykket ud på større dybde i
199 kystvande, mens den er reduceret i inderfjorde og har været uændret i de
200 andre farvandstyper.

201 Over de seneste ti år er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på
202 lavere vand i både kystvande og Limfjorden, mens der ikke har været nogen
203 signifikant udvikling i inderfjorde og yderfjorde. I samme periode er åle-
204 græssets hovedudbredelse rykket ind på lavere vand i Limfjorden, mens den
205 er uændret i alle øvrige farvandstyper. I 2023 var der overvejende tegn på
206 tilbagegang i forhold til 2022.

207 Det kumulerede makroalgedække er over hele overvågningsperioden (1990-
208 2023) øget på stenrev, i kystvande, yderfjorde og inderfjorde, mens den er
209 faldet i Limfjorden. For makroalgedækket er udviklingen over de seneste ti år
210 (2013-2022) stagneret i samtlige farvandstyper, mens der fra 2022 til 2023 var
211 en variabel udvikling mellem områderne.

212 I 2023 var dækningsgraden af makroalger på stenrev god på to af de fire un-
213 dersøgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat og mindre god på de to
214 andre rev.

215

216

Bundfauna

217
218
219
220
221

Diversiteten i bundfaunasamfundene viser, at bundfaunaen i 2023 var i ret dårlig tilstand i 5 ud af de 30 kystnære prøvetagningsområder i de indre danske farvande. I fire områder, Stege Bugt, Øresund Nord, Endelave og i Lillebælt Bredning, var tilstanden for bundfaunaen generelt god med en relativ høj artsrigdom og fravær af forureningstolerante arter.

222
223
224
225

I de åbne dele af de indre danske farvande viste udviklingen, at der var sket et fald i artsdiversiteten og tætheden på de stationer, der ligger på den dybe mudderbund i perioden 2018 og frem til 2023.

226
227
228
229
230

I Nordsøen har bundfaunatilstanden stort set været uændret, siden prøvetagning blev genoptaget i 2015. Her er bundfaunaen generelt i en ringere tilstand end på tilsvarende bundtyper i Kattegat. I nogle områder i Skagerrak er bundfaunaen også i en ringe tilstand og på niveau med tilstanden i fx Arkona i den vestlige Østersø.

231

Sæler og marsvin

232
233
234
235
236
237
238
239
240
241

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. 9.250 sæler på hvilepladserne i 2023, hvilket ikke inkluderer de sæler, der er til havs under optællingen. Siden 2014 er antallet af spættede sæler faldet i de store populationer i Vadehavet og Kattegat, mens antallet er stagneret i Limfjorden siden 2002. Det tyder på, at populationerne af spættede sæler i dele af de danske farvande 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. Dog er der fortsat vækst i populationen i den sydvestlige Østersø.

242
243
244
245
246
247
248

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 forekommer fast på lokaliteter i Kattegat, Østersøen, Vadehavet og den vestlige Limfjord. Det samlede antal af gråsæler har været stigende i de seneste ti år, hvilket især skyldes en bestandsfremgang i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet af gråsæler fortsætter i de kommende år.

249
250
251
252

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

253

Undervandsstøj

254
255
256
257
258
259

Impulsstøj i de danske farvande varierer meget fra år til år, hvilket både kan skyldes et reelt varierende aktivitetsniveau, men også et varierende niveau for indrapportering. Seismiske undersøgelser med luftkanoner (airguns) var den dominerende indrapporterede kilde til impulsstøj i 2016-2021. Miljøtilstanden vurderet ud fra impulsstøj er ikke god for nogen af de fire indikatorarter (marsvin, spættet sæl, gråsæl og torsk).

260

261 Menneskeskabt vedvarende lavfrekvent støj stammer især fra skibsfarten. Der
262 er generelt høje støjniveauer i de danske farvande centreret omkring de store
263 sejlruiter. I indre danske farvande varierer støjen over året på grund af sæson-
264 ændringer i hydrografien og de øvrige fysiske forhold med betydning for stø-
265 jens udbredelse. Grundet de mere stabile forhold i Nordsøen er variationen i
266 støjen mindre der. Den lavfrekvente støj er relativt konstant, eftersom støjen
267 primært stammer fra skibsfarten, som ikke har store udsving. Vurderet ud fra
268 niveauet af vedvarende lavfrekvent støj, er miljøtilstanden for indikatorarter-
269 ne hverken god i Nordsøen eller i de indre danske farvande.

270 **Perspektivering**

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

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

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

Summary

Jens Würgler Hansen, Christian Lønborg & Signe Høgslund

This summary provides an overall picture of the state of the environment and nature in the marine areas in 2023. In addition, causality and developments since the launch of the first aquatic environment action plan in the late 1980s are discussed.

In general

Most parameters in 2023 were on a par with those recorded in recent years. Together, observations from the past ten years show a stagnant development or a decline, especially for parameters in the water column and for benthic plants.

Climatic conditions

It was a relatively warm year in 2023/The year 2023 was a relatively warm year, with air temperatures 0.6 and 0.1 °C higher than the average for the baseline period (1991-2020) and the reference period (2013-2022), respectively. The water temperatures were also higher than the long-term averages, and the bottom water temperature was the next highest recorded, only surpassed by 2020. The high bottom water temperature stimulated the development of the oxygen depletion. The water temperature has increased about 2°C during the past approximately 40 years.

For most of the year, the wind speed was similar as that in the baseline and reference period and higher than in 2022. July, October and December were relatively windy, while the wind conditions were calm in June and September. The wind predominantly came from the southwest during the first three months of the year, followed by shifting wind directions for the rest of the year, where the wind mainly came from the south or south-west. The change in wind direction led to an outflow from the Baltic Sea.

Precipitation was record high in 2023, about 28 % higher than in the baseline and reference period. Thus, precipitation was unusually high in January, July and October, and the precipitation amounts recorded in both January and July were the highest recorded since measurements began in 1874. On the other hand, precipitation was very low in May and June. The heavy precipitation in January and October caused large freshwater runoff in the beginning and at the end of the year. As a result, the runoff for the year as a whole was 25% higher than in the baseline period.

Solar radiation in 2023 was slightly higher than in the baseline period but corresponding to the reference period. Especially April-June and September were very sunny, while July and August were 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).

346 The net outflow from the Kattegat to the Skagerrak in the surface layer is
347 much greater than the total inflow in the entire water column to the Kattegat
348 from the Baltic Sea, including the freshwater input to the inner Danish wa-
349 ters. This difference is due to a large net inflow from the Skagerrak to the
350 Kattegat in the bottom layer, which for the most part mixes into the surface
351 layer during transport down through the inner Danish waters. The mixed
352 water flows back out of the Kattegat as surface water together with the input
353 from the Baltic Sea and the freshwater input. These flows make up the so-
354 called estuarine circulation in the open inner waters. In 2023, the mixing of
355 bottom water meant that the volume of net outflow in the surface layer dur-
356 ing the passage through the inner Danish waters increased almost three
357 times compared with the net outflow from the Baltic Sea

358 The mixing from the bottom layer to the surface layer resulted in an upward
359 transport of nutrients in the water column. This vertical transport from the
360 bottom layer to the surface layer provides a significant input of nutrients to
361 the surface layer, which is important for the growth of phytoplankton and
362 thus the remaining part of the food chain, especially in the open inner wa-
363 ters. In 2023, the size of the vertical water transport during the main growth
364 period of phytoplankton (April-September) was somewhat larger than the
365 average for 2000-2022. The vertical transport was greatest in the Kattegat
366 and the Belt Sea.

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

370 **Concentrations of nutrients**

371 The monthly means of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and total nitrogen
372 (TN) concentrations were relatively low except from the last months of 2023
373 where the runoff from land led to relatively high concentrations, particularly
374 in fjords and coastal waters.

375 The concentrations of dissolved inorganic phosphorus (DIP) were generally
376 low in 2023 in fjords and coastal waters except in April-June, presumably
377 due to a DIP surplus caused by nitrogen limitation of algae growth during
378 that period. In surface waters in the open inner waters, DIP was relatively
379 high, especially in autumn due to impact from the Baltic Sea. Total phospho-
380 rus (TP) concentrations were low except in April-June in both fjords and
381 coastal waters and in the last three months of the year in the open inner waters.

382 The concentrations of dissolved silicon (DSi) in fjords and coastal waters fol-
383 lowed in 2023 the usual seasonal pattern, while it varied between relatively
384 high and relatively low concentrations in the open inner waters, mainly due
385 to shifting impacts from the Baltic Sea and the North Sea.

386 The annual means of nitrogen and phosphorus concentrations have de-
387 creased significantly since 1989, reflecting the effects of the aquatic environ-
388 ment programmes and similar activities in neighbouring countries. Howev-
389 er, the nitrogen concentrations have not changed significantly since 2003 and
390 those of phosphorus not since 1998. The annual mean for DIP in 2023 was at
391 the same slightly increased level as in the two preceding years. The relative-
392 ly high level of DIP is mainly due the effect of a change in the method for
393 sample storage.

394 In the Danish part of the North Sea and the Skagerrak, nitrogen and phos-
395 phorus concentrations have declined since the start of monitoring. Over the
396 past several years, the level has been stable; however, TP was at a lower level
397 in 2018-2023.

398 **Phytoplankton and transparency**

399 As in 2022, there was no spring blooming of algae in fjords and coastal wa-
400 ters as algal growth remains high in the eutrophic areas in early summer
401 and increases concurrently with the input of light. In contrast, there was a
402 significant and early spring blooming in the open inner waters. In the last
403 part of the year, from August and onwards, conditions in the water column
404 were poor with high chlorophyll levels and low transparency in fjords and
405 coastal water. Also, the open inner waters were dominated by low transpar-
406 ency and high chlorophyll levels in the last months of the year.

407 In general, algae growth has been declining since 1980, which is due to the
408 reduced input of nutrients. In the last decade, the decline in algae growth
409 has stopped and been replaced by a tendency towards an increase in fjords
410 and coastal waters, although this is not significant. In the period 2012 to
411 2020, the nitrogen input during the algae growth season increased, which
412 may explain the trend of increased algae growth.

413 In the past decade, the concentration of chlorophyll increased in both fjords
414 and coastal waters and in open inner waters, and in recent years it has been
415 on a par with the concentration in the 1990s. Algal growth has not shown a
416 comparable increase, and the tendency appearing from recent years' data can be
417 interpreted as changes in the marine food chains, requiring detailed analysis.

418 In the past approximately ten years, transparency has decreased in both
419 fjords and coastal waters, and a similar development is now seen in the open
420 inner waters where 2023 is the fifth year with reduced transparency.

421 Seen over the entire period from 1989 to 2023, the development of the water
422 column is positive, and this tendency continues, but only for algae growth in
423 the open inner waters. Within the last decade the trends of algal growth in
424 fjords and coastal waters, water transparency and chlorophyll concentra-
425 tions have reversed and show a stagnating or deteriorating environmental
426 status of the water column, in both the coastal and in the open waters.

427 **Oxygen conditions**

428 Oxygen depletion in 2023 generally started as early as in 2021, but later than
429 in 2020. In September, oxygen depletion was widespread and intense in the
430 normal oxygen depletion areas; besides that, there were large areas with ox-
431 ygen depletion in the Kattegat for the first time in many years.

432 The earlier start of oxygen depletion in 2023 compared with 2021 is due to a
433 combination of several factors, including a large input of nutrients in the be-
434 ginning of the year, modest replacement of bottom water in spring and high
435 bottom water temperature at the beginning of the year. Oxygen depletion
436 was relatively widespread from mid-June, but cool weather and strong
437 winds in July and the first week of August reduced the development of oxy-
438 gen depletion. Weak winds and high bottom water temperatures from mid-
439 August increased the extent and intensity of oxygen depletion, which
440 peaked in mid-September. Strong winds in the middle of September and the

441 first half of October significantly reduced the extent and intensity of oxygen
442 depletion. A subsequent period with weak winds and relatively high bottom
443 water temperatures again stimulated the development of oxygen depletion
444 until strong winds in mid-November reduced the extent of oxygen depletion
445 to a few smaller areas.

446 In 2023, the oxygen depletion in Danish waters was particularly widespread
447 and intense in Limfjorden, Haderslev Fjord, Mariager Fjord, Knebel Vig,
448 southern Little Belt, the southeast Jutland fjords, the South Funen Archipel-
449 ago and the Fehmarn Belt. In several areas, the water at the bottom became
450 anoxic, which meant that in some areas toxic hydrogen sulphide was re-
451 leased from the sediment, and in a few places dead benthic animals and fish
452 were observed.

453 The extent of oxygen depletion in September was the next largest recorded,
454 only surpassed by 2002. Almost a fourth of the oxygen-depleted area was af-
455 fected by severe oxygen depletion. The extent of oxygen depletion in Sep-
456 tember has been increasing significantly since 2010. This shows that oxygen
457 depletion still can develop markedly in large areas and that the inner Danish
458 waters are vulnerable to eutrophication and climate change.

459 The oxygen content in the bottom water in Danish waters is lower than it
460 was 40- 50 years ago. However, in fjords and coastal waters, the oxygen con-
461 tent has remained relatively stable for a number of years, while the devel-
462 opment in the open inner waters has been somewhat more variable. In 2023,
463 the oxygen content was similar to the average for the past 15-30 years. The
464 development of the oxygen content in bottom water is characterised by large
465 regional differences.

466 **Benthic plants**

467 Since 1989, the maximum depth limit of eelgrass has declined significantly in
468 the inner fjords, outer fjords, and in Limfjorden, but remains unchanged in
469 coastal waters. In the same period, there is also a tendency for the eelgrass to
470 cover a smaller part of the bottom along the transects studied. During the
471 same period, the depth limit for the main distribution has increased in the
472 coastal waters, while declining in the inner fjords and remaining unchanged
473 in other waters.

474 Over the past ten years, the maximum depth limit of eelgrass has moved to a
475 significantly lower water depth in coastal waters and Limfjorden, while
476 there has been no significant development in inner and outer fjords. In the
477 same period, the depth of the main distribution has decreased in Limfjorden
478 but remains unchanged in all other waters. In 2023, the main tendency was
479 reduced compared to 2022.

480 The cumulative macroalgae cover has increased in the monitoring period
481 (1990-2023) on stone reefs, coastal waters, inner and outer fjords, while it has
482 decreased in Limfjorden. Over the past ten years (2013-2022), development
483 has stagnated in all types of waters but was variable from 2022 to 2023.

484 In 2023, the coverage rate of macroalgae on stone reefs was good for four of
485 the studied stone reefs in Natura 2000 areas in the Kattegat and less good for
486 the two other reefs.

Benthic fauna

The diversity of benthic fauna communities shows that in 2023, benthic fauna was in a rather poor condition in five out of the 30 coastal sampling areas in the inner Danish waters. In four of the areas, Stege Bugt, Øresund Nord, Endelave and Lillebælt Bredning, the condition of the benthic fauna was generally good with a relatively high species richness and absence of pollution-tolerant species.

In the open parts of the inner Danish waters, the development showed that a decline had occurred in species diversity and density at the stations located at deep mud bottoms in the period 2018 until 2023.

In the North Sea the status of the benthic fauna has remained relatively unchanged since sampling was resumed in 2015. Here, the status of the benthic fauna is generally poorer than on comparable bottom types in the Kattegat. In some areas of Skagerrak, the benthic fauna is also in poor condition and on a par with that in, for example, the Arkona Basin in the western Baltic Sea.

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 9,250 seals were counted at the resting places in 2023, which does not include the seals that are at sea during the count. Since 2014, the number of harbour seals in Denmark has decreased due to declines in the Wadden Sea and the Kattegat populations, while the number has stagnated in Limfjorden since 2002. This suggests that the 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. However, in the south-western Baltic Sea the population is still increasing.

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 occurs at localities in the Kattegat, the Baltic Sea, the Wadden Sea and in the western part of Limfjorden. The number of grey seals has been increasing over the past ten years, mainly due to an increase in populations in the Baltic Sea. It is expected that the general increase in the number of grey seals will continue in the years to come.

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

Underwater noise

Impulse noise in Danish waters varies greatly from year to year, which can be due to both a genuinely varying level of activity but also a varying level of reporting. Seismic surveys with airguns were the dominant reported source of impulse noise from 2016-2021. The environmental condition assessed based on impulse noise is not good for any of the four indicator species (harbour porpoise, harbour seal, grey seal and cod).

533 Human-made continuous low-frequency noise mainly comes from shipping.
534 There are generally high noise levels in Danish waters centered around ma-
535 jor shipping routes. In the inner Danish waters, noise varies throughout the
536 year due to seasonal changes in hydrography and other physical conditions
537 affecting noise propagation. Due to the more stable conditions in the North
538 Sea, noise variation is less there. The low-frequency noise is relatively con-
539 stant, as it primarily comes from shipping, which does not exhibit large fluc-
540 tuations. Based on the level of continuous low-frequency noise, the envi-
541 ronmental condition for the indicator species is not good in either the North
542 Sea or the inner Danish waters.

543 **Perspectives**

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

551 The state of the environment is determined by complex interactions between
552 various factors, of which nutrients are only one. Intensive fishing can, for
553 example, affect the size distribution and dominance of fish species and thus
554 the composition of phytoplankton, just as the physical disturbance of the
555 seabed when fishing with bottom trawls affects the structure, function and
556 biodiversity of the seabed and increases oxygen consumption. The presence
557 of nonindigenous species impacts the species composition and thus the food
558 chains. Environmentally hazardous substances can also have a negative ef-
559 fect on biological parameters. Climate change is also affecting the marine
560 environment, among other things in the form of increasing temperatures,
561 which, for example, reduces the oxygen content in the water and thus in-
562 creases the risk of oxygen depletion and causes release of nutrients from the
563 seabed. Last, but not least, fundamental structural changes (e.g. bottom con-
564 ditions, transparency and species composition) in the ecosystem as a result
565 of long-lasting eutrophication have contributed to the delayed response to
566 the reduced nutrient input.

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

579

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 fra land. 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 til reduktion af tilførslen af næringsstoffer – herunder etablering af randzoner langs vandløb. I 2015 blev der indgået en ny politisk aftale, Fødevare- og Landbrugspakken, om miljøregulering af landbruget, som tillod øget brug af gødning under forudsætning af etablering af flere vådområder og efterafgrøder for at kompensere for den øgede tilførsel af næringsstoffer. 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 (perioderne 2009-2015, 2015-2021, 2021-2027) som følge af vandrammedirektivet og i havstrategierne (perioderne 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 vandområdeplanerne (SYKE, NILU, IOW, BNI & Deltares 2017, *Herman m.fl. 2023*).

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 målehypigheden 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,

627 NOVANA 2017-2021 med 2022 som overgangsåret, som også var målrettet
628 behovene i forhold til både vandramme-, havstrategi- og Habitatdirektivet.
629 Ændringerne i de sidste to programperioder har bl.a. betydet, at overvåg-
630 ningens geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfre-
631 kvens og antallet af tidsserier. Ændringerne skulle sikre, at data fra over-
632 vågningen kan anvendes til at beskrive udviklingen i tilstanden på vandom-
633 rådeniveau og inden for udvalgte naturtyper. Seneste tiltag er 1) havstrate-
634 gidirektivets overvågningsprogram for 2021-2026 omfattende nye overvåg-
635 ningsparametre bl.a. undervandsstøj, marint affald og ikke-hjemmehørende
636 arter, og 2) en ny version af det nationale overvågningsprogram NOVANA
637 (2023-2027) med en udvidet dækning af marine naturtyper og arter.

638 1.1 Formålet med overvågningen

639 NOVANA-programmets overordnede formål er at følge udvikling, tilstand
640 og påvirkninger af vandmiljøet og den tørre natur.

641 Overvågningen af havmiljøet gennemføres for at:

- 642 • opfylde Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning og national
643 lovgivning om overvågning af natur, vandmiljø og luftkvalitet.
- 644 • dokumentere effekter og målopfyldelse af nationale handleplaner for
645 vandmiljø og natur, herunder vand- og naturplaner efter miljømålsloven
646 og bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, tiltag på landbrugsområ-
647 det samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.
- 648 • opfylde Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventio-
649 ner om natur og miljø.
- 650 • bidrage med viden om årsagssammenhænge i havmiljøet.

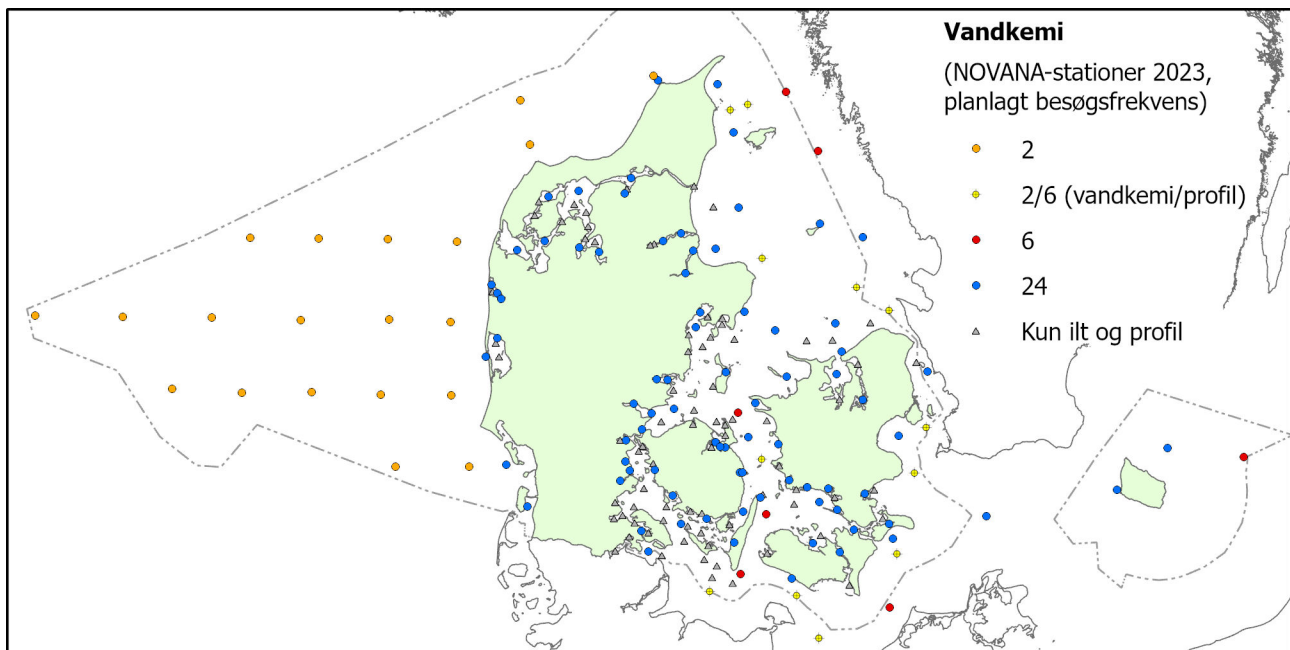
651 Overvågningen leverer datagrundlaget til at:

- 652 • beskrive den kvantitative udvikling i en række vigtige fysiske, kemiske
653 og biologiske variable.
- 654 • belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og biolo-
655 giske effekter og redegøre for betydningen af variationer i klima og
656 sammensætningen af det biologiske samfund.
- 657 • give aktuel information om udbredelse og intensitet af iltsvind.
- 658 • beskrive langsigtede ændringer i miljøet affødt af menneskelige aktiviteter.
- 659 • etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer
660 af nogle miljøfarlige stoffer i sediment og biota i udvalgte kystvande.

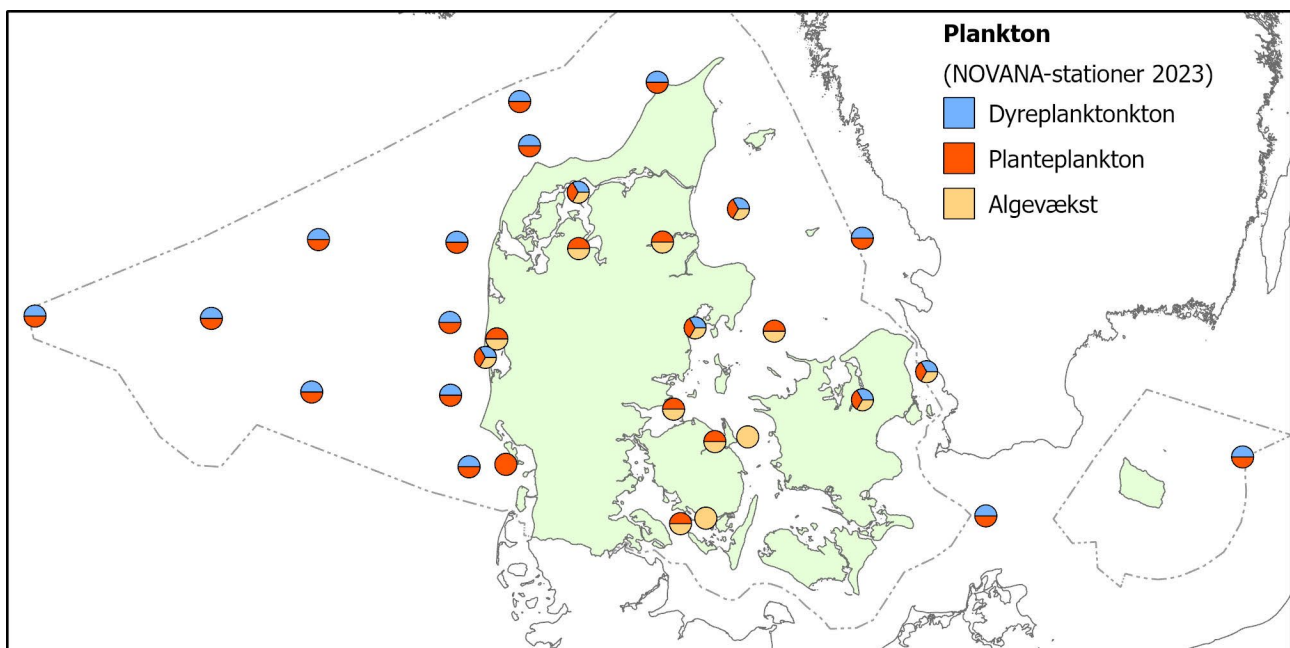
661 1.2 Områder og prøvetagningsprogram

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

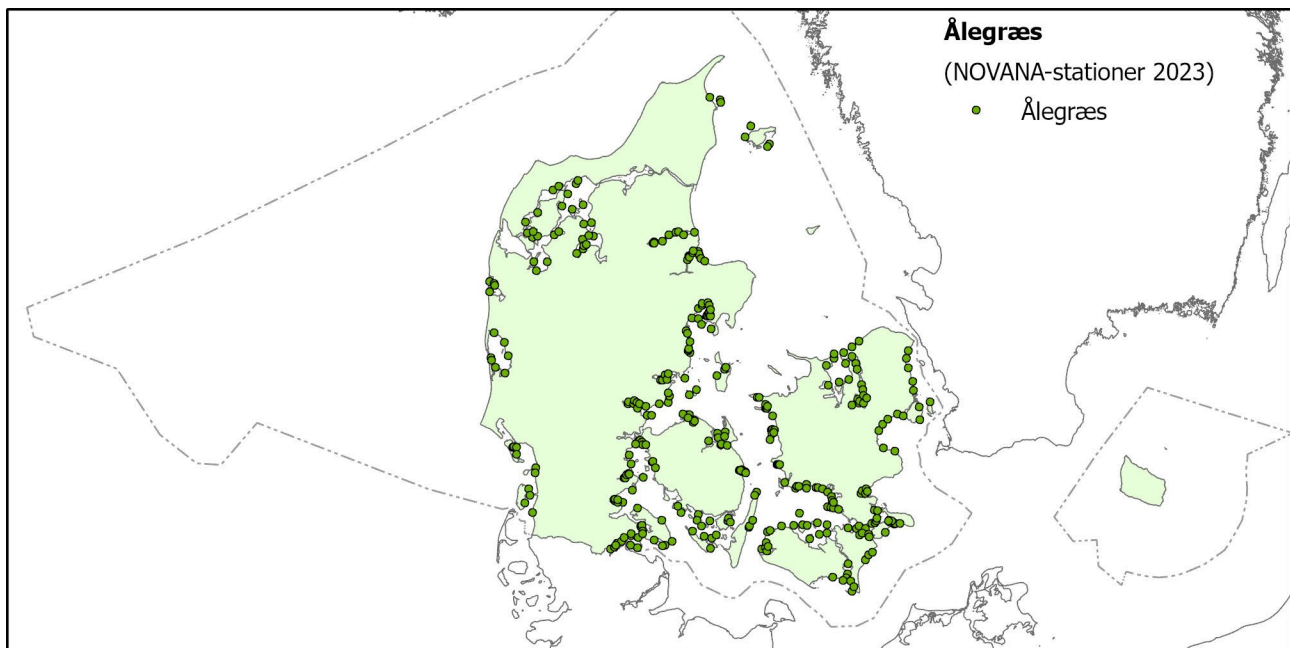
666 Overvågningen har fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske
667 og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3)
668 kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.5* viser for forskellige
669 parametre placeringen af de NOVANA-stationer, hvor der foreligger data i
670 2023. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata for
671 disse parametre, indgår som grundlag for denne rapport. I rapporten omta-
672 les også overvågning af havpattedyr, og den geografiske fordeling af denne
673 overvågning er beskrevet i kapitlet om havpattedyr.



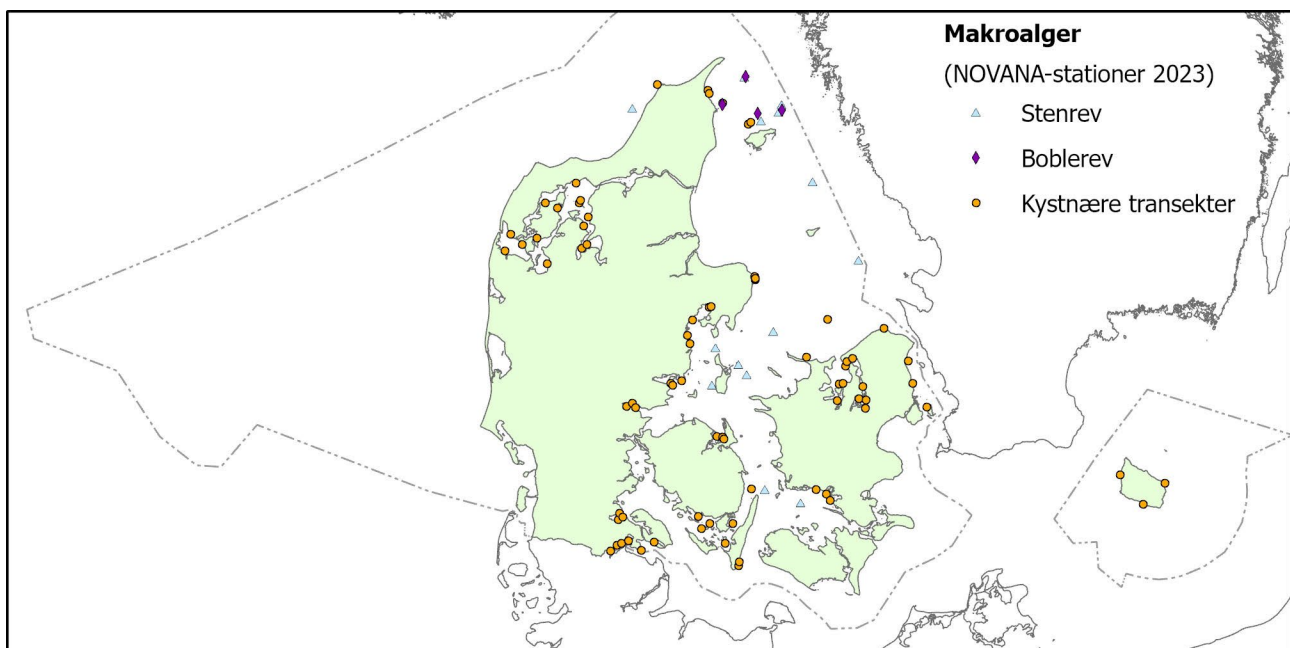
Figur 1.1. NOVANA-stationer besøgt i 2023 for måling af vandkemi herunder klorofyl a, sigtdybde samt profiler af saltholdighed, temperatur, fluorescens og ilt. Den planlagte overvågningsfrekvens er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm varetages i et samarbejde med nabolandene (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 vandkemi-stationerne efter farvandstyper.



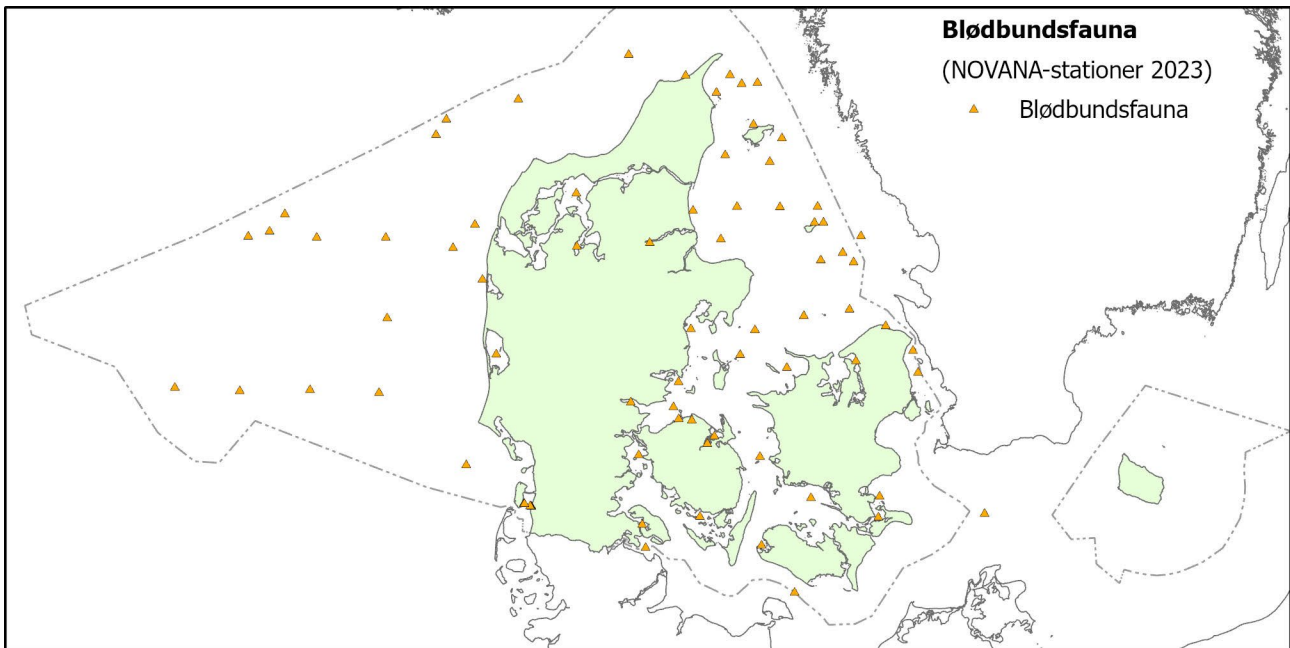
Figur 1.2. NOVANA-stationer besøgt i 2023 for undersøgelse af algevækst, planteplankton og dyreplankton. Plankton overvåges 20 gange årligt undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges seks gange årligt, og de ti åbenvandsstationer i Nordsøen, som overvåges to gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.3. NOVANA-stationer besøgt i 2023 for undersøgelse af ålegræs. Ålegræs overvåges en gang årligt i perioden juni-september. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.4. NOVANA-stationer besøgt i 2023 for undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev. 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 besøgt i 2023 for undersøgelse af bundfauna. 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).

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 samt 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, pga. geografisk og tidslig variation i omfanget og karakteren af presfaktorerne, og 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 vandsøjens planteplankton, hvilket gør vandet mere uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden, hvorfor ålegræs og andre planter som 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 giver en reduceret udbredelse af planterne mindre kystbeskyttelse og øger forstyrrelsen af bunden. 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.

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

740 Fiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og
741 skaldyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og
742 energitransport i fødenettet. Fiskeri med bundtrawl medfører desuden en
743 fysisk forstyrrelse af havbunden, hvilket ændrer havbundens struktur, øger
744 iltforbruget og påvirker de bundlevende organismer negativt. Fiskeri kan
745 derved indirekte påvirke havmiljøets følsomhed over for andre presfaktorer
746 såsom næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

747 Tilførsler af miljøfarlige stoffer kan også have markant indflydelse på økosy-
748 stemets struktur og funktion. Nogle af disse stoffer påvirker følsomme orga-
749 nismers reproduktion, vækst og adfærd og dermed deres overlevelsessevne. I
750 et antal kystnære områder og åbne farvande forekommer forhøjede niveauer
751 af en række metaller og organiske forbindelser, som kan udgøre en potentiel
752 risiko for havmiljøet.

753 Klimaforandringer er endnu en faktor, som påvirker havmiljøet. De menne-
754 skeskabte klimaforandringer kan virke direkte, fx i form af stigende tempera-
755 tur, men kan også virke indirekte ved at gøre økosystemer mere sårbare over
756 for andre presfaktorer såsom iltsvind og indvandring af nye arter. Samspillet
757 mellem de direkte og indirekte effekter af klimaforandringer fører til forstyr-
758 relser i de naturlige forhold, som fx kan påvirke fødekædernes struktur.

759 De mange forskellige faktorer påvirker hinanden, og de samlede (kumulative)
760 effekter er svære at kvantificere. Det vanskeliggør fortolkningen af årsagerne
761 til udviklingen i økosystemerne og gør det sværere at forudsige økosyste-
762 mernes 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.



Isefjorden ved Munkholmbroen på en varm forårsdag d. 13. maj 2023. Foto: Jacob Carstensen.

2.1 Metoder og datagrundlag

Vejrforholdene i Danmark i 2023 beskrives i denne rapport ved brug af arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts (DMI) vejrarkiv ([Vejrarkiv \(dmi.dk\)](https://vejrarkiv.dmi.dk)) 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 forudgående år, 2013-2022). Derudover er der anvendt data for vind og total lysindstråling målt ved Sprogø (1977-1997) (Sund og Bælt Holding), Risø (1995-2023, Institut for Vindenergi, Danmarks Tekniske Universitet (DTU)), H.C. Ørsted Institutet i København (1993-2021, HCØ), Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000) og 12 DMI kyststationer spredt over hele landet (1989-2023). 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*). Årstidsvariationen i 2023 sammenstilles med langtidsmidlerne givet ved normalperioden (1991-2020) og den seneste tiårs referenceperiode (2013-2022).

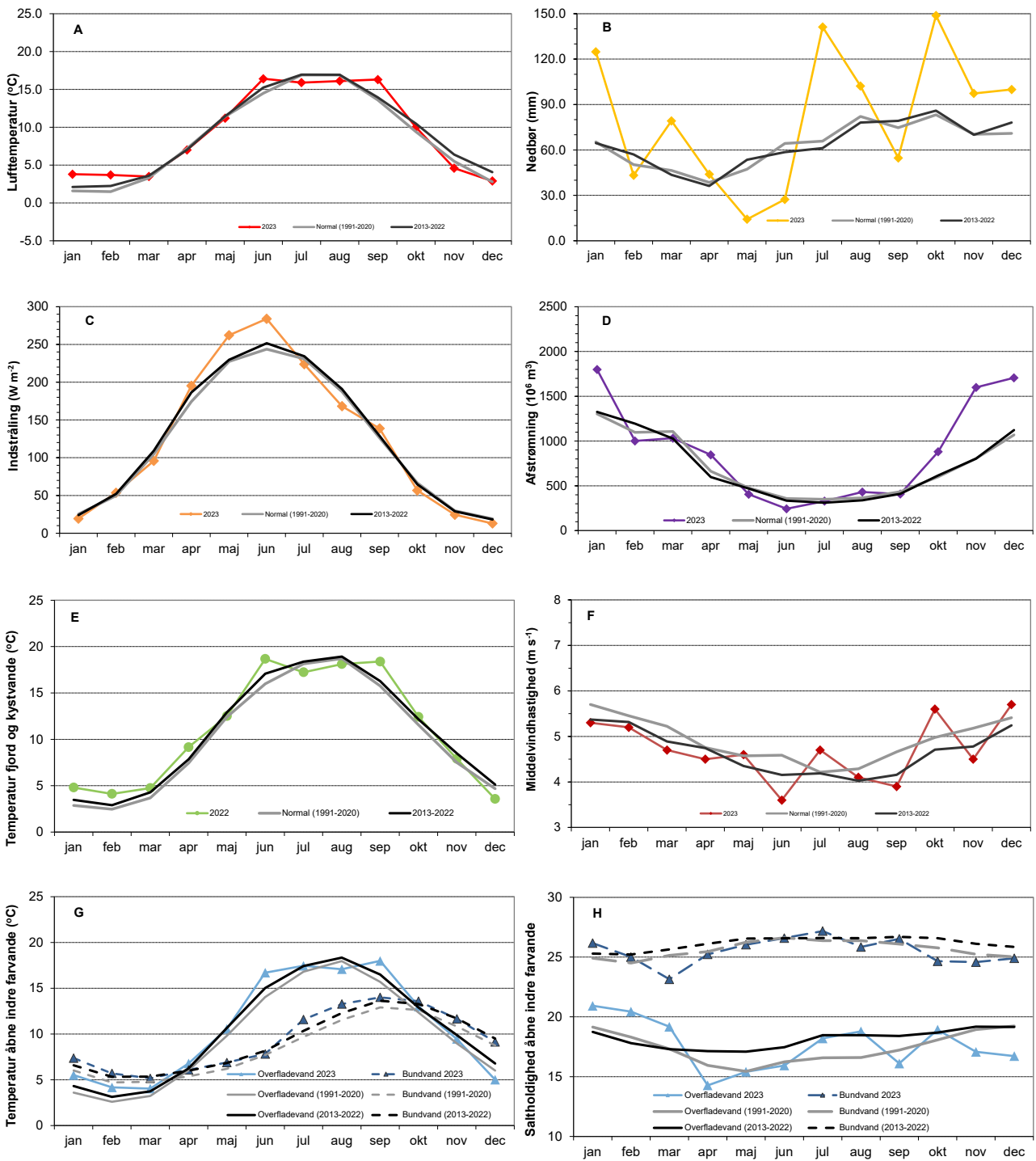
2.2 Sæsonvariation i 2023

Vinter (januar - februar)

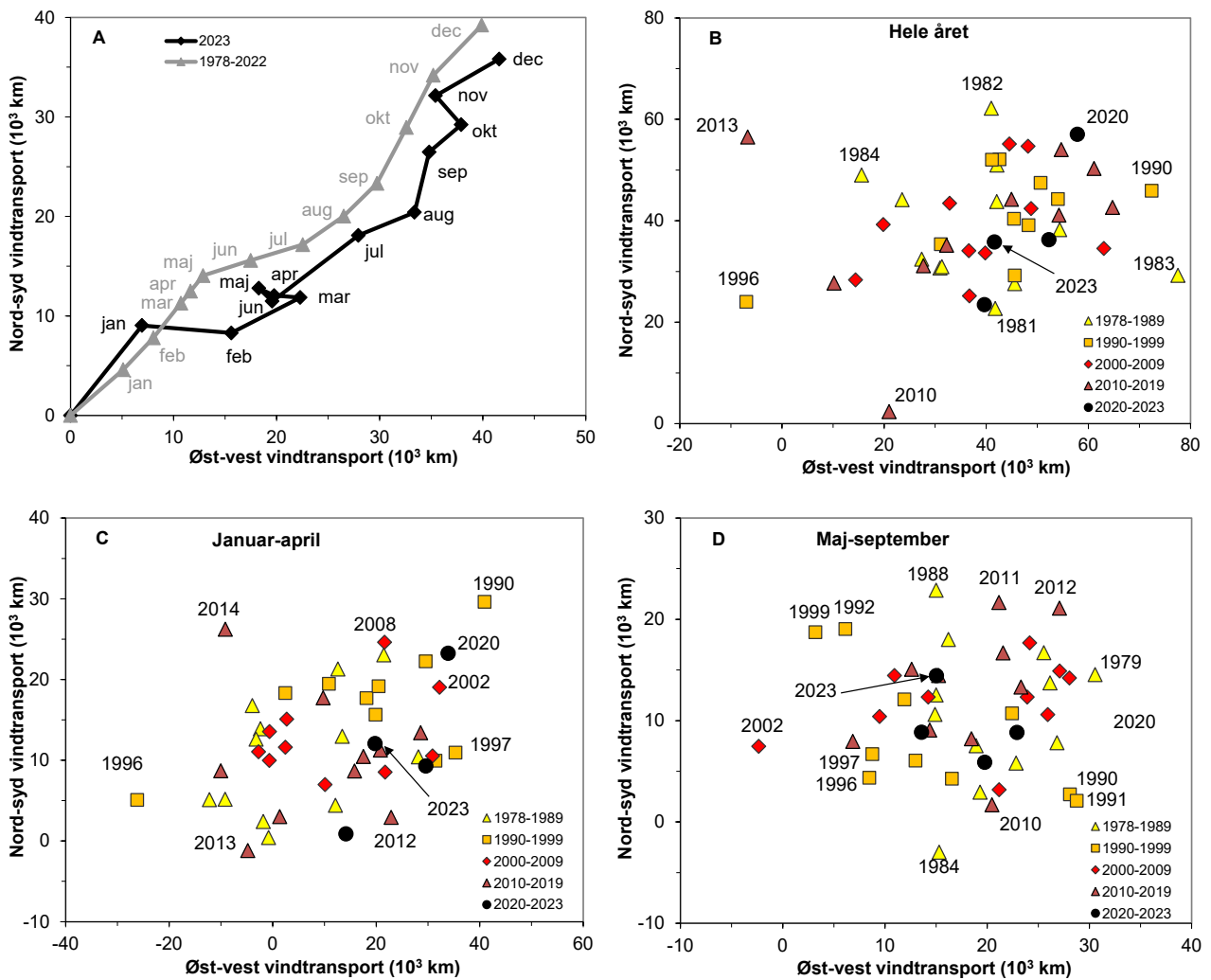
De to vintermåneder var milde med en gennemsnitlig lufttemperatur på 3,8 °C, hvilket er 2,2 °C varmere end i normalperioden og 1,6 °C varmere end referenceperioden (figur 2.1). Gennemsnitstemperaturen var ens de to måneder, hvorimod der næsten faldt tre gange mere nedbør i januar (125 mm) end i februar (43 mm). I januar var nedbørsmængden omtrent dobbelt så stor som i normal- og referenceperioden og er den vådeste januar, siden de landsdækkende målinger startede i 1874. Antallet af soltimer (data ikke vist) og indstrålingen var normale for begge vintermåneder. Den store nedbørsmængde i januar medførte en stor afstrømning (43 % over normalen), hvorimod afstrømningen i februar var lidt under normalen. Samlet set var vinterafstrømningen 21 % over normalen. Middelvindhastigheden var lidt under niveauet for normalperioden og noget under niveauet for referenceperioden. Vinden kom hovedsageligt fra sydvest i januar og skiftede til vest i februar, og vinden kom stort set udelukkende fra disse retninger for alle vinterdage (figur 2.2). Disse vindforhold fremmer normalt indstrømningen fra Nordsøen til de indre danske farvande (se omtale nedenfor og kapitel 4).

Temperaturen i fjorde og kystvande var med en gennemsnitstemperatur på 4,5 °C omkring 1,3 °C varmere end i referenceperioden og 1,8 °C varmere end i normalperioden (figur 2.1). Overfladevandet i de åbne indre farvande var med en gennemsnitstemperatur på 4,8 °C henholdsvis 1,7 og 1,1 °C varmere end i normalperioden og referenceperioden. Bundvandet havde en gennemsnitstemperatur på 6,5 °C, hvilket var henholdsvis 1,2 og 0,6 °C varmere end i normal- og referenceperioden.

Saltholdigheden i overfladevandet i de åbne indre farvande var højere end normalt, hvilket skyldes forøget indstrømning af vand fra Nordsøen. Saltholdigheden i bundvandet var også noget højere i januar, men på niveau med normalperioden i februar. Der var en lidt større forskel i saltholdighed mellem overflade- og bundlag i januar end februar, og springlaget lå dybere og var mere eroderet (data ikke vist).



Figur 2.1. Årsvariation i 2023 sammenholdt med normalperioden (1991-2020) og seneste referenceperiode (2013-2022) 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).



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 2023 måned for måned sammenholdt med tidligere år (1978-2022), 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.

839

Forår (marts - maj)

840

841

842

843

844

845

846

847

848

849

850

851

852

853

854

855

I forårmånederne fulgte lufttemperaturen det forventede mønster i forhold til normalperioden og referenceperioden med temperaturer stigende fra 3,5 °C i marts til 7,0 °C i april og 11,2 °C i maj (figur 2.1). Middeltemperaturen for alle tre måneder (7,2 °C) var ikke væsentlig forskellig fra hverken normalperioden (7,3 °C) eller referenceperioden (7,4 °C). Indstråling og antal soltimer (data ikke vist) afveg ikke væsentligt fra normal- eller referenceperioden i marts og april, hvorimod maj var meget solrig med 15 % højere indstråling end normalt. Det solrige vejr i maj faldt sammen med en usædvanlig tør periode, idet der i maj kun faldt 14 mm mod normalt 47 mm. Derimod var marts forholdsvis våd (79 mm), mens mængden af nedbør i april var normal. Samlet var nedbørsmængden i foråret på niveau med normal- og referenceperioden. Afstrømningen viste mindre udsving end nedbøren og fulgte stort set normalen i de tre forårmåned. En stor del af nedbøren i marts faldt i anden halvdel af måneden og påvirkede derfor i større udstrækning afstrømningen i april. Ferskvandsafstrømningen var henholdsvis 6 % og 8 % højere end i normal- og referenceperioden. Vinden var lidt under normalperioden

856 i forårs månederne (5 % lavere), hovedsageligt på grund af svagere vinde i
857 marts og april. I marts kom vinden hovedsageligt fra sydvest, hvorimod
858 skiftende vindretninger prægede april og maj (figur 2.2).

859 Temperaturen i fjorde og kystvande fulgte den forventede forårsopvarmning i
860 forhold til normal- og referenceperioden, dog med lidt højere temperaturer i
861 marts og april. Overfladevandet i de åbne indre farvande var 0,8 °C varmere
862 end normalen og 0,2 °C varmere end referenceperioden. Temperaturen i bund-
863 vandet var 0,6 °C varmere end normalen og fulgte også det forventede mønster
864 med gradvis opvarmning hen over de tre forårs måneder.

865 Saltholdigheden i overfladevandet i de åbne indre farvande var fortsat høj i
866 marts, grundet dominerende vinde fra sydvest, og forskellen i saltholdighed
867 mellem overflade- og bundvand var minimal. Konstante vinde fra sydvest og
868 vest i årets første tre måneder har formentlig resulteret i et større 'vandover-
869 skud' i Østersøen. Skiftende vindretninger i april resulterede i en kraftig ud-
870 strømning af Østersøvand med meget lav saltholdighed i et relativt tyndt over-
871 fladelag og ligeledes i en meget stærk lagdeling. I maj måned var de normale
872 mønstre for saltholdighed og lagdeling genetableret.

873 Sommer (juni - august)

874 Temperaturen i sommeren 2023 var som gennemsnit på niveau med normalpe-
875 rioden og lidt lavere end referenceperioden. Juni var relativt varm (16,4 °C),
876 hvorimod juli og august var køligere (~16 °C) end juni såvel som normal- og re-
877 ferenceperioden (figur 2.1). Juni var meget tør med under halvdelen af den nor-
878 male nedbør, hvorimod især juli, men også august, var meget våd. Nedbørs-
879 mængden i juli var den største registreret for denne måned, siden de landsdæk-
880 kende målinger startede i 1874. Samlet faldt der 271 mm regn i de tre sommer-
881 måneder mod henholdsvis 212 og 198 mm i normal- og referenceperioden, hvil-
882 ket er ca. 30 % mere nedbør. Juni var desuden meget solrig med mange soltimer
883 (data ikke vist) og høj indstråling, hvorimod juli og især august var solfattige
884 med relativt lav indstråling. De store nedbørsmængder i juli og august medførte
885 kun en mindre stigning i afstrømningen, og samlet var afstrømningen på niveau
886 med normal- og referenceperioden. Foruden at være varm og tør, så var juni og-
887 så vindstille med en middel vindhastighed på 3,9 m s⁻¹. Derimod var juli og før-
888 ste uge af august forholdsvis blæsende, hvorefter det blev forholdsvis vindstille
889 (se kapitel 6). Vinden i juni var svag fra skiftende retninger, hvorimod vinden i
890 juli og august hovedsageligt kom fra sydvest (figur 2.2).

891 Temperaturerne i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre
892 farvande viste samme tendenser som lufttemperaturen med forholdsvis høje
893 temperaturer i juni (2,7 °C over normalen). Det køligere vejr i juli og august
894 fik temperaturen i fjorde og kystvande til at falde, hvorimod temperaturen i
895 overfladevandet i de åbne indre farvande ikke ændrede sig. Temperaturen i
896 bundvandet var på niveau med normalperioden i juni, men varmere end
897 normalt i juli og august. De højere temperaturer i juli og august skyldes for-
898 mentlig en forsinket effekt af den kraftige opvarmning af overfladevandet i
899 juni og øget opblanding med det varmere overfladevand på grund af mere
900 vind i juli og starten af august. Den kraftigere vind i juli medførte også et
901 tykkere og dybere springlag for juli såvel som august (data ikke vist).

902 Saltholdigheden i overfladen i de åbne indre farvande var forholdsvis lav i
903 juni, hvor der formentlig har været fortsat udstrømning fra Østersøen under
904 de svage vindforhold. Saltholdigheden steg i juli i både overflade- og bund-

905 vand, hvilket skyldes større påvirkning af vand fra Nordsøen med de krafti-
906 ge vinde fra sydvest. I august steg saltholdigheden i overfladevandet yderli-
907 gere, hvorimod den faldt i bundvandet. Dette mønster kunne tyde på øget
908 blanding af overfladevand og bundvand som følge af blæsten og øget advek-
909 tiv transport.

910 **Efterår (september - december)**

911 September var usædvanlig varm med en gennemsnitlig lufttemperatur på 16,1
912 °C, hvilket er omkring 2,5 °C varmere end i normal- og referenceperioden.
913 Det varme vejr fortsatte dog ikke ind i efteråret, og specielt november var
914 noget koldere end normalt (*figur 2.1*). Samlet for efteråret var lufttemperaturen
915 (8,5 °C) noget varmere end i normalperioden (7,8 °C), men lidt koldere end i
916 referenceperioden (8,7 °C). Antallet af soltimer (data ikke vist) og indstrålin-
917 gen aftog hen over efteråret med en solrig september og solfattige måneder
918 resten af året. Et næsten parallelt vejrmønster gjorde sig gældende for ned-
919 børen med en forholdsvis tør september efterfulgt af tre meget våde måne-
920 der, hvor nedbørsmængden i oktober var den femtestørste registreret for
921 denne måned, siden de landsdækkende nedbørsmålinger startede i 1874.
922 Samlet faldt der 401 mm regn i efteråret 2023 mod 299 mm i normalperioden
923 og 313 mm i referenceperioden. De store nedbørsmængder i årets tre sidste
924 måneder resulterede i en stor afstrømning, som var 61 % højere end norma-
925 len og 53 % højere end referencen. Medtages den forholdsvis tørre septem-
926 ber, var afstrømningen i efteråret henholdsvis 58 % og 56 % højere end nor-
927 mal- og referenceperioden. Vindhastigheden var lavere end langtidsmidler-
928 ne i september og november, hvorimod oktober og december var meget me-
929 re blæsende. Samlet havde de fire måneder en middelvind på 4,9 m s⁻¹ mod
930 5,1 m s⁻¹ i normalperioden og 4,7 m s⁻¹ i referenceperioden. Vinden kom ho-
931 vedsgeligt fra sydlige retninger (*figur 2.2*).

932 Temperaturen var omkring 2,5 °C varmere end normalt i september i fjerne
933 og kystvande og overfladevandet i de åbne indre farvande. Derimod var
934 vandtemperaturen på det normale niveau i de to efterfølgende måneder og
935 forholdsvis lav i december (omkring 1 °C lavere end normalen). Ændringerne
936 i vandtemperaturen følger stort set udviklingen i lufttemperaturen. Bund-
937 vandtemperaturen toppede i september (14,0 °C) og faldt gradvist mod de-
938 cember (9,1 °C). Temperaturen i bundvandet fulgte sæsonudviklingen i refe-
939 renceperioden, men var næsten 1 °C varmere end i normalperioden.

940 Saltholdigheden i overfladevandet var i september lavere end i normal- og
941 referenceperioden, hvilket skyldes udstrømmende Østersøvand som følge af
942 vindskift fra sydvest i august til syd i september (*figur 2.2*). Dette medførte
943 også en forstærket lagdeling (data ikke vist). En kraftig storm i starten af ok-
944 tober medførte en større opblanding mellem overflade- og bundvand, såle-
945 des at forskellen i saltholdighed mellem de to vandlag blev kraftigt reduce-
946 ret. Lagdelingen blev dog styrket igen i november og december, hvor salt-
947 holdigheden i overfladevandet faldt, og saltholdigheden i bundvandet for-
948 blev uændret. Dette indikerer en svag udstrømning af Østersøvand i over-
949 fladevandet i årets sidste to måneder. I december var der en meget skarp ad-
950 skillelse af overfladen fra bundvandet med et spring i saltholdighed på mere
951 end ti over et dybdeinterval på kun fem meter (data ikke vist).

Året som helhed

I 2023 var den gennemsnitlige lufttemperatur 9,3 °C, hvilket er 0,6 °C varmere end i normalperioden og 0,1 °C varmere end i referenceperioden. Året var således generelt varmere, især i januar, februar, juni og september. Året sluttede med to forholdsvis kolde måneder.

Indstrålingen var 3 % højere end i normalperioden og på niveau med referenceperioden. April, maj, juni og september var mere solrige, hvorimod marts, juli og august var relativt solfattige.

Der faldt i alt 977 mm regn i 2023, hvilket er ca. 28 % højere end normalperioden (759 mm) og referenceperioden (766 mm). Ifølge DMI var 2023 det vådeste år siden 1874, hvor målingerne begyndte. Sammenholdt med den normale fordeling hen over året var januar, juli og oktober usædvanlig våde med omkring dobbelt så meget nedbør som normalt. Derimod var maj og juni meget tørre med omkring den halve nedbør af i normalperioden.

Afstrømningen i 2023 var henholdsvis 25 % og 22 % højere end i normalperioden og referenceperioden, hvilket er en lidt mindre afvigelse fra langtidsmidlerne end for nedbøren (29 % og 28 %). Der var dog stor forskel på, hvordan nedbørsmængden påvirkede afstrømningen. Afstrømningen i juli og august var normale på trods af usædvanlig høj nedbør, hvilket formentlig skyldes den lave nedbør i de to foregående måneder og deraf tiltagende tørke, som betød, at det meste af nedbøren blev tilbageholdt i jord og planter. Omvendt resulterede vandmættede jorde i årets første og sidste måneder i en relativt stor afstrømning.

Middelvindhastigheden i 2023 (4,7 m s⁻¹) var på niveau med normalperioden (4,9 m s⁻¹) og referenceperioden (4,7 m s⁻¹). Vinden var svag i juni og september, mens det blæste relativt meget i juli og oktober. I årets første tre måneder kom vinden fra sydvest og vest, men skiftede til mere østlige retninger fra april og frem til juni. I juli og august var den dominerende vindretning igen sydvest, inden vinden svingede over til sydlige retninger i årets sidste fire måneder. Vindmønstret med sydvestlige vinde i januar og vestlige vinde i februar har medført en større påvirkning fra Nordsøen og måske også fra Den Jyske Kyststrøm i de indre danske farvande, idet vind fra sydvest vil øge transporten af vand fra Tyske Bugt langs den jyske vestkyst, og vind fra vest vil presse denne vandmasse ind i Kattegat.

Vandet var 0,9 °C varmere end i normalperioden i fjorde og kystvande såvel som overflade- og bundvand i de åbne indre farvande. Forskellene til referenceperioden var omkring 0,3 °C. Temperaturen i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande var især relativt høj i januar, februar, april, juni og september. Derimod var temperaturen forholdsvis lav i juli, august og december. Temperaturen i bundvandet var høj og 1-2 °C varmere end i normalperioden i juli, august og september, hvilket fremmer omsætningen af organisk materiale ved bunden.

995 Saltholdigheden i overfladelaget var meget høj fra januar til og med marts
996 som følge af dominerende vinde fra vest og sydvest, der bevirkede ind-
997 strømning og opblanding af vand fra Nordsøen. Derefter fulgte lavere salt-
998 holdigheder med udstrømmende Østersøvand fra april til og med juni. Salt-
999 holdigheden steg igen, da vinden skiftede tilbage til sydvestlige retninger i
1000 juli og august. Efteråret var mest præget af udstrømmende Østersøvand og
1001 generelt lavere saliniteter, med undtagelse af oktober. Saltholdigheden i
1002 bundvandet fulgte sæsonvariationen for normalperioden igennem det meste
1003 af året, dog med lidt lavere niveauer i marts og oktober.

1004

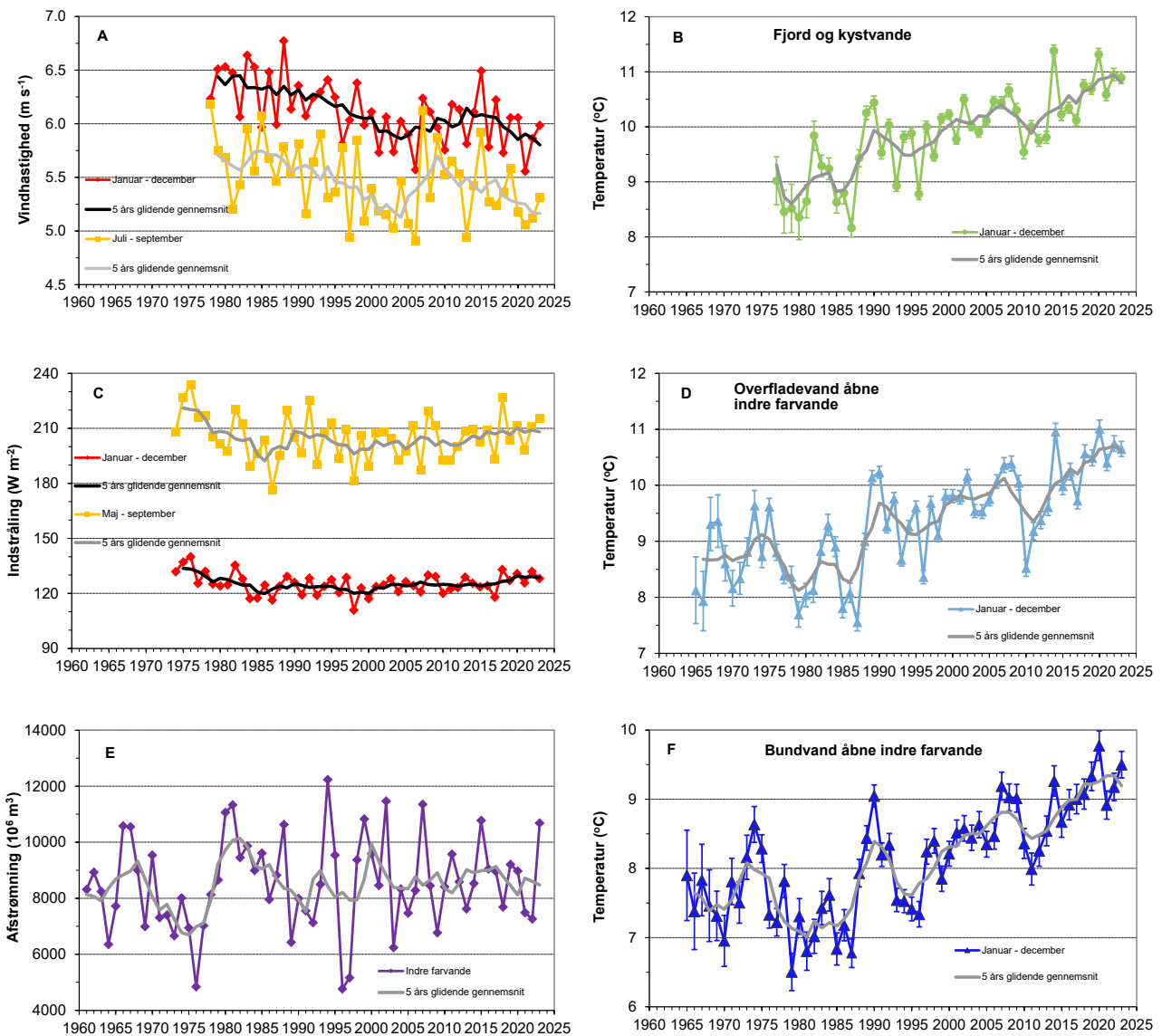
2.3 Langtidsudvikling

1005 Den årlige middelvindhastighed er aftaget fra $6,4 \text{ m s}^{-1}$ i 1980'erne til $6,0 \text{ m s}^{-1}$
1006 siden omkring 2000, og middelvinden i 2023 ($6,0 \text{ m s}^{-1}$) svarede til det gen-
1007 nemsnitlige niveau siden 2000 (figur 2.3A). Den årlige middelvindhastighed
1008 har generelt været aftagende i de seneste godt ti år. Middelvindhastigheden
1009 for juli-september ($5,3 \text{ m s}^{-1}$) var lidt højere end i de seneste tre år, men på
1010 niveau med de seneste ti år. Vindhastigheden i sommerperioden er aftaget i
1011 løbet af de seneste 15 år. De roligere vindforhold i løbet af sommeren har
1012 formodentlig medført en ringere opblanding af vandsøjlen i de lavvandede
1013 områder og reduceret den horisontale transport af bundvand gennem de
1014 åbne indre farvande, hvilket har medvirket til den øgede udbredelse af ilt-
1015 svind i samme periode (kapitel 6).

1016 Selvom vinden generelt har været faldende siden 1980'erne, er der ingen in-
1017 dikationer på, at vindretningen generelt har ændret sig. Den dominerende
1018 vindretning er oftest fra sydvest, og 2023 fulgte i stor udstrækning dette ge-
1019 nerelle mønster (figur 2.2A & B). Vindtransporten først på året var også
1020 overordnet fra sydvest, omend den varierede en del mellem månederne (fi-
1021 gur 2.2A & C). Vindtransporten i maj-september, som har betydning for
1022 transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande og der-
1023 med udviklingen af iltsvind, var gennemsnitlig (figur 2.2D), selvom maj og
1024 juni havde lav vindtransport i modsætning til juli og august, hvor der var en
1025 kraftig vindtransport fra sydvest (figur 2.2A).

1026 Solindstrålingen i 2023 afveg ikke væsentlig fra et gennemsnitsår (figur 2.3C),
1027 selvom der var store variationer mellem månederne (figur 2.1C). For maj-
1028 september var solindstrålingen i 2023 den næsthøjeste siden 2008, hvilket i høj
1029 grad skyldes masser af sol i maj og juni. Indstrålingen for året som helhed og
1030 i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfatti-
1031 ge 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen og har nu omtrent nået det
1032 samme niveau som i 1970'erne.

1033 Ferskvandsafstrømningen fra det åbne land til de åbne indre farvande har og-
1034 så udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier. I 1960'erne var
1035 middelaflstrømningen ca. 8.500 mio. m^3 om året, som faldt til ca. 7.500 mio. m^3
1036 i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til ca. 9.400 mio. m^3 i
1037 de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været omkring
1038 8.600 mio. m^3 med en svagt stigende tendens, om end det karakteristiske ved
1039 perioden siden 1990'erne er de store variationer mellem årene, som var mest
1040 udpræget i 1990'erne. Afstrømningen i 2023 (10.683 mio. m^3) var høj, men for
1041 årene siden 2000 overgået af 2002, 2007 og 2015.



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).

1042
1043
1044
1045
1046
1047
1048
1049
1050
1051
1052

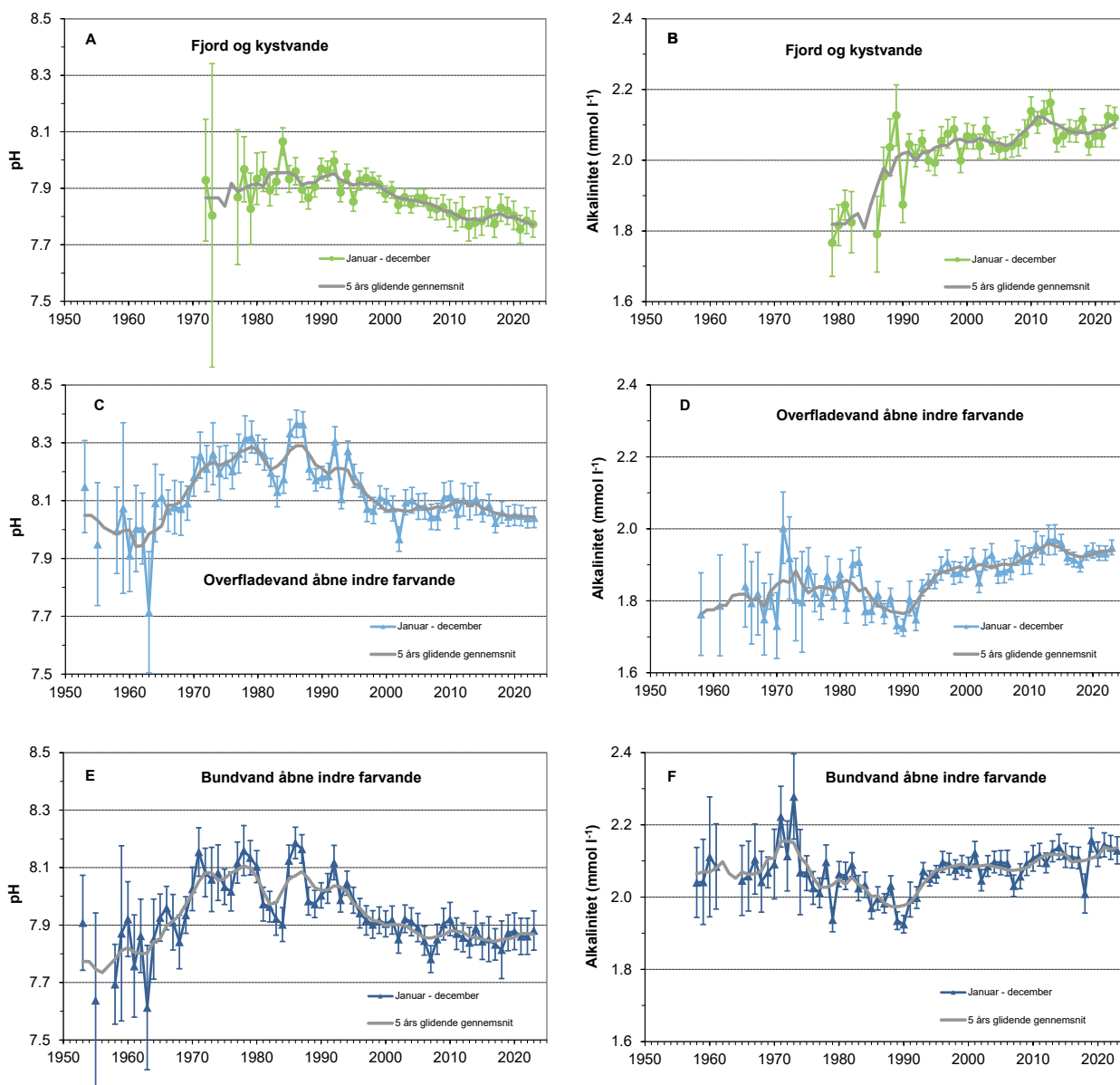
Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år (figur 2.3B, D & F). I 2023 var temperaturen den fjerdehøjeste registreret for fjorde og kystvande såvel som overfladevand i de åbne indre farvande, kun overgået af 2014, 2020 og 2022. De seneste godt ti år har der været en markant stigning i temperaturen i fjorde og kystvande såvel som i de åbne indre farvande, både i overfladevandet og bundvandet. Bundvandstemperaturen i 2023 var den næsthøjeste registreret og kun 0,3 °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. Den stigende temperatur stimulerer udviklingen af iltsvind (kapitel 6).

1053
1054
1055
1056

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (figur 2.4, se også Duarte m.fl. 2013). Den forøgede primærproduktion som følge af eutrofieringen har medført et større forbrug af CO₂ og en stigning i pH frem til 1980'erne (figur 2.4A,

1057
1058
1059
1060
1061
1062
1063
1064
1065
1066
1067
1068

C & E). Efterfølgende er pH faldet ca. 0,1 i fjorde og kystvande og ca. 0,2 i de åbne indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO_2 i atmosfæren og faldende tilførsler af næringsstoffer fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen. Faldet i pH er større end forventet fra den stigende mængde CO_2 i atmosfæren (Doney 2010), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO_2 i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer. Siden 2000 i de åbne indre farvande og siden 2010 i fjorde og kystvande er faldet i pH blevet mindre, hvilket kan indikere en stabilisering mellem respiration og produktion.



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.

1069
1070
1071
1072

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

1073
1074
1075
1076

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.

1077

2.4 Sammenfatning

1078
1079
1080
1081
1082
1083
1084
1085
1086
1087
1088
1089
1090
1091
1092
1093
1094
1095
1096
1097
1098
1099
1100
1101
1102
1103
1104
1105
1106
1107
1108
1109
1110
1111
1112
1113
1114
1115
1116
1117
1118
1119
1120
1121
1122
1123

- I 2023 var lufttemperaturen 0,6 °C varmere end i normalperioden (1991-2020) og 0,1 °C varmere end i referenceperioden (2013-2022). Året var således forholdsvis varmt, hvor specielt januar, februar, juni og september bidrog med høje temperaturer.
- Middelvindhastigheden i 2023 var på niveau med både normal- og referenceperioden. Der var relativt meget vind i juli, oktober og december, hvorimod juni og september var meget vindsvage. Vinden kom fra sydvest og vest i årets første tre måneder, hvilket kan have forstærket Den Jyske Kyststrøm og resulteret i en indstrømning fra Nordsøen til de åbne indre farvande. De følgende tre måneder var karakteriseret af svagere vinde fra skiftende retninger. Juli og august havde kraftigere vinde fra sydvest, hvilket øgede opblandingen mellem overflade- og bundvand, inden vinden skiftede til syd resten af året. Lavere saltholdighed i overfladevandet i april-juni, september, november og december indikerer udstrømning fra Østersøen.
- Nedbørsmængden i 2023 var rekordhøj og omkring 28 % højere end normalen og referenceperioden. Januar, juli og oktober var specielt våde, hvorimod maj og juni var tørre.
- Afstrømningen fra land var højere end normalt i januar og oktober-december, hvorimod afstrømningen fulgte normalen i de andre måneder. For hele 2023 var afstrømningen 25 % og 22 % højere end henholdsvis i normal- og referenceperioden.
- Indstrålingen i 2023 var lidt højere end i normalperioden og på niveau med referenceperioden. Specielt april-juni og september var meget solrige. Derimod var juli og august solfattige.
- Vandtemperaturen i 2023 var 0,9 °C højere end i normalperioden, hvor specielt januar, februar, april, juni og september havde høje temperaturer. Til gengæld var vandtemperaturen relativt lav i juli, august og december. Temperaturen i bundvandet fulgte det normale sæsonmønster bortset fra juli, august og september, hvor temperaturen i bundvandet var høj og 1-2 °C varmere.
- Havtemperaturen er steget ca. 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år. I 2023 var temperaturen den fjerdehøjeste registreret for fjorde og kystvande såvel som for overfladevandet i de indre åbne farvande. Bundvandstemperaturen i de åbne indre farvande var den næsthøjeste registreret. Havtemperaturen er generelt stigende, selvom der er svingninger mellem koldere og varmere år. Siden 2010 har stigningen i havtemperaturen 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

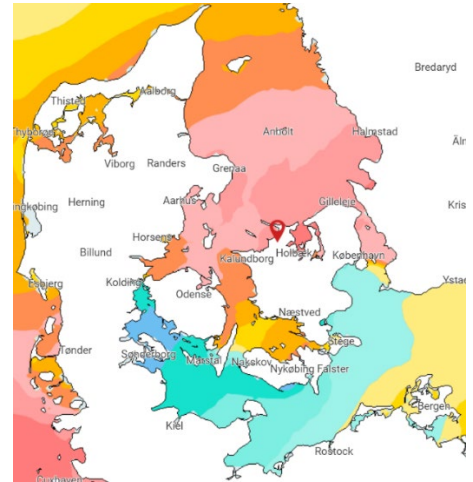
Jørgen L. S. Hansen & Christian Mohn

Hydrografien beskriver den rumlige fordeling af forskellige vandmasser, deres fysiske og kemiske karakteristika, og hvordan strømningsmønstret 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. Eksempelvis er der, med års mellemrum, 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 masseopblomstringer 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 området. Hvis opholdstiden derimod er kort, vil næringsstofferne blive fordelt over et større område, før planteplanktonet når at optage og indbygge dem i 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



Modelberegnet vandstand under en stormhændelse 28.-30. januar 2022. Mørk rød svarer til ca. 2 m over dagligt vande og blå svarer til ca. 1 m under dagligt vande Kilde: Danmarks Meteorologiske Institut (DMI)

1172
1173
1174
1175
1176
1177
1178
1179
1180
1181

havstrømmene, før de slår sig ned på bunden. Det betyder, at strømningsmønstret og vandudskiftningen i et område bestemmer, hvor langt larverne spredes, og hvor stor en udveksling der sker mellem larveplanktonet fra forskellige områder. Det kan i sidste ende få betydning for, hvor høj biodiversiteten er på 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).

1182
1183
1184
1185
1186

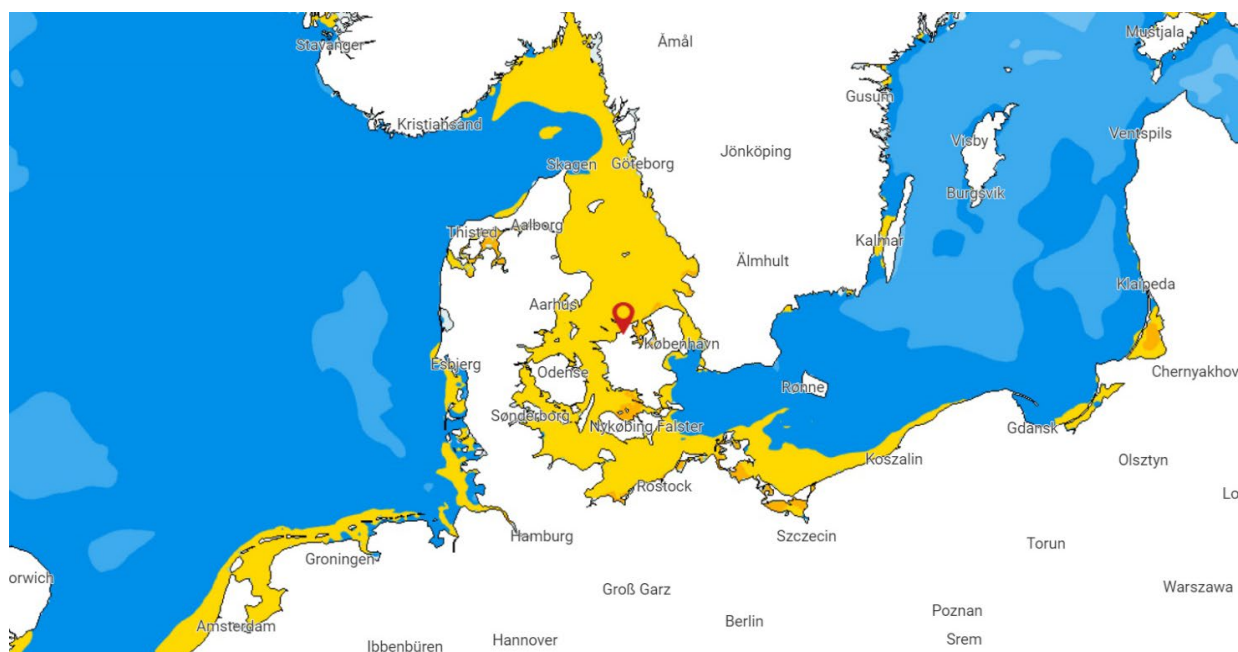
Ved at anvende 3D-hydrodynamiske modeller kan man bestemme vandets opholdstid og udveksling med andre områder. Desuden kan man beskrive *konnektiviteten* mellem områder, dvs. i hvor høj grad havstrømmene forbinder de biologiske samfund i forskellige områder (Bendtsen & Hansen 2013, Pastor m.fl. 2018).

1187
1188
1189
1190

Lagdeling af vandsøjlen, hvor to 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.

1191
1192
1193
1194
1195
1196
1197
1198
1199
1200
1201

En temperaturlagdeling (*termoklin*) er ofte sæsonbetinget og opstår især, når overfladevandet opvarmes i sommerhalvåret og derved får en lavere vægtyfylde (densitet) end bundvandet. Et saltspringlag (*haloklin*) opstår i blandingzonen 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, 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).

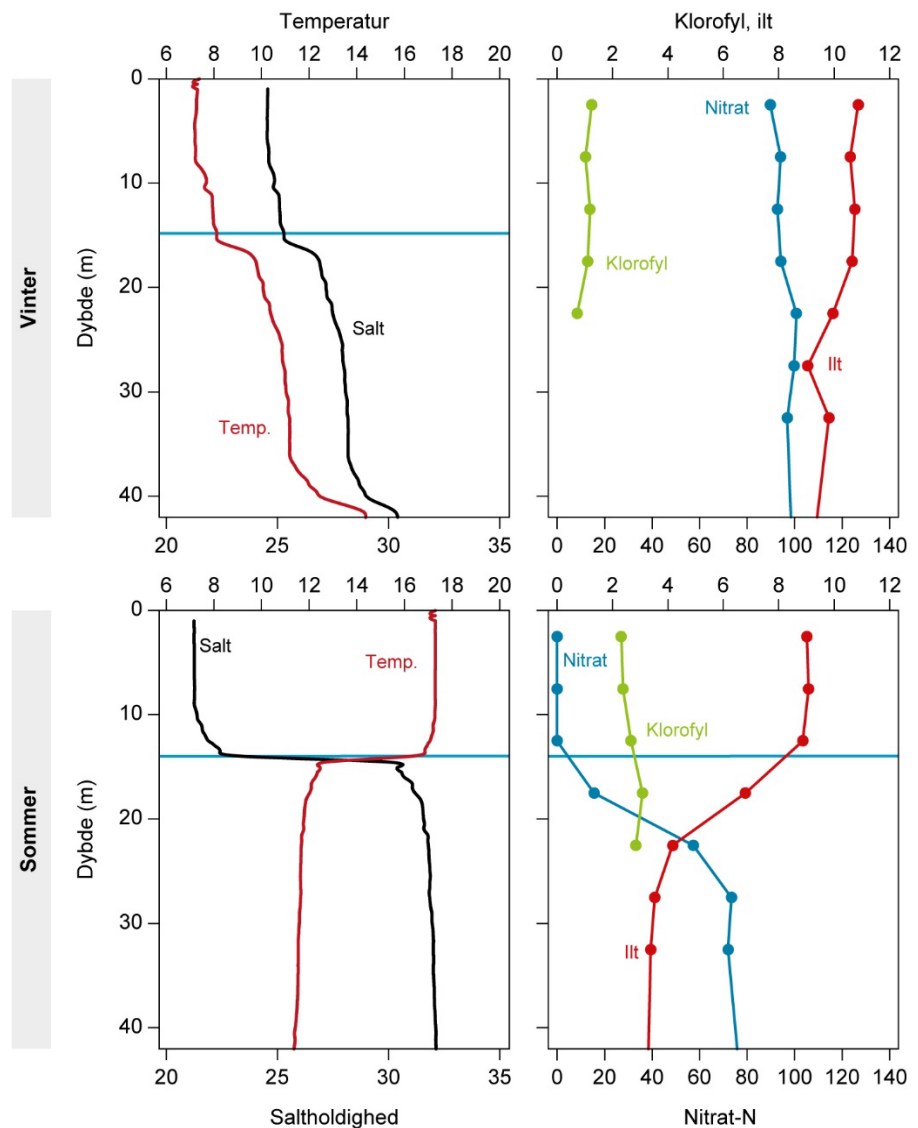
1202
1203
1204

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.

1205
1206
1207
1208
1209
1210
1211
1212
1213
1214
1215
1216

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.



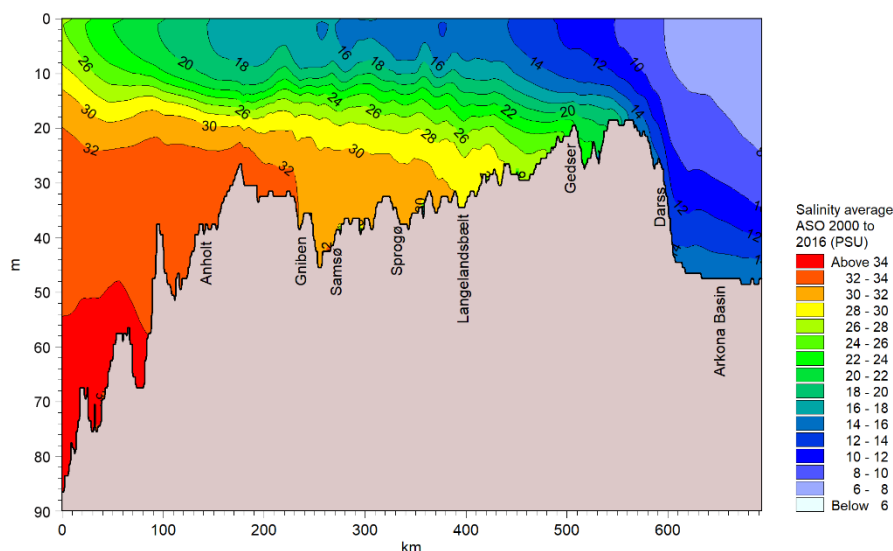
1217

1218 I vinterperioden, før forårsopblomstringen, er klorofyl (som er en proxy for
1219 planteplanktonets biomasse), ilt og næringsstoffet nitrat som regel jævnt
1220 fordelt ned gennem vandsøjlen. Efter forårsopblomstringen er det begræn-
1221 sende næringsstof (nitrat) brugt helt op i overfladelaget, og andre nærings-
1222 stoffer er mængdemæssigt reduceret i et forhold, der svarer til indbygningen
1223 af grundstoffer i det organiske materiale (*Redfield-forholdet*). Under forårsop-
1224 blomstringen produceres en stor mængde planteplankton, som hurtigt syn-
1225 ker ud af overfladelaget, når næringsstofferne er opbrugt. Efter forårsop-
1226 blomstringen er sunket ud af vandsøjlen, indtræder der ofte en periode,
1227 hvor overfladevandet er meget klart og næringsfattigt (*klarvandsfasen*). I
1228 denne periode er der lys nok ved springlaget til, at der som regel opstår en
1229 *springlagsopblomstring* (i hydrografisk terminologi ofte kaldet "sub-surface
1230 chlorophyll maximum"). Det er et tyndt lag af koncentreret planteplankton,
1231 som blomstrer op midt i og lige under kemoklinen i ca. 15 meters dybde.
1232 Her er der både næringsstoffer og tilstrækkeligt lys til, at algerne kan vokse.
1233 Denne springlagsopblomstring kan være det meste af sommeren, så længe
1234 der er lys og næringsstoffer nok omkring springlaget.

1235 Jo kraftigere lagdelingen er, og jo længere den varer, desto større vil forskel-
1236 lene i vandkemien være hen over kemoklinen. En saltlagdeling er stærkere
1237 end en temperaturlagdeling, og som tommelfingerregel vil en temperatur-
1238 forskel på 5 °C svare til en forskel i saltholdighed på ca. 1 promille. Ned-
1239 brydningen af lagdelingen, dvs. blandingen af vandsøjlen, er en regulerende
1240 faktor for planteplanktonets vækst i overfladelaget grundet næringsstofbe-
1241 grænsning. Nedbrydning af lagdelingen er desuden i mange tilfælde afgø-
1242 rende for ilttilførslen fra overfladevandet til bundvandet. Det kræver tilfø-
1243 rel af energi (fx vind) at blande en lagdelt vandsøjle, og jo dybere lagdelin-
1244 gen ligger, desto større input af energi kræves der, fordi den turbulente
1245 blandingsenergi gradvis mindskes ned igennem vandsøjlen. Derfor kan der
1246 være meget store forskelle fra sted til sted og fra år til år i, hvor effektivt
1247 vandsøjlen opblandes. I de åbne indre danske farvande er det sjældent og
1248 kun i forbindelse med kraftige storme, at der sker en fuldstændig nedbryd-
1249 ning af lagdelingen. Men pga. af den *medrivning* der opstår, når strømretnin-
1250 gen eller hastigheden i overflade- og bundlaget er forskellig, sker der en vis
1251 opblanding det meste af tiden, som bringer næringsstoffer op i overfladelag-
1252 get fra bundvandet og tilsvarende ilt fra overfladelaget ned i bundlaget. I
1253 vækstsæsonen bliver næringsstofferne i det belyste overfladelag hurtigt
1254 brugt af planteplanktonet, og det betyder, at kemoklinen ofte opretholdes
1255 gennem det meste af vækstsæsonen fra tidligt forår til sent efterår.

1256 **Vandudvekslingen mellem Østersøen og Nordsøen**, der sker i de mere åb-
1257 ne dele af de indre danske farvande, dvs. Kattegat, Bælterne og Øresund,
1258 udgør den overgangszone, hvor det salte vand fra Nordsøen og Skagerrak
1259 blandes med det brakke vand fra Østersøen. En sådan overgangszone kaldes
1260 et *estuarie*. Da de to vandmasser har forskellig densitet, vil der opstå en
1261 strømning, hvor det salte vand med høj densitet skubber sig ind under det
1262 brakke vand, så strømningsmønstret, set over længere tid, vil være en mod-
1263 satrettet strømning i overflade- og bundlaget. Samtidig sker der dog en
1264 gradvis blanding af de to vandmasser ved medrivning. Strømningsmønstret
1265 kaldes den *estuarine cirkulation* og drives af det udstrømmende ferskvands-
1266 overskud fra Østersøen og den blanding, der sker mellem bundvandet og
1267 overfladevandet. I de indre danske farvande kommer det til udtryk som en
1268 lagdeling, der adskiller et udstrømmende overfladelag af Østersøvand fra et
1269 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.



1270
1271
1272
1273
1274
1275
1276
1277
1278

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.

1279
1280
1281

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.

1282
1283
1284
1285

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 2000-2023 med den 3D hydrografiske IDF-model (Erichsen *m.fl.* 2019).

1286
1287
1288
1289
1290
1291
1292
1293
1294
1295
1296
1297

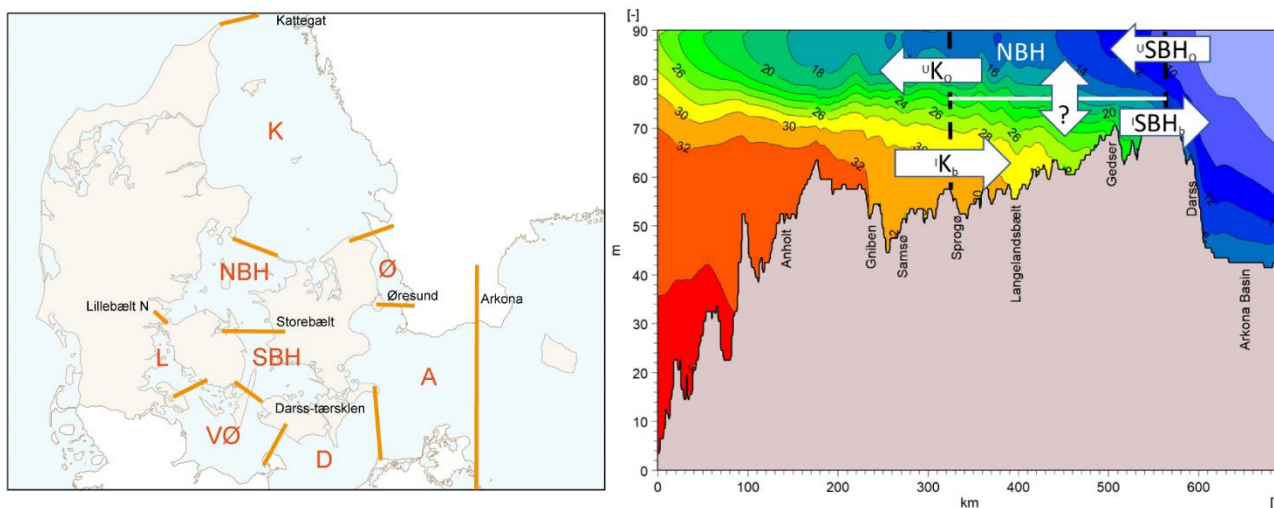
IDF-modellen er udviklet til de regionale forhold i de indre danske farvande og er baseret på 2017-versionen af MIKE 3 HD FM-modellen udviklet af DHI (DHI 2017). Generelt har modellen en finere horisontal opløsning i kystvande end i åbne farvande. I de indre danske farvande og Bælthavets kystområder 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.

1298
1299
1300
1301

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

1302
1303
1304
1305
1306
1307
1308
1309
1310

(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.



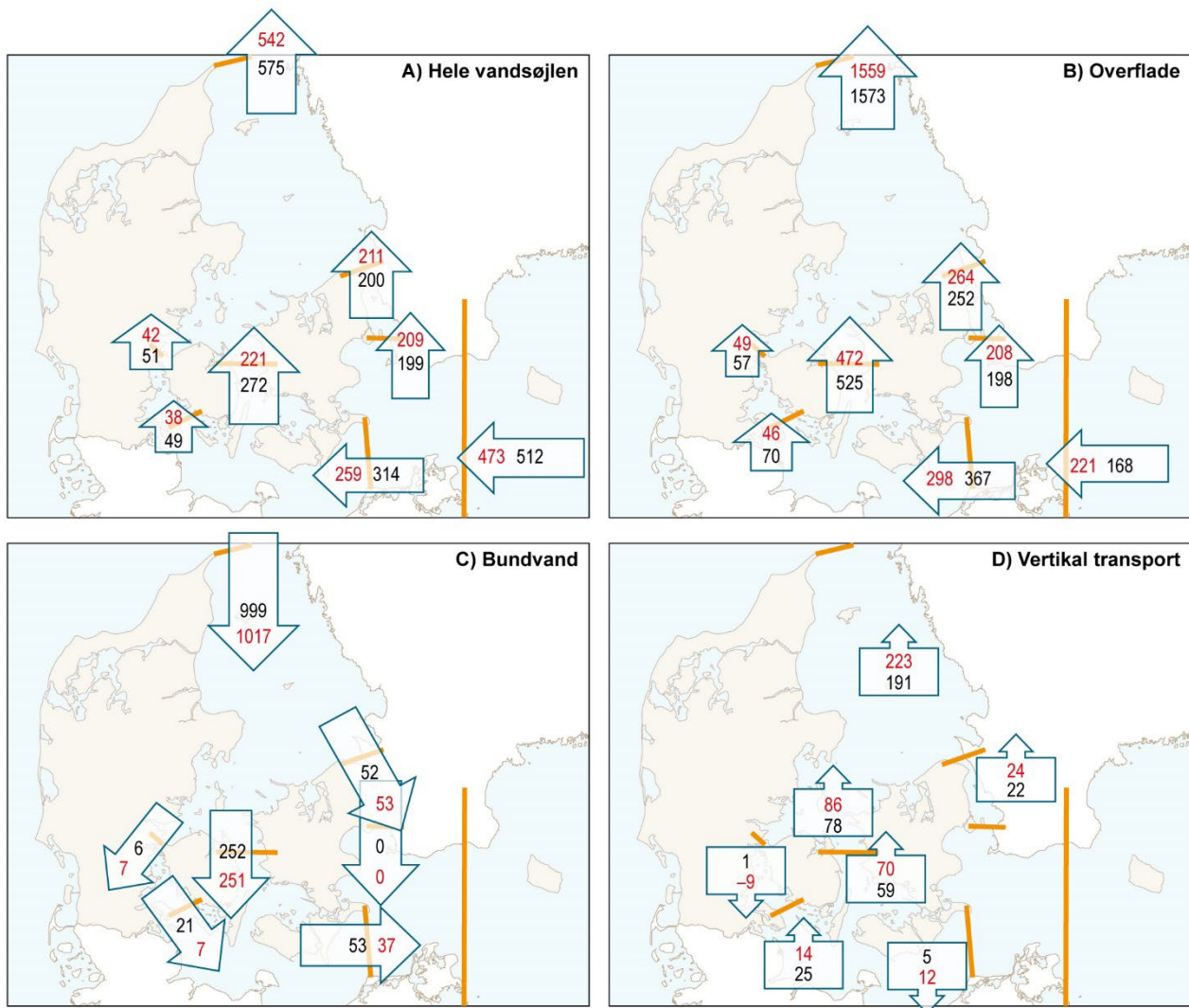
Figur 3.4. Venstre: Placering og afgrænsning af bassinerne Kattegat (K), Øresund (Ø), Lillebælt (L), nordlige Bælthav (NBH), sydlige Bælthav (SBH) og vestlige Østersø (VØ), Darss (D) og Arkona (A). Højre: Princip for beregning af den vertikale transport i et bassin eksemplificeret med det nordlige Bælthav. 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 ændringer i volumentransporterne i de to vandlag.

1311
1312
1313
1314
1315
1316
1317
1318
1319
1320
1321
1322
1323
1324
1325
1326
1327
1328

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 (km³), dvs. milliard kubikmeter (10⁹ m³). I 2023 var nettoudstrømningen fra Østersøen til de indre danske farvande ca. 473 km³, og den samlede udstrømning fra Kattegat til Skagerrak var ca. 542 km³ (figur 3.5A). Differencen på 70 km³ kan forklares med ferskvandstilførsel undervejs (dvs. afstrømning fra land til de fem bassiner + nedbør - fordampning fra havoverfladen). Begge volumentransporter var lidt lavere end årsmiddelværdierne for perioden 2000-2022 (512 km³ hhv. 575 km³). Af det vand, der strømmede ind i Arkona fra Østersøen, strømmede 259 km³ ud over Darss-tærsklen, og 209 km³ strømmede ud gennem Øresund. Fra Femern Bælt strømmede 221 km³ videre nordpå gennem Storebælt, og 38 km³ strømmede ud gennem Lillebælt. Disse transporter var 18-22 % lavere end gennemsnittet for perioden 2000-2022 undtagen udstrømningen gennem Øresund og ferskvandsoverskuddet, som var højere end gennemsnittet for de foregående 23 år (hhv. 200 km³ og 63 km³).

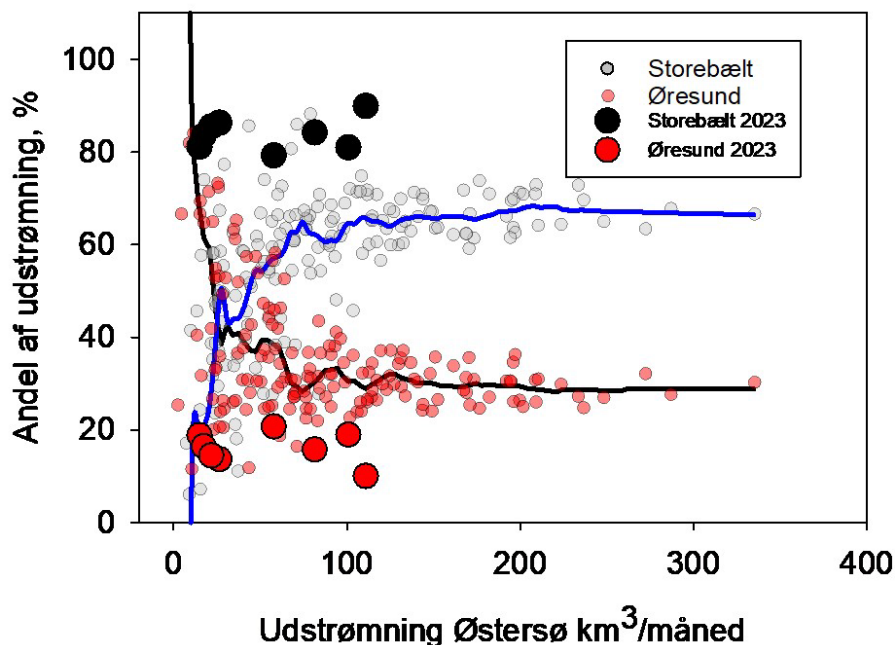


Figur 3.5. (A) Modellerede årlige nettovandtransporter (km^3) igennem otte tværsnit i de indre danske farvande for hele vandsøjlen. (B) Nettovandtransporten i overfladelaget (0-15 m). (C) Nettotransporten i bundlaget under de øverste 15 m af vandsøjlen. (D) Den vertikale transport beregnet som differensen mellem indstrømning og udstrømning i bundvandslaget for syv basiner i perioden april til september (planktonets hovedvækstsæson). Pilene angiver retningen af nettotransporten (for den vertikale transport er det retningen i 2023). Sorte tal angiver årlig middelværdi for 2000-2022, og røde tal angiver værdien for 2023.

1329
1330
1331
1332
1333
1334
1335
1336
1337
1338
1339
1340
1341
1342
1343
1344
1345
1346

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. 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 fra Østersøen er andelen, der strømmer ud gennem Storebælt, signifikant større end udstrømningen gennem Øresund ($p < 0.0001$, lineær regression). På månedsbasis er der også en nøje sammenhæng mellem den relative fordeling af udstrømningen mellem Øresund og Storebælt. Hvis udstrømningsraten ligger på omkring $50 \text{ km}^3/\text{måned}$, 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 denne måned er den nordgående udstrømning gennem Øresund den helt dominerende, samtidigt med at nettostrømningen er svagt sydgående i Storebælt (data ikke vist). I 2023 var udstrømningen gennem Storebælt mere dominerende end normalt (2000-2022), idet hele 85 % af udstrømningen gik gennem Storebælt og kun 15 % gennem Øresund.

Figur 3.6. Nettoudstrømningens procentuelle fordeling mellem Øresund og Storebælt (kun positive værdier) som funktion af de månedlige udstrømninger gennem Arkona-bassinet i perioden 2000-2022. 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 2023.



1347

1348

1349

1350

1351

1352

1353

1354

1355

1356

1357

1358

1359

1360

1361

1362

1363

1364

1365

1366

1367

1368

1369

1370

1371

1372

Vandtransporter i overflade- og bundlag

I 2023 var nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i det 15 m tykke overfladelag på 1.559 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 (473 + 70 = 543 km³). Det kan forklares med, at der i samme periode strømmede 1.017 km³ vand ind i de indre danske farvande som bundvand (< 15 m), hvilket var tæt på årgennemsnittet 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 bælteerne. 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 2023 blev en større mængde bundvand 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 377 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 2023 var den opadgående vertikale transport i Kattegat, nordlige Bælthav og sydlige Bælthav tilsammen på 360 km³, hvilket var lidt højere end gennemsnittet for 2000-2022 (328 km³).

1373

1374

1375

1376

1377

1378

1379

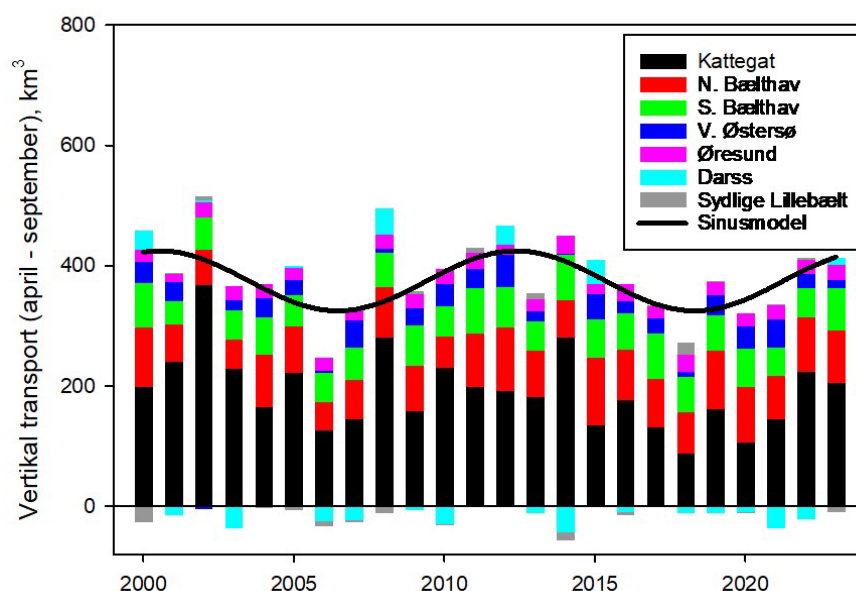
1380

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 ca. 377 km³. Der er dog en stor mellemårlig variation, som spænder 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. Men den vertikale transport i de seneste to år (2022 og 2023) afviger markant fra denne trend, hvor der specielt i Kattegat har været høje værdier i

1381
1382
1383
1384
1385
1386
1387
1388
1389

Figur 3.7. Vertikal transport i planktonets hovedvækstperiode fra april til september i perioden 2000-2023 fordelt på de syv bassiner: Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, vestlige Østersø, Darss, sydlige Lillebælt samt Øresund. Kurvefit af den samlede vertikale transport til bølgefunktion ($Y = Y_0 + a(\sin((2*\pi*x)/b) + c)^2$) er angivet ved den kurvede sorte linje. Estimerede regressionsværdier: $Y_0=325$ ($P<0,0001$), $a=0,0024$ ($p=0,002$), $b=23,7$ ($p<0,0001$), $c=1,43$ ($p=0,0001$).

de seneste to år. Med data fra 2023 viser den vertikale vandtransport i planktonets hovedvækstsæson således ikke længere nogen nedadgående trend, men signifikante periodiske svingninger (bølgeperiode = 23,7 år; figur 3.7). Der er tale om en observation uden bagvedliggende hypotese. Umiddelbart kan disse svingninger ikke forklares med lokale processer (dvs. andre hydrografiske forhold inden for modelområdet, fx udstrømningen fra Østersøen, og mønstret kan ikke genfindes i vinterhalvåret). Det er ikke undersøgt, om udviklingen er koblet til dekadesvingninger i de klimatiske forhold.



1390
1391
1392
1393
1394
1395
1396
1397
1398
1399
1400
1401
1402
1403
1404
1405
1406
1407
1408
1409

1410
1411

Som beskrevet ovenfor, viser et konservativt estimat, at der, som gennemsnit for perioden 2000-2022, årligt cirkulerer ca. 934 km³ vand fra bundvandslaget til overfladelaget. Det betyder, at størstedelen (93 %) af det vand, der strømmer ind som bundvand fra Skagerrak blandes op i overfladelaget og strømmer ud i Skagerrak sammen med den udstrømning, der kommer fra Østersøen. Det beskriver den samlede estuarine cirkulation, der er summen af lignende cirkulationsmønstre i hver af de syv bassiner mellem Skagerrak og de to tærskler ved Drogden og Darss. Det er et cirkulationsmønster, der er drevet af udstrømningen af 512 km³ brakvand fra Østersøen tilsammen med tilførslen af ferskvand mellem Østersøen og Skagerrak. På baggrund af de samlede vandtransporter gennem de otte bassiner i de indre danske farvande, der forbinder Østersøen og Skagerrak, er det muligt at opstille et skema, der viser det overordnede 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. 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.

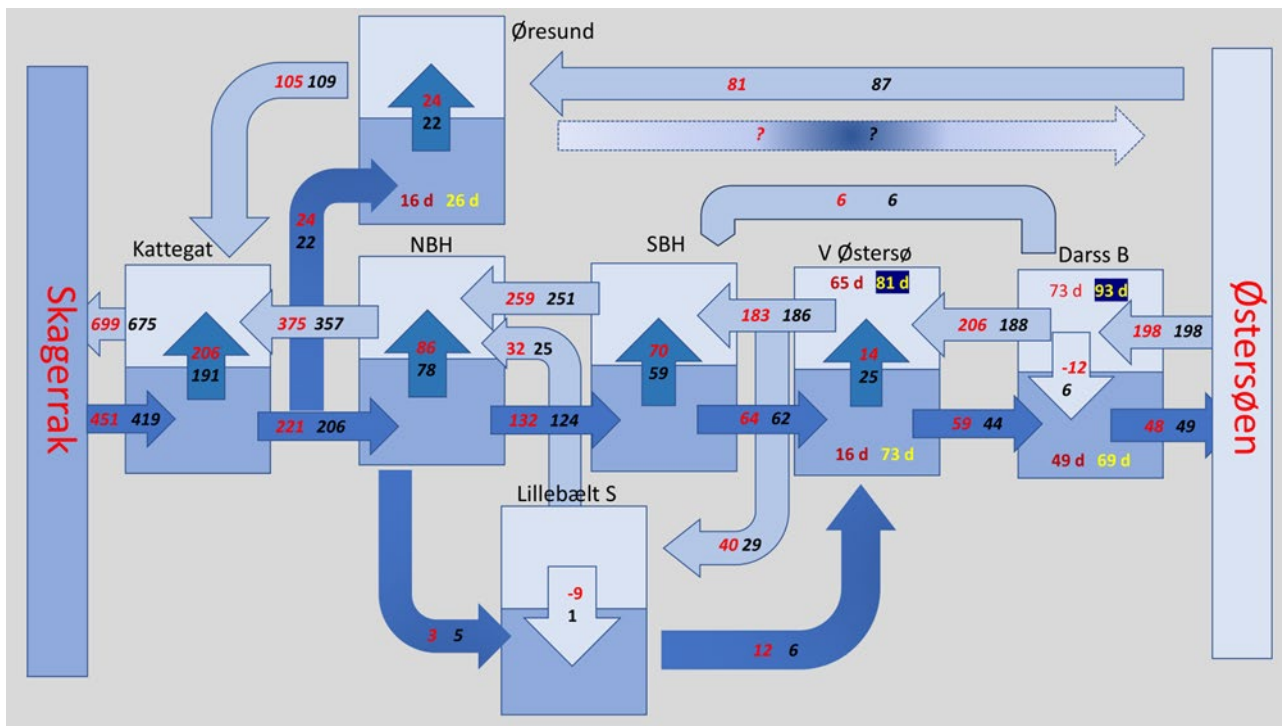
1412 Ud fra vandtransporterne mellem de enkelte bassiner og bassinernes volu-
1413 men kan den gennemsnitlige opholdstid i bassinernes overflade- og bundlag
1414 bestemmes (volumen divideret med transport). Opholdstiden varierer med
1415 årstiden og mellem de enkelte bassiner. Opholdstiden er særlig vigtig om
1416 sommeren og efteråret, hvor en lang opholdstid i bundvandet øger risikoen
1417 for iltsvind. I planteplanktonets hovedvækstperiode fra april til september er
1418 der meget tydelige forskelle i opholdstiden mellem de forskellige bassiner (*fi-
1419 gur 3.8*). De mere strømfyldte bassiner i Bælthavet og Øresund har den korte-
1420 ste opholdstid, mens bundvandet i Lillebælt har en meget lang opholdstid.
1421 Der er dog meget store mellemårige forskelle i opholdstiden. De fleste bassi-
1422 ner har den længste opholdstid om sommeren grundet de generelt lavere
1423 vandtransporter.

1424 I vækstsæsonen (april-september) strømmede der i gennemsnit (2000-2022)
1425 419 km³ bundvand ind i de indre danske farvande (data ikke vist). Heraf
1426 transporteres 191 km³ op i overfladelaget i Kattegat, yderligere 78 km³ i det
1427 nordlige Bælthav, 59 km³ i det sydlige Bælthav og 25 km³ i den vestlige
1428 Østersø (*figur 3.8*). I Øresund var den gennemsnitlige opadgående transport
1429 på 22 km³, mens der i Darss Bassinet var en nedadgående nettovandtrans-
1430 port på 6 km³. I Lillebælt er den gennemsnitlige vertikale nettotransport tæt
1431 på nul, som veksler mellem at være nedad- og opadgående. Ifølge denne
1432 beregning vil de resterende ca. 10 % (62 km³) af bundvandsindstrømningen
1433 fortsætte og strømme over tærsklerne ind i Østersøen (Arkonabassinet). Som
1434 tidligere anført er disse transportere underestimeret, fordi der anvendes en
1435 fast dybdegrænse mellem overflade- og bundlag. Indstrømningen til Øster-
1436 søen er yderligere underestimeret, fordi en del af overfladelagets indstrøm-
1437 ning i realiteten sker via Øresund, som ikke er medregnet, da Drogden-
1438 tærsklen ligger højere end 15 m. Herudover sker en stor del af indstrømning-
1439 gen til Østersøen i forbindelse med enkeltstående stormhændelser, hvor
1440 vandstand og springlag ligger højere over bunden end normalt. I 2023 lå
1441 transporterne (april-september) gennem de enkelte bassiner tæt på lang-
1442 tidsmidlen (2000-2022). Udstrømningen fra Østersøen i 2023 var den samme
1443 som langtidsmidlen (198 km³), mens indstrømningen fra Skagerrak var lidt
1444 højere (451 km³) end normalt (419). De vertikale opadgående transportere var
1445 ligeledes højere end normalt i alle bassiner undtagen i den vestlige Østersø.

1446

1447

1448

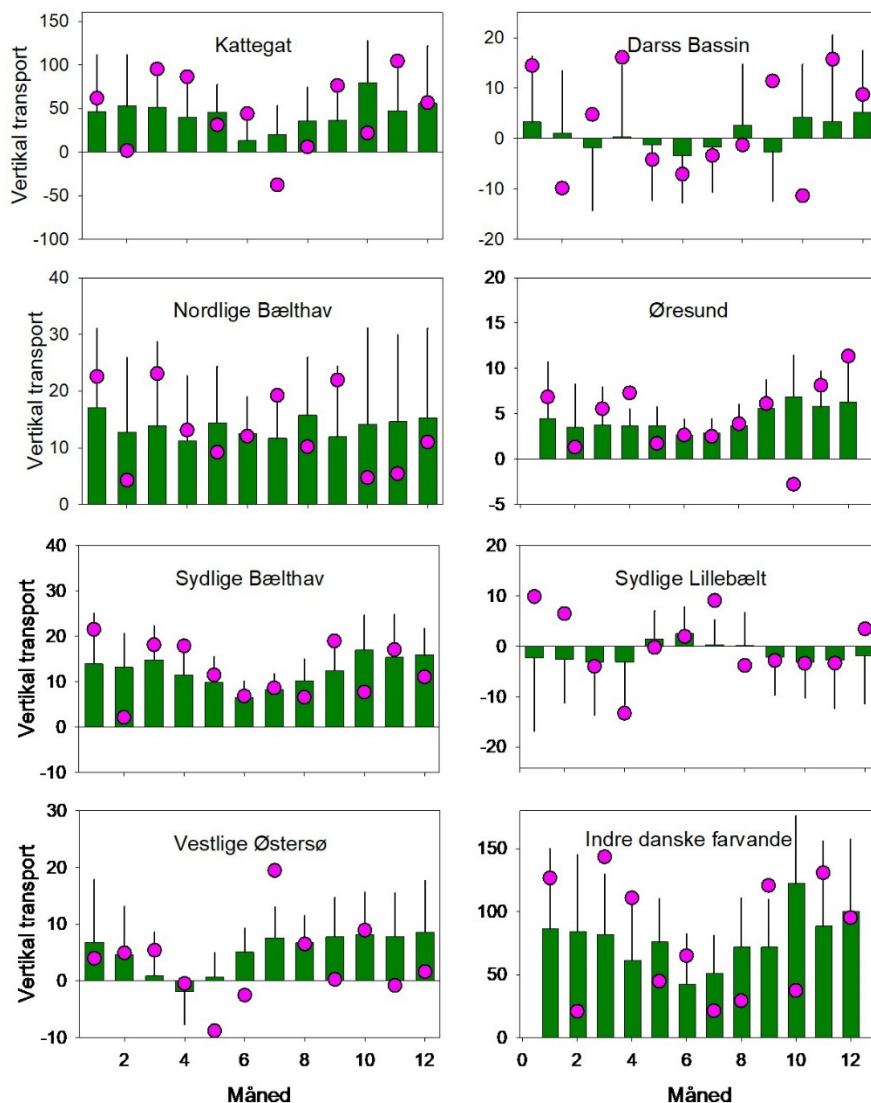


Figur 3.8. Modelberegning af vandets opholdstid i syv bassiner og vandudveksling mellem bassinerne i de indre danske farvande fra Skagerrak til Østersøen. Østersøen er defineret til at starte ved Drogden og Darss. Boksene angiver de enkelte bassiner og er ordnet i nedstrøms rækkefølge i forhold til bundvandstransporten, 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 opholdstiden beregnet for planktonets hovedvækstsæson april-september (gule tal) i perioden 2000-2022 og for 2023 (røde tal). Alle transporter (pile) er angivet i km^3 summeret over perioden for planteplanktonets hovedvækstperiode fra april til september som henholdsvis middelværdien for perioden 2000-2022 (sorte tal) og 2023 (røde 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 km^3 for alle transporterne i halvårsperioden.

1449
1450
1451
1452
1453
1454
1455
1456
1457
1458
1459
1460
1461
1462
1463
1464
1465

Modelkørslerne viser, at der ud over den mellemårige forskel i den samlede vertikale transport forekommer sæsonvariation i den vertikale transport 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. I Kattegat er den vertikale transport i de fleste år meget lille midt på sommeren (juni-juli), mens der i mange år er en meget stor vertikal transport i oktober måned. At den vertikale transport er højest i oktober måned, kan forklares med en svækkelse af temperaturspringlaget (som forstærker salt-springlaget i sommerhalvåret) kombineret med lille udstrømning fra Østersøen i denne måned. I 2023 kunne dette generelle sæsonmønster genfindes i de fleste bassiner, selvom der er store variationer fra år til år. I 2023 indtraf den meget høje vertikale transport i Kattegat først i november, hvilket muligvis kan forklares med de rekordhøje lufttemperaturer i september, der har styrket temperaturspringlaget længere hen i efteråret end normalt.

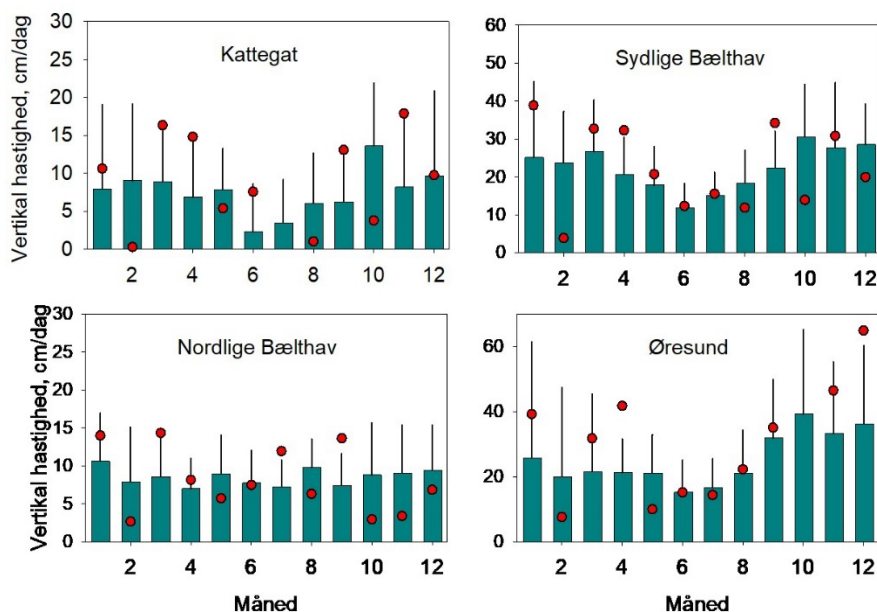
Figur 3.9. Den månedlige vertikale volumentransport gennem en horisontal flade i 15 meters dybde i de syv bassiner i de indre danske farvande samt for det samlede område gående fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss (indre danske farvande). Gennemsnit for 2000-2022 er angivet med søjler, og værdier for 2023 er angivet med pink symboler. Positive værdier er opadrettede transporter, og negative værdier er nedadrettede transporter. Alle transporter er angivet i km³. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelsen for månedsmidlerne for perioden 2000-2022.



1466
1467
1468
1469
1470
1471
1472
1473
1474
1475
1476
1477
1478
1479
1480
1481
1482
1483
1484
1485
1486

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 meters dybde) 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 konsistent 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 transporter) pga. den måde, som modelresultaterne er integreret på. Det må dog formodes, at der er en 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 standardafvigelse. Værdier for 2023 er angivet med røde symboler. Bemærk, at skalaen på y-aksen varierer mellem figurene. Der var ingen netto-opadgående transport i Kattegat og Øresund i henholdsvis juli og oktober i 2023.



1487

1488

1489

1490

1491

1492

1493

1494

1495

1496

1497

1498

1499

1500

1501

1502

1503

1504

1505

1506

1507

1508

1509

1510

1511

1512

1513

1514

1515

1516

1517

1518

1519

1520

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 planteplanktonets vækstperiode er der en kemoklin mellem det *autotrofe* overfladelag (positiv nettoprimærproduktion) og det *heterotrofe* bundlag (overvejende nedbrydningsprocesser af organisk stof) (figur 3.2). 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 uorganisk 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 organiske 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. Imidlertid vil der, som beskrevet, også ske en tilbageholdelse og recirkulering af kvælstof pga. af den estuarine cirkulation

1521
1522

1523
1524
1525
1526
1527
1528
1529
1530
1531
1532
1533
1534
1535
1536
1537
1538

1539
1540
1541
1542
1543
1544

1545
1546
1547
1548
1549
1550
1551
1552
1553
1554
1555
1556
1557
1558
1559
1560
1561
1562
1563
1564

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 ammoniumkoncentrationen, 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 nedbrydningsprocesserne i bundvandet i de bassiner, der ligger opstrøms, 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 klorofylkoncentrationen (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. Blandt andet viser modelleringen, at den vertikale transport har undergået langtidsvariationer i løbet af perioden 2000-2022 (figur 3.7). Dette kan, alt andet lige, have medført tilsvarende variationer i primærproduktionen.

3.3 Sammenfatning

- I 2023 var den samlede vandtransport fra Østersøen gennem de indre danske farvande på 473 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 i 2023 strømede relativt mere vand ud gennem Storebælt sammenlignet med Øresund.
- Bundvandsindstrømningen til Kattegat fra Skagerrak i 2022 var 1.017 km³, hvilket er lidt højere end gennemsnittet for perioden 2000-2022 (999 km³).
- I vækstsæsonen var den vertikale vandtransport i de indre danske farvande i 2023 på 413 km³. Dermed blev den nedadgående trend for perioden 2000-2021 brudt. Den gennemsnitlige vertikale transport for perioden 2000-2022 var 375 km³.
- En kortlægning af vandtransporterne gennem syv bassiner i de indre danske farvande viser store forskelle mellem bassinernes opholdstider og vertikale transporter. 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

1565
1566

1567

Jens Würgler Hansen

1568
1569
1570
1571
1572
1573
1574
1575
1576
1577
1578

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i det marine overvågningsprogram, påvirkes i større eller mindre grad af vejr-mæssige 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 fortolkningen af årsagssammenhænge. 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.

1579
1580
1581
1582
1583
1584
1585

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. 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.

1586
1587
1588
1589
1590
1591
1592
1593
1594

Klimaforandringer kan både skyldes naturlig variation og menneskelig aktivitet. Det er dog meget vanskeligt at adskille den naturlige og den menneskeskabte komponent af klimaforandringer. 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 klimakorrekturene til at omfatte andet end afstrømning vil kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

1595
1596
1597
1598
1599
1600
1601
1602
1603
1604

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.

1605
1606

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

1607

1608

4 Næringsstofkoncentrationer

1609

Jacob Carstensen

1610

1611

1612

1613

1614

1615

1616

1617

1618

1619

1620

1621

1622

1623

1624

1625

1626

1627

1628

1629

1630

1631

1632

1633

1634

1635

1636

1637

1638

1639

1640

1641

1642

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 udveksling med andre farvande samt fjernelse ved permanent begravelse i sedimenterne og denitrifikation (kun kvælstof). Desuden vil optag i planteplankton i vandsøjlen samt mikroalger og planter på bunden binde næringsstoffer, som for størstedelens vedkommende dog frigives igen, når organismene 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.



Analyse af næringsstoffer i Miljøstyrelsens laboratorium i Odense. Foto: Alice Dupont Juhl.

1643

4.1 Metoder og datagrundlag

1644

1645

1646

1647

1648

1649

Dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2023. 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).

1650

1651 NOVANA-prøverne er analyseret af forskellige laboratorier gennem tiden,
1652 men hovedsageligt af Eurofins frem til 2016, hvorefter ALS analyserede prø-
1653 verne frem til marts 2017, inden de igen overgik til Eurofins. Fra 2019 blev
1654 analyserne af næringsstofkoncentrationer igen foretaget af ALS-laboratoriet,
1655 indtil MST valgte at hjemtage opgaven fra november 2020. Desuden blev
1656 håndteringen af prøver ændret i 2020, dels så filtrering af prøver (opløste
1657 forbindelser) fra 1. januar i videst muligt omfang foregår på skibet kort efter
1658 prøvetagning, og dels så fryses prøverne fra 1. november umiddelbart efter
1659 prøvetagning indtil analyse på laboratoriet senest en måned efter prøvetagnin-
1660 gen. Tidligere blev prøverne sat på køl umiddelbart efter prøvetagning og
1661 bragt til laboratoriet, hvor de blev filteret og analyseret inden for henholds-
1662 vis 8 og 24 timer. Der er klare indikationer på, at frysning af vandprøverne
1663 fører til forhøjede niveauer af uorganisk fosfor. Dette er under udredning. Forhø-
1664 jede niveauer af uorganisk fosfor medfører undervurdering af niveauerne af
1665 organisk fosfor.

1666 Totalkoncentrationer af kvælstof målt med den utilstrækkelige oxidation
1667 med UV i perioden 2004-2017 er genoprettet i databasen ud fra relationer i
1668 *Carstensen 2020*. Efterfølgende er der, ved sammenligning af data fra danske
1669 laboratorier med svenske SMHI-data på stationer i de åbne farvande, opda-
1670 get systematiske forskelle i analyser af TN og TP målt med autoklave (og i
1671 genoprettede UV-baserede målinger) mellem forskellige laboratorier og peri-
1672 oder, hvilket potentielt kan medføre for lave koncentrationer for de organiske
1673 fraktioner i perioden 2004-2018 og for høje koncentrationer for de organiske
1674 fraktioner i 2019. Årsmidler fra disse perioder er derfor markeret i figurer for
1675 at indikere denne problemstilling. Data fra 2020, hvor både ALS og MST
1676 analyserede prøver, viser derimod en god overensstemmelse med SMHI-data
1677 for TN og TP, og derfor vurderes disse data at give et mere retvisende billede.

1678 Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande og
1679 Nordsøen-Skagerrak (*bilag 1*). Månedsmidler og årsmidler af næringsstof-
1680 koncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (*bilag 2*). Den
1681 tidlige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2023
1682 og for perioden 2014-2023.

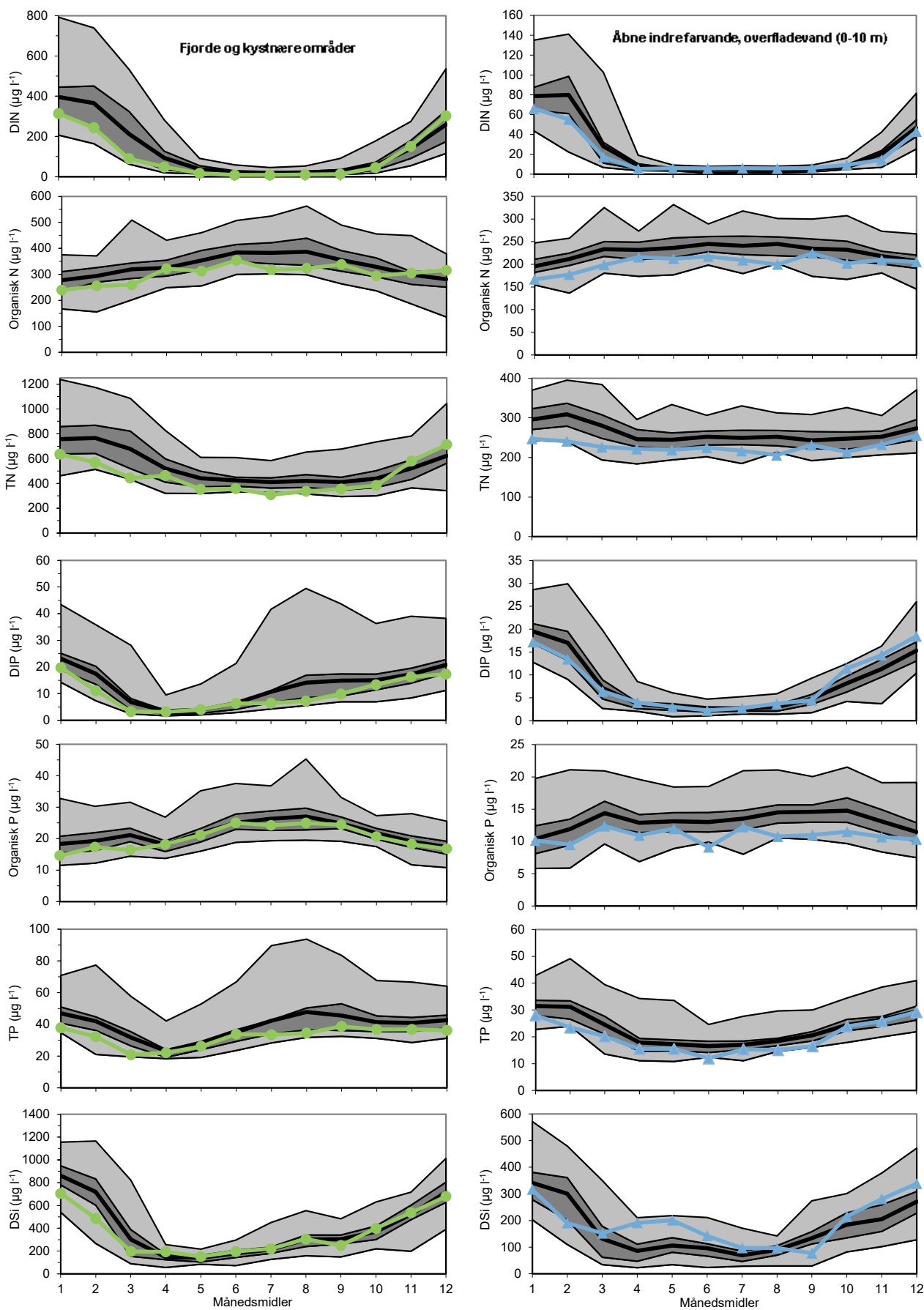
1683 **4.2 Sæsonvariation i 2023**

1684 **Fjorde og kystvande samt overfladevand i de åbne indre farvande**

1685 For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2023 i fjorde og
1686 kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af
1687 månedsmidlerne for perioden 1989-2022 (langtidsmidlen) (*figur 4.1*). Kon-
1688 centrationerne af fosfor og kvælstof har været faldende siden henholdsvis
1689 slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og derfor forventes må-
1690 nedsmidlerne i 2023 at være forholdsvis lave.

1691

1692



Figur 4.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i 2023 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2022). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå), nedre og øvre kvartil (mørkegrå) samt middelværdien (fed sort linje).

1693 Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande fulgte den nedre kvartil for
1694 langtidsmidlerne indtil september, hvorefter koncentration steg til omkring
1695 middelniveauet. De relativt høje koncentrationer i årets sidste tre måneder
1696 skyldes den store afstrømning i disse måneder (*figur 2.1D*). Koncentratio-
1697 nerne af total kvælstof (TN) og organisk N var høje i april, november og de-
1698 cember. De relativt høje koncentrationer af TN og organisk N i april skyldes
1699 formentlig en højere afstrømning efter en våd marts (*kapitel 2*). Derimod var
1700 TN-koncentrationen i juli den hidtil laveste, og koncentrationen af organisk
1701 N var også meget lav. En mulig forklaring er den kraftigere vind i juli, som
1702 har nedbrudt lagdelingen i de lavvandede fjorde og kystvande, hvilket for-
1703 mentlig har øget bunddyrenes filtration af partikler (alger og detritus).

1704 DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande var lige-
1705 som i fjorde og kystvande relativt høj i årets sidste måneder (*figur 2.1*). DIN-
1706 koncentrationen var kun lavere end den nedre kvartil for langtidsmidlen i
1707 februar og november. Dette faldt sammen med forholdsvis høje koncentra-
1708 tioner af klorofyl (*kapitel 5*) og skyldes derfor optag af uorganisk kvælstof i
1709 planteplankton. Koncentrationerne af TN og organisk N var derfor ikke la-
1710 vere end nedre kvartil i disse måneder. Koncentrationerne var forholdsvis
1711 lave i januar, februar og august, med koncentrationerne i august som de hid-
1712 til laveste. De forholdsvis lave koncentrationer i januar og februar skyldes en
1713 kraftig påvirkning i overfladen af opblandet indstrømmende Nordsøvand,
1714 som har relativt lave koncentrationer af TN og organisk N, foruden en meget
1715 lav afstrømning i efteråret 2022. I august var lagdelingen mindre kraftig end
1716 normalt (*kapitel 2*) med en større opblanding af bundvand, hvor koncentra-
1717 tionerne af TN og organisk N var lavere (se nedenfor). Koncentrationen af or-
1718 ganisk N var generelt højere (210-220 $\mu\text{g l}^{-1}$) i måneder domineret af ud-
1719 strømmende Østersøvand (*kapitel 2*). TN-koncentrationerne var ligeledes hø-
1720 jere i disse måneder i forhold til det forventede sæsonmønster.

1721 DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande fulgte, ligesom DIN-
1722 koncentrationen, den nedre kvartil for langtidsmidlerne igennem det meste
1723 af året (*figur 2.1*). Dog var DIP-koncentrationen noget højere fra april til juni
1724 (på niveau med langtidsmidlerne), hvilket bl.a. kan skyldes en lidt lavere
1725 ferskvandsafstrømning i maj og juni og dermed en øget kvælstofbegræns-
1726 ning med større DIP-overskud til følge. DIP-koncentrationen var forholdsvis
1727 lav i august og september, hvor der ofte frigives DIP fra sedimentet pga. ilt-
1728 svind. Endvidere er puljen af DIP i de kystnære sedimenter udtyndet med
1729 tiden, og der ses derfor sjældent en større frigivelse og stigning i DIP-
1730 koncentrationen i sensommeren. En kraftig algeopblomstring i september
1731 (*kapitel 5*) har desuden bidraget til at holde DIP-koncentrationen lav. Kon-
1732 centrationerne af TP og organisk P var også relativt høje i april-juni (på ni-
1733 veau med langtidsmidlen), hvilket indikerer, at denne solrige periode har
1734 været produktiv med optag af DIP på trods af svagt stigende DIP-
1735 koncentration. I resten af året var koncentrationen af TP og organisk P om-
1736 kring den nedre kvartil for langtidsmidlen, hvilket stadig er et forholdsvis
1737 højt niveau sammenholdt med de seneste årtier.

1738 DIP-koncentrationen i de åbne indre farvande var relativt høj igennem det
1739 meste af året og specielt i årets sidste tre måneder, hvor niveauet var højere
1740 end den øvre kvartil for langtidsmidlen. Denne højere koncentration i slut-
1741 ningen af året skyldes hovedsageligt udstrømning af Østersøvand, hvilket
1742 også påvirkede DIP-koncentrationen i april, maj og juni. Østersøvand har en
1743 relativt højere DIP-koncentration i forhold til DIN-koncentrationen som føl-
1744 ge af udbredt iltsvind i Østersøen. Koncentrationerne af TP og organisk P

1745 holdt sig under langtidsmidlen igennem hele året, selvom TP-
1746 koncentrationen var høj i årets sidste tre måneder og tæt på langtidsmidlen.
1747 Sedimentation af den tidlige forårsopblomstring kan have bidraget til rela-
1748 tivt lave koncentrationer for organisk P og TP i februar (*kapitel 5*). De hidtil
1749 laveste koncentrationer af TP og organisk P blev målt i juni, hvilket kan
1750 skyldes sedimentation af alger fra overfladevandet under de rolige vindfor-
1751 hold (*kapitel 2*). De laveste koncentrationer i juni blev målt i Kattegat. Dog
1752 blev et tilsvarende fald ikke observeret i juni for koncentrationen af TN og
1753 organisk N, hvilket der umiddelbart ikke er nogen forklaring på.

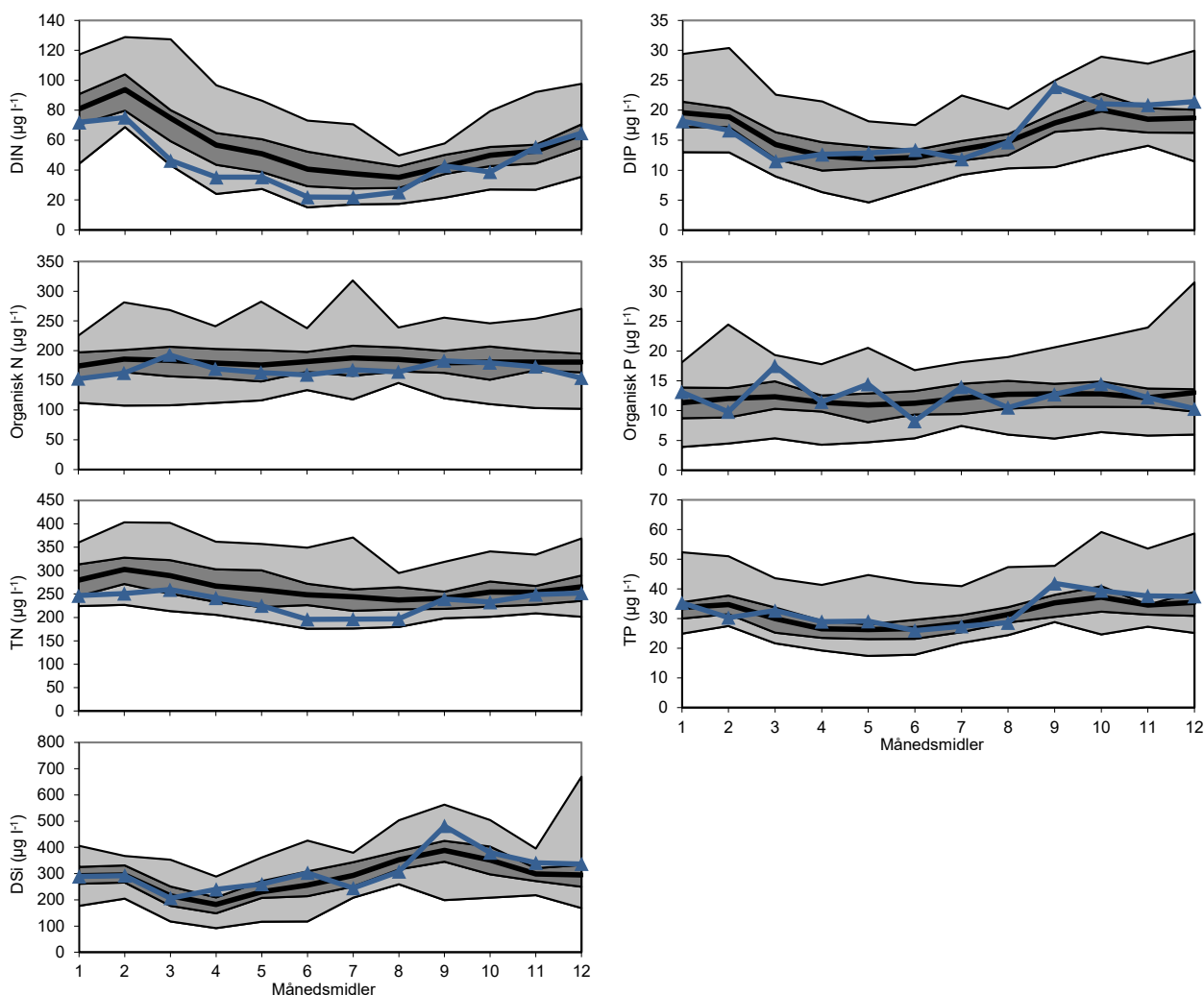
1754 DSi-koncentrationen i fjorde og kystvande fulgte stort set det forventede sæ-
1755 sonmønster igennem årets måneder. DSi-månedsmidler var over langtidsmid-
1756 midlen i april-august samt i oktober og november. Denne sæsonvariation er
1757 delvist koblet til sæsonvariationen i de åbne indre farvande (se nedenfor),
1758 hvor DSi-koncentrationen var særlig høj i april-juni og oktober-december.
1759 De højere koncentrationer i juli og august kan skyldes udvaskning af DSi fra
1760 land som følge af kraftig regn (*kapitel 2*). På trods af forholdsvis stor af-
1761 strømning i årets første måneder var DSi-koncentrationen relativt lav, hvil-
1762 ket skyldes et tørt efterår i 2022 og et stort DSi-optag i kiselalger. Klorofyl-
1763 koncentrationen var høj i februar og marts (*kapitel 5*), og ændringerne i DIN-
1764 og DSi-koncentrationen fra januar til februar ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}=0,65$) og fra fe-
1765 bruar til marts ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}=1,05$) sammenholdt med Redfield-forholdet for
1766 kiselalger (1:1) indikerer, at opblomstringer i årets første to måneder overve-
1767 jende bestod af kiselalger.

1768 DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande skiftede mellem relativt lave
1769 værdier i februar og især i september og høje værdier i april-juli og oktober-
1770 december. Disse skift mellem lave og høje koncentrationer faldt sammen
1771 med perioder med henholdsvis indstrømmende Nordsøvand og udstrøm-
1772 mende Østersøvand (*kapitel 2*). DSi-koncentrationen faldt markant mere end
1773 både DIN- og DIP-koncentrationen fra januar til februar ($\Delta\text{DIN}:\Delta\text{DSi}=0,17$).
1774 Derfor kan DSi-optag i tilknytning til forårsopblomstringen af kiselalger ik-
1775 ke alene forklare faldet i DSi-koncentrationen. Det kraftige fald i DSi-
1776 koncentrationen skyldes derfor formentlig en kombination af et stort optag
1777 fra kiselalger og en større påvirkning af vandmasser fra den centrale Nordsø
1778 med relativt lavere DSi-koncentration. Ligeledes faldt DSi-koncentrationen i
1779 september på trods af større påvirkning af Østersøvand, som burde få kon-
1780 centrationen til at stige. Kraftigere lagdeling med mindre opblanding over
1781 springlaget kombineret med en efterårsopblomstring af kiselalger er den
1782 mest sandsynlige forklaring på den lave DSi-koncentration (*kapitel 2 og 5*).
1783 Dette ændrede sig i oktober, hvor opblanding som følge af kraftig vind
1784 kombineret med udstrømmende Østersøvand fik DSi-koncentration til at
1785 stige markant.

1786 **Bundvand**

1787 DIN-koncentrationen i bundvandet i det nordlige Kattegat var generelt lav
1788 (typisk < 120 mod normalt $\sim 150 \mu\text{g l}^{-1}$) i januar og februar, og saltholdighe-
1789 den var hovedsageligt ca. 33-34 ‰ (data ikke vist). Der har derfor ikke været
1790 den store påvirkning af indtrængende vandmasser fra Den Jyske Kyststrøm
1791 eller den centrale Nordsø på bundvandet i Kattegat i starten af året, da det
1792 ville have resulteret i et lidt højere DIN-niveau og en lavere saltholdighed.
1793 Selvom de sydvestlige vinde i januar og vestlige vinde i februar formentlig
1794 har skubbet vandmasser fra Den Jyske Kyststrøm ind i Skagerrak, har der
1795 ikke været tilstrækkelig vind fra nordlige retninger til at skubbe denne

1796	vandmasse yderligere ned i Kattegat. 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.
1797	
1798	
1799	DIN-koncentrationen i de åbne indre farvande var forholdsvis høj i januar og februar ($\sim 70 \mu\text{g l}^{-1}$), hvorefter koncentrationen faldt til omkring $40 \mu\text{g l}^{-1}$ i de efterfølgende måneder og til omkring $20\text{-}25 \mu\text{g l}^{-1}$ i sommermånederne (<i>figur 4.2</i>). Koncentrationen steg i september, hvor lagdelingen var kraftig og bundvandet isoleret, men faldt igen i oktober på grund af kraftigere vind og deraf større opblanding. I årets sidste to måneder steg DIN-koncentrationen igen til at være på niveau med langtidsmidlen. Koncentrationen af organisk N var forholdsvis konstant hen over året bortset fra lidt højere værdier i marts, hvor der var større opblanding med overfladevandet med en højere koncentration af organisk N, og september/oktober, hvor iltsvind formentlig har reduceret omsætningen af organisk N. TN-koncentrationen holdt sig omkring den nedre kvartil, bortset fra juni-august, hvor koncentrationerne var lavere.
1800	
1801	
1802	
1803	
1804	
1805	
1806	
1807	
1808	
1809	
1810	
1811	DIP-koncentrationen fulgte langtidsmidlen igennem det meste af året, dog med en væsentlig højere koncentration i september og en lidt lavere koncentration i årets første tre måneder. Den høje koncentration i september skyldes DIP-frigivelse fra havbunden som følge af det markant udbredte iltsvind i de indre farvande (<i>kapitel 6</i>), og DIP-koncentrationen forblev på et højere niveau året ud. De lavere niveauer i januar-marts skyldes en relativt svag lagdeling og dermed større opblanding mellem overflade- og bundvand. Organisk P fulgte det forventede sæsonmønster, dog med noget lavere niveauer i juni og august og noget højere niveauer i marts og maj. Højere organisk P kan være et udtryk for sedimentation af frisk organisk materiale fra overfladen. Organisk P er forholdsvis let omsætteligt, hvorfor koncentrationen af organisk P ikke forbliver høj ret længe, hvis der ikke tilføres nyt. TP-koncentrationen var stort set konstant omkring $30 \mu\text{g l}^{-1}$ til og med august, hvorefter niveauet steg som følge af iltsvindet i september og forblev højt resten af året.
1812	
1813	
1814	
1815	
1816	
1817	
1818	
1819	
1820	
1821	
1822	
1823	
1824	
1825	DSi-koncentrationen var på niveau med langtidsmidlen hen over året, bortset fra et markant højere niveau i september, forårsaget af kraftig lagdeling og større frigivelse fra sedimenterne grundet høje temperaturer, hvorved større mængder af DSi akkumulerede i bundvandet. De lidt lavere niveauer i juli og august skyldes formentlig en større opblanding pga. blæsevejr i disse måneder (<i>kapitel 2</i>). De normale DSi-koncentrationer i årets tre første måneder bekræfter, at bundvandet ikke var voldsomt påvirket af indstrømmende Nordsøvand, som medfører lavere koncentrationer.
1826	
1827	
1828	
1829	
1830	
1831	
1832	
1833	
1834	
1835	
1836	



Figur 4.2. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSI i 2023 for bundvandet (≥ 15 m) i de åbne indre farvande sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2022). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

1837

1838

1839

1840

1841

1842

1843

1844

1845

1846

1847

1848

1849

1850

4.3 Tidslig udvikling i fjerne og kystvande

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugspraksis. I 2023 var årsmidlen for DIN-koncentrationen $46 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er det højeste siden 2019 og på niveau med gennemsnittet for de seneste 20 år ($50 \mu\text{g l}^{-1}$, 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 2023 var reduceret med 65 % i forhold til middelniveauet for perioden 1989-1994. TN-koncentrationen i 2023 ($436 \mu\text{g l}^{-1}$) var ligeledes på niveau med gennemsnittet for de seneste 20 år ($449 \mu\text{g l}^{-1}$), hvilket er 35 % lavere end for perioden 1989-1994. 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.

1851

1852

1853

1854

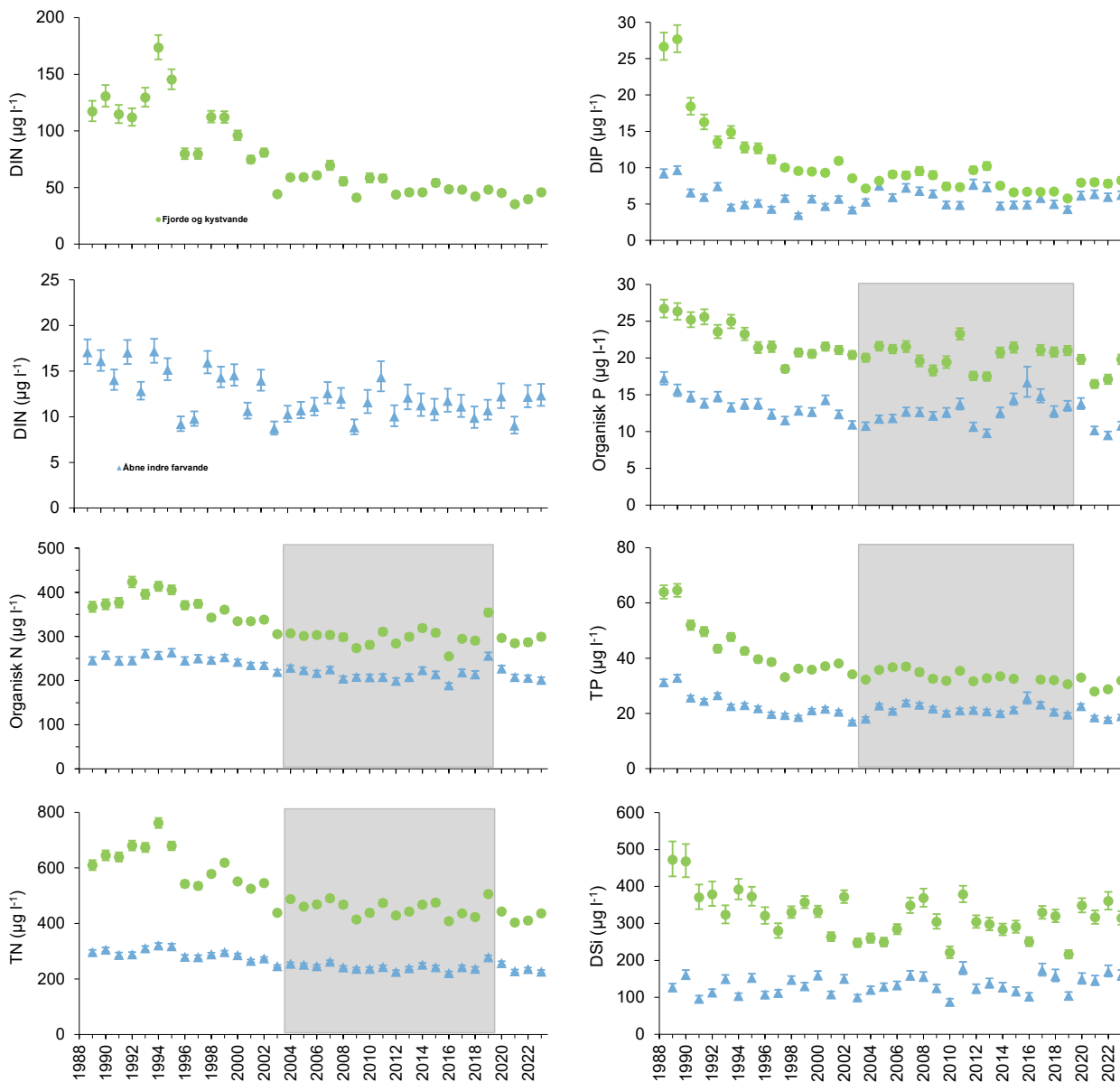
1855

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 2023 ($8,2 \mu\text{g l}^{-1}$) var den højeste siden 2013 ($10,2 \mu\text{g l}^{-1}$). De relativt høje DIP-koncentrationer i 2020-2023, sammenlignet med 2014-2019, skyldes hovedsageligt skiftet fra køl til frys for opbevaring af prøverne. I

1856
1857
1858
1859
1860
1861
1862
1863
1864

forhold til 1989 er DIP reduceret med 69 % i 2023. Efter to år med lave koncentrationer var organisk P og TP i 2023 gennemsnitlige for perioden siden 1998.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 200 og 400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2023 (314 $\mu\text{g l}^{-1}$) svarede til gennemsnittet for denne periode (315 $\mu\text{g l}^{-1}$). DSi-niveauet er normalt resultatet af tre faktorer: kiselalger (øget mængde sænker niveauet), kvælstofbegrænsning (større begrænsning øger niveauet) og vand fra den centrale Nordsø (øget mængde sænker niveauet). I 2023 var alle disse faktorer på spil på forskellige tidspunkter af året, hvilket resulterede i et gennemsnitligt niveau.



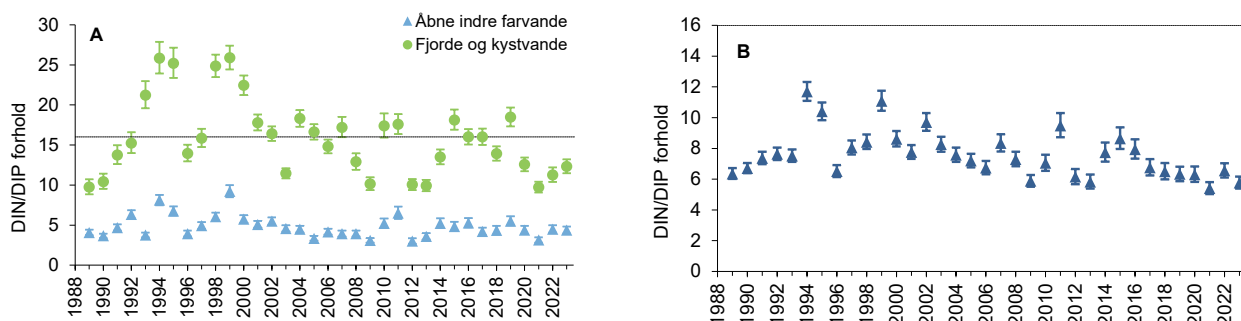
Figur 4.3. Årsmiddelkoncentrationer ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet (0-10 m) i de åbne indre danske farvande (0-10 m, ▲). For DIN er fjorde og kystvande afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige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

1865
1866
1867
1868

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 tidslige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og

1869
1870
1871
1872
1873

2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2023 var molforholdet forholdsvis lavt, hvilket skyldes den lave afstrømning i efteråret 2022 og formentlig også en tidlig vinteropblomstring (kapitel 5), hvilket sænker DIN:DIP-forholdet i de efterfølgende måneder på grund af hurtigere remineralisering af DIP.



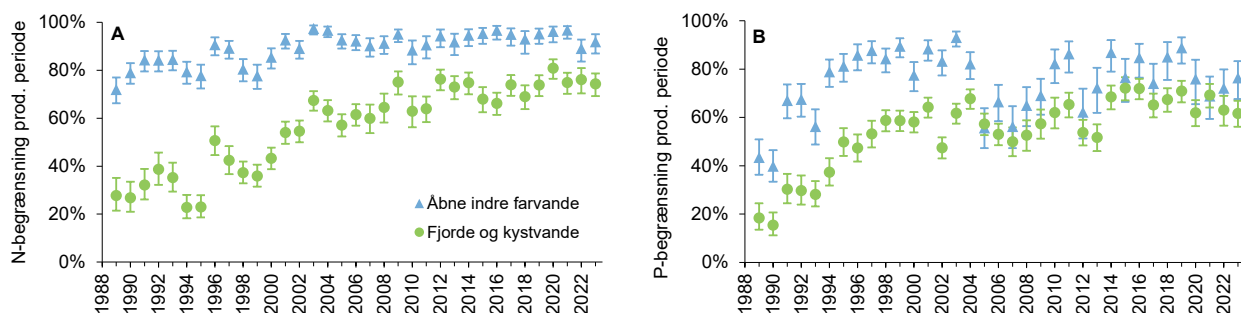
Figur 4.4. Molforhold mellem årsmidlen ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) og B) bundvand (≥ 15 m) i de åbne indre farvande (▲). Linjerne angiver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

1874
1875
1876
1877
1878
1879
1880
1881

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 2023 (74 %) var på niveau med de seneste ti år, men højere end gennemsnittet for 2003-2022, hvor kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i ca. 70 % af den produktive periode. Den tidlige opblomstring i februar har kompenseret for større tilførsler af kvælstof efter en meget våd januar, hvorved DIN-koncentrationen forblev forholdsvis lav i den produktive periode (figur 4.1).

1882
1883
1884
1885
1886
1887
1888
1889
1890
1891
1892
1893

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 2023 (62 %) var gennemsnitlig for de seneste ti år. Niveaulet for fosforbegrænsningen er bl.a. et resultat af en relativt høj kvælstofbegrænsning, som begrænser algevæksten samt optaget af DIP og dermed giver et større overskud af DIP. En udtynding af puljen af DIP i sedimentet i de tilbagevendende iltsvindsområder kan have bidraget til et stabilt niveau for fosforbegrænsning i de senere år. Set over et længere tidsperspektiv er den potentielle begrænsning af både kvælstof og fosfor forholdsvis højt pga. de reducerede 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 og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP).

1894
1895
1896
1897
1898

Næringsstofkoncentrationerne udviste signifikante fald i perioden 1989-2023 (tabel 4.1). Derimod var der 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.

Område	Næringsstof	1989-2023	2014-2023
Fjorde og kystnære områder	DIN	-2,950 (<0,0001)	-1,029 (0,0706)
	Org. N	-3,374 (<0,0001)	-0,705 (0,8191)
	TN	-7,839 (<0,0001)	-3,933 (0,3080)
	DIP	-0,364 (<0,0001)	0,148 (0,0986)
	Org. P	-0,178 (<0,0001)	-0,392 (0,0507)
	TP	-0,673 (<0,0001)	-0,375 (0,0830)
	DSi	-2,651 (0,0059)	6,372 (0,2059)
Overfladevand, DIN		-0,133 (0,0005)	0,063 (0,6224)
åbne indre farvande	Org. N	-1,523 (<0,0001)	-0,547 (0,8000)
	TN	-2,295 (<0,0001)	-0,919 (0,6481)
	DIP	-0,027 (0,2413)	0,017 (0,0260)
	Org. P	-0,072 (0,0151)	-0,514 (0,0246)
	TP	-0,169 (0,0017)	-0,442 (0,0917)
	DSi	0,615 (0,1387)	4,658 (0,1156)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,583 (0,0001)	-1,726 (0,0304)
åbne indre farvande	Org. N	-1,809 (<0,0001)	2,476 (0,2620)
	TN	-2,790 (<0,0001)	-0,185 (0,9078)
	DIP	-0,043 (0,2573)	0,146 (0,2669)
	Org. P	-0,140 (0,0003)	-0,140 (0,4329)
	TP	-0,220 (0,0009)	0,102 (0,5738)
	DSi	1,080 (0,0296)	4,953 (0,1353)

1899
1900
1901
1902
1903
1904
1905
1906
1907

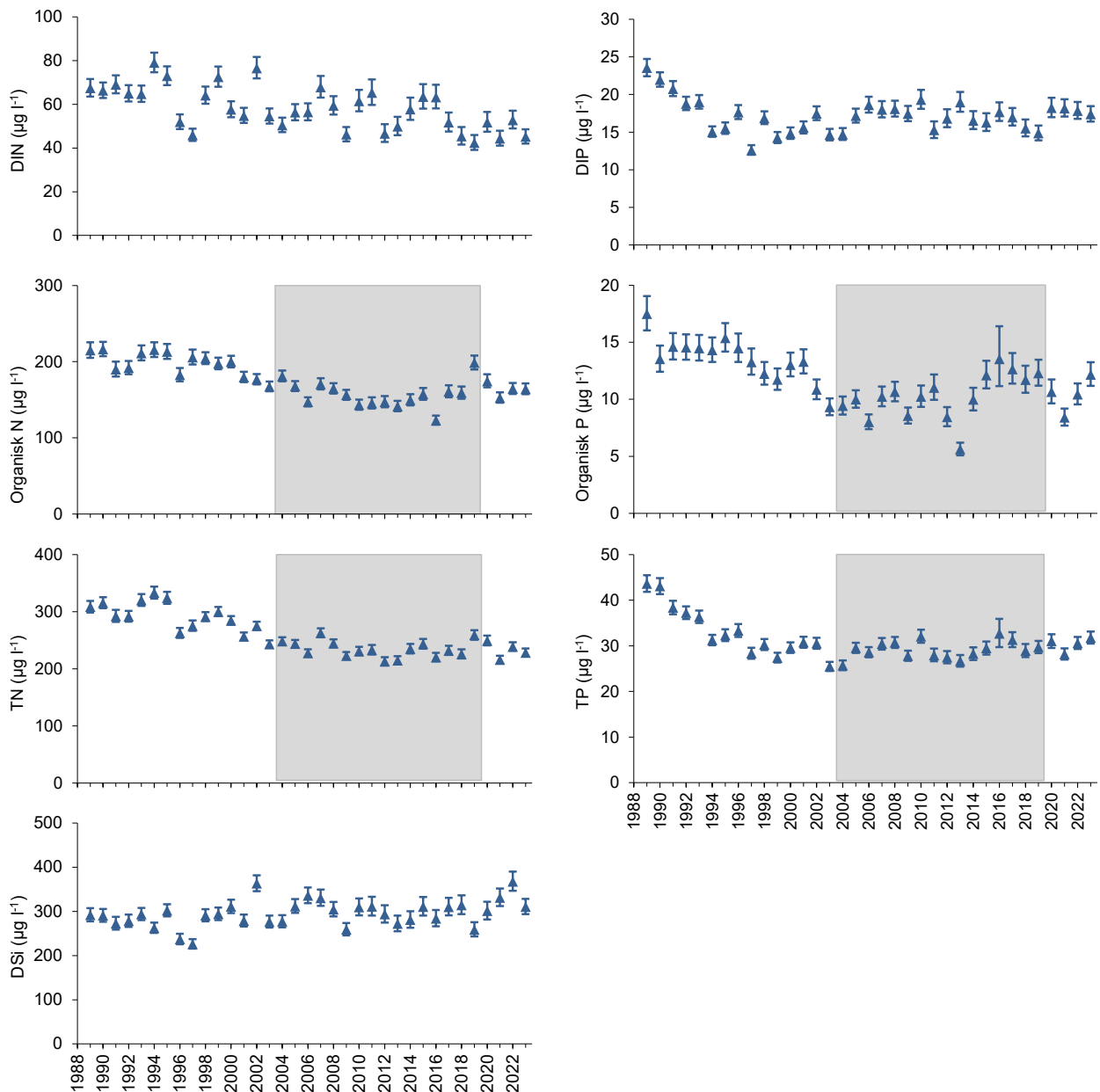
4.4 Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidlen for DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2023 ($12,3 \mu\text{g l}^{-1}$) var lidt over gennemsnittet for perioden siden 2003 ($11 \mu\text{g l}^{-1}$) (figur 4.3). Det lidt højere niveau i 2023 skyldes hovedsageligt en større afstrømning fra land. Generelt har årsmidlen for DIN ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ i de seneste ca. 20 år. Koncentrationerne af organisk N og TN i 2023 var derimod lidt under gennemsnittet for årene siden 2003. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2023 reduceret med henholdsvis 21 %, 20 % og 25 %.

1908
1909
1910
1911
1912
1913
1914
1915
1916

I de seneste fire 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 tidlig opblomstring i januar og februar kan have fremskyndet kvælstofbegrænsningen i 2023 og medført en relativt højere DIP-koncentration, men metodeskift til frysning af prøver er formentlig den vigtigste årsag til de højere niveauer 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,

1917	hvilket påvirker eksporten af DIP til de åbne farvande. Koncentrationerne af organisk P og TP i 2023 var under gennemsnittet for perioden siden 1998.
1918	
1919	Koncentrationen af DSi i 2023 ($160 \mu\text{g l}^{-1}$) var den fjerdehøjeste for hele perioden, hvilket skyldes, at der samlet set for hele året var en relativt stor udstrømning af Østersøvand med generelt højere DSi-koncentrationer. 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 $170 \mu\text{g l}^{-1}$.
1920	
1921	
1922	
1923	
1924	
1925	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 fire i overfladevandet, dvs. overvejende kvælstofbegrænsning (<i>figur 4.4A</i>). N/P-forholdet i 2023 (4,4) var gennemsnitligt for perioden siden 2003.
1926	
1927	
1928	
1929	
1930	
1931	De faldende koncentrationer af næringsstoffer har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning (<i>figur 4.5</i>). I 2023 var kvælstofbegrænsningen 92 %, hvilket er lidt lavere end gennemsnittet siden 2003 (94 %). Dette skyldes to modsatrettede effekter: en tidlig vinteropblomstring i februar (øger kvælstofbegrænsningen ved at udtynde puljerne før den 'mest produktive periode' (marts-september) benyttet i figuren) og stor afstrømning fra land, som øger tilgængeligheden af uorganisk kvælstof.
1932	
1933	
1934	
1935	
1936	
1937	
1938	Den potentielle fosforbegrænsning i den produktive periode var 76 % i 2023, hvilket er på niveau med gennemsnittet siden 1998 (77 %). Normalt er den potentielle fosforbegrænsning lav i år med stor afstrømning, men i 2023 var en stor del af afstrømningen i slutningen af året og påvirkede derfor ikke den potentielle fosforbegrænsning for marts-september. I de seneste 15 år har planteplanktonets vækst været potentielt begrænset af DIP i 69-89 % af den produktive periode undtagen i 2012, hvor begrænsningen var 62 %. 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.
1939	
1940	
1941	
1942	
1943	
1944	
1945	
1946	
1947	
1948	Der er over hele perioden siden 1989 observeret et signifikant fald for alle kvælstof- og fosforkoncentrationer med undtagelse af DIP og DSi. Der er ikke nogen signifikante ændringer for de seneste ti år for kvælstof, mens der har været en signifikant stigning af DIP og et signifikant fald for org. P (<i>tabel 4.1</i>). Dette skyldes formentlig metodeændringen i forbindelse med frysning af prøverne. Der er ingen udvikling for DSi over de seneste ti år.
1949	
1950	
1951	
1952	
1953	
1954	4.5 Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande
1955	DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande i 2023 ($45 \mu\text{g l}^{-1}$) var ca. 17 % lavere end gennemsnittet for perioden siden 2003 ($54 \mu\text{g l}^{-1}$) og på niveau med gennemsnittet for de seneste seks år ($47 \mu\text{g l}^{-1}$, <i>figur 4.6</i>). Den Jyske Kyststrøm havde ikke nogen påviselig effekt på DIN-koncentrationen i 2023. Koncentrationerne af organisk N og TN var på niveau med perioden siden 2003.
1956	
1957	
1958	
1959	

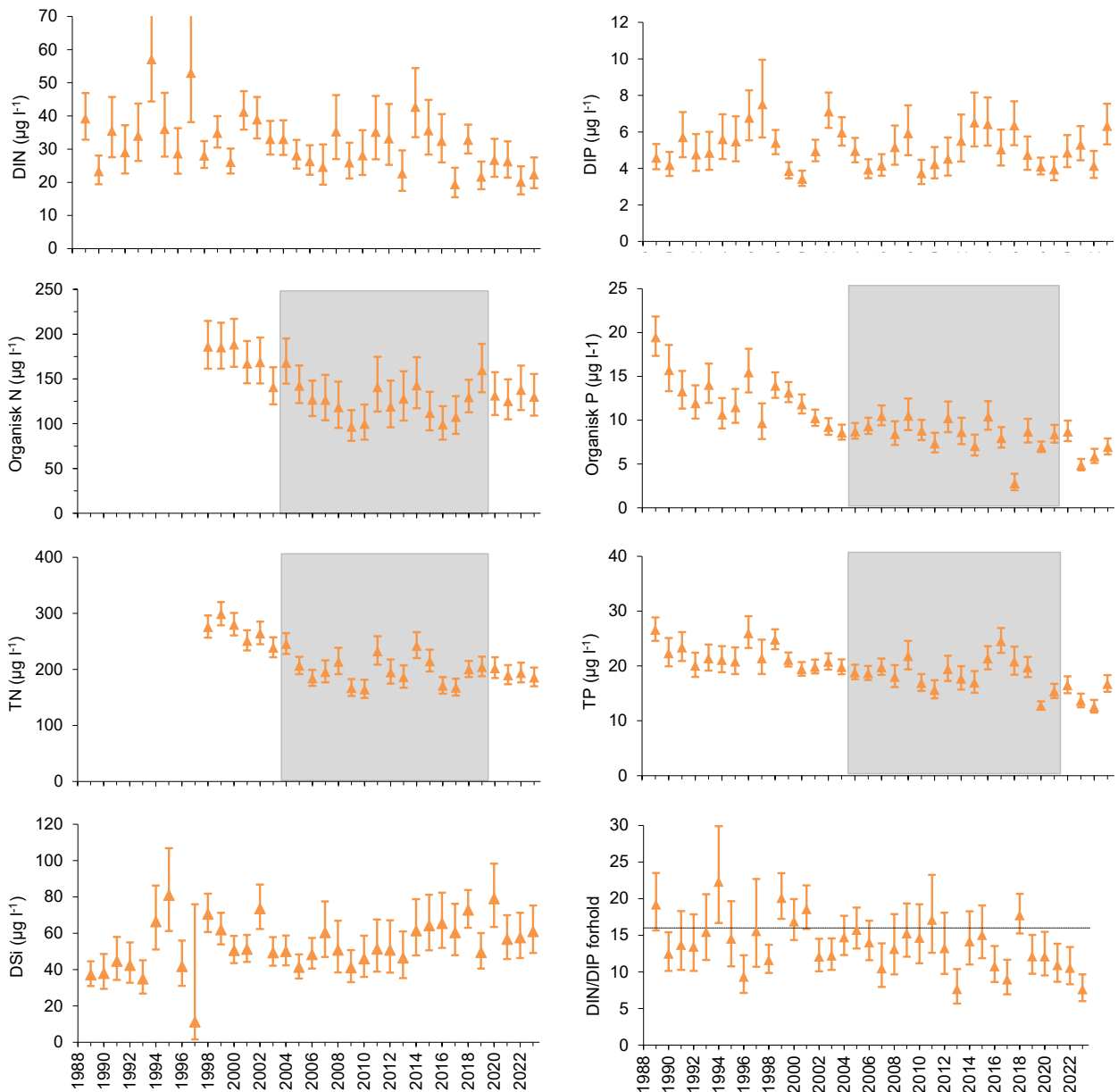


Figur 4.6. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSI i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

1960
1961
1962
1963
1964
1965
1966
1967
1968
1969
1970

DIP-koncentrationen faldt frem mod 1997 til $13\text{--}15\ \mu\text{g l}^{-1}$, fulgt af en svagt stigende tendens frem til 2006, hvorefter niveauet har været på $15\text{--}19\ \mu\text{g l}^{-1}$ (figur 4.6). DIP-koncentrationen i 2023 ($17\ \mu\text{g l}^{-1}$) var meget lig de tre forrige år, hvilket er lidt højere end i perioden 2014–2019 ($16\ \mu\text{g l}^{-1}$). For 2023 skyldtes det hovedsageligt meget høje koncentrationer i september, hvor større mængder DIP blev frigivet fra sedimentet i forbindelse med udbredt iltsvind i de åbne indre danske farvande (kapitel 6). Metodeskiftet i forbindelse med prøvetagning har også medført højere DIP-koncentrationer i de seneste fire år. Koncentrationen af organisk P og TP var forholdsvis høj for perioden siden 2003.

1971	DSi-koncentrationen har været rimelig stabil i hele perioden siden 1989 (<i>figur 4.6</i>). Niveaueet i 2023 ($311 \mu\text{g l}^{-1}$) var lidt højere end gennemsnittet for denne periode ($296 \mu\text{g l}^{-1}$), hvilket skyldes forholdsvis høje koncentrationer under iltsvindet i september, hvor DSi fra sedimentet akkumulerede i bundvandet (<i>figur 4.2</i>).
1972	
1973	
1974	
1975	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 2023 på 5,8. 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 (<i>figur 4.4B</i>).
1976	
1977	
1978	
1979	
1980	
1981	Kvælstofkoncentrationerne er faldet signifikant over hele perioden, mens kun DIN har ændret sig signifikant de seneste ti år (<i>tabel 4.1</i>). 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. DSi-koncentration er steget siden 1989, men trendanalysen er på grænsen til at være signifikant. Derimod er der ingen ændring over de seneste ti år for DSi-koncentrationen.
1983	
1984	
1985	
1986	
1987	
1988	
1989	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.
1990	
1991	
1992	
1993	
1994	
1995	
1996	
1997	Årsmidlen for DIN-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 20-40 $\mu\text{g l}^{-1}$ undtagen i nogle enkelte år (<i>figur 4.7</i>). I 2023 var DIN-koncentrationen ($22 \mu\text{g l}^{-1}$) den fjerdelaveste siden 1989, og de fire laveste værdier er alle observeret siden 2017. DIN-koncentrationen i 2023 afveg fra det forventede sæsonmønster med en relativt høj månedsværdi i januar med større påvirkning af vandmasser fra Tyske Bugt som følge af sydvestlige vinde, hvorimod februar havde en relativt lav månedsmiddel som følge af påvirkning fra den centrale Nordsø med vestlige vinde (data ikke vist). Dette indikerer, at Den Jyske Kyststrøm er blevet blokeret i februar. DIN-koncentrationen var også høj i november og december. Sæsonmønsteret for organisk N og TN fulgte det forventede mønster, dog med generelt lave værdier og med de hidtil laveste for juni (data ikke vist). Årsmidlerne for organisk N og TN var på niveau med gennemsnittet for perioden siden 2000.
1998	
1999	
2000	
2001	
2002	
2003	
2004	
2005	
2006	
2007	
2008	
2009	
2010	Årsmidlen for DIP-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 4-6 $\mu\text{g l}^{-1}$ i langt de fleste år. I 2023 var årsmidlen $6,3 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er det højeste niveau siden 2016. DIP-koncentrationen var høj i januar og februar og særligt i efterårsmånederne (data ikke vist), hvor sydlige vinde formentlig har transporteret vandmasser fra Tyske Bugt op langs vestkysten. Lavere saltholdighed i 2023 på stationen ved Fanø (RIB1500007) for disse måneder, sammenholdt med tidligere år, understøtter dette. Koncentrationen af organisk P og TP var meget lav i juni og december (data ikke vist), hvilket kan være forårsaget af sedimentation af henholdsvis forårsopblomstringen (marts-maj) og en sen efterårsopblomstring i oktober. Koncentrationen af organisk P var lidt højere end i de seneste to år, men dog stadig relativt lav. Årsmidlen for TP i 2023 ($16,7 \mu\text{g l}^{-1}$) var den højeste i seks år, men stadig under tidligere tiders niveau.
2011	
2012	
2013	
2014	
2015	
2016	
2017	
2018	
2019	
2020	
2021	



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.

2022
2023
2024
2025
2026
2027
2028
2029
2030
2031
2032
2033
2034
2035
2036
2037

Årsmidlen for DSi-koncentrationen steg i perioden 1989-1995 og har efterfølgende ligget i intervallet $40-60 \mu\text{g l}^{-1}$ frem til og med 2013 undtagen i 1997-1999 og 2002. Derefter har der været en svag stigning i DSi-koncentrationen med et gennemsnit for 2014-2023 på $63 \mu\text{g l}^{-1}$. Årsmidlen for 2023 ($61 \mu\text{g l}^{-1}$) er dermed lidt lavere end gennemsnittet for de senere år. Stigende DSi-koncentrationer er koblet til øget potentiel begrænsning af væksten af kiselalger som følge af faldende DIN-koncentrationer, hvilket resulterer i et større DSi-overskud. Sæsonvariationen i DSi-koncentrationen fulgte det forventede mønster, dog med en lidt højere koncentration i januar og efteråret (data ikke vist), hvilket sandsynligvis skyldes en større påvirkning af vand fra Tyske Bugt. Under forårsopblomstringen faldt DSi-koncentrationen næsten proportionalt med DIN-koncentrationen, hvilket indikerer, at forårsopblomstringen var domineret af kiselalger. I april nåede DSi-middelkoncentrationen niveauet for 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 af kiselalger (kapitel 5).

2038
2039
2040

Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfields forhold på 16. DIN/DIP-forholdet i 2013 og 2023 (7,6) var de hidtil laveste.

2041

4.7 Sammenfatning

2042
2043
2044
2045
2046
2047
2048
2049
2050
2051
2052
2053
2054
2055
2056
2057
2058
2059
2060
2061
2062
2063
2064
2065
2066
2067
2068
2069
2070
2071
2072
2073
2074
2075
2076
2077
2078
2079
2080
2081
2082
2083
2084
2085
2086
2087
2088
2089
2090

- Koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof og total kvælstof i 2023 var forholdsvis lave med undtagelse af årets sidste to måneder, hvor stor afstrømning fra land medførte relativt høje koncentrationer særligt i fjorde og kystvande.
- Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i 2023 var generelt relativt lav i fjorde og kystvande undtagen i april-juni formodentlig på grund af større kvælstofbegrænsning. Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i de åbne indre farvande var forholdsvis høj igennem det meste af året og særligt i efteråret, hvilket skyldes en større påvirkning fra Østersøen. Koncentrationen af total fosfor var normal igennem det meste af året med undtagelse af februar og juni, hvor lave værdier formentlig skyldes sedimentation af alger.
- Vind fra sydvest i januar og fra vest i februar kunne potentielt medføre en øget påvirkning fra Den Jyske Kyststrøm, men der var ingen signaturer af denne i de åbne indre farvande.
- 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 september som følge af udbredt iltsvind. Fosforkoncentrationerne forblev høje året ud.
- Koncentrationen af opløst silicium i fjorde og kystvande fulgte det normale sæsonmønster i 2023. Forholdet mellem optaget af DIN og DSi fra januar til marts indikerer, at den tidlige opblomstring var domineret af kiselalger.
- Koncentrationen af opløst silicium i de indre åbne farvande vekslede mellem relativt høje og relativt lave værdier, hvilket hovedsageligt skyldtes skiftende påvirkninger af vandmasser fra henholdsvis Østersøen og Nordsøen. Optag fra kiselalger har desuden medført kraftige fald i DSi-koncentrationen i februar.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning var relativt høj i 2023 for fjorde og kystvande, hvilket skyldes den forholdsvis lave afstrømning i efteråret 2022 og en tidlig opblomstring i februar, som har sænket koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i den produktive periode. Den potentielle kvælstofbegrænsning i de åbne indre farvande var lavere end i de senere år bortset fra 2022. Det skyldes en stor afstrømning fra land, som blev kompenseret af tidlig opblomstring i februar. Siden 2003 har der været potentiel kvælstofbegrænsning i 60-80 % af den produktive periode for fjorde og kystvande og i over 90 % for de åbne indre farvande i næsten alle år.
- Den potentielle fosforbegrænsning i 2023 for fjorde og kystvande var på niveau med de seneste ti år. Det skyldes en balance mellem, at øget kvælstofbegrænsning giver mindre fosforbegrænsning, mens reducerede fosforpuljer i sedimentet giver mindre frigivelse fra bunden i forbindelse med iltsvind, hvilket øger fosforbegrænsningen. For de åbne indre farvande var den potentielle fosforbegrænsning relativt lav.
- Årsmidlerne for kvælstofkoncentrationer i fjorde og kystvande samt overflade- og bundvandet 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 koncentrationerne siden 2003. Kvælstofkoncentrationerne i 2023 var gennemsnitlige for de seneste 20 år.
- Årsmidlerne for fosforkoncentrationerne i fjorde og kystvande faldt kraftigt i 1980'erne og i starten af 1990'erne, men siden 1998 har koncentrationerne

2091
2092
2093
2094
2095
2096
2097
2098
2099
2100
2101
2102
2103
2104
2105
2106
2107
2108
2109

onerne været stabile. I de åbne indre farvande har fosforkoncentrationerne ligget stabilt siden 1998 i både overfladevandet og i bundvandet. I 2023 var koncentrationen af opløst uorganisk fosfor relativt høj, mens den var relativt lav for organisk fosfor og gennemsnitlig for total fosfor. Niveaulet for fosfat og organisk fosfor skyldes hovedsageligt metodeskiftet for opbevaring af prøverne fra køl til frost.

- Reduktionen i næringsstoffkoncentrationer 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. Næringsstoffkoncentrationerne har været på et stabilt niveau siden starten af 2000'erne.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var kvælstofkoncentrationerne i 2023 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 2018-2023. Fosforkoncentrationerne var forholdsvis høje i 2023, hvilket kan skyldes større påvirkning af vandmasser fra Tyske Bugt i januar-februar og efteråret kombineret med større kvælstofbegrænsning.

2110

5 Planteplankton og vandets klarhed

2111

Stiig Markager

2112

2113

2114

2115

2116

2117

2118

2119

2120

2121

2122

2123

2124

2125

2126

2127

2128

2129

2130

2131

2132

2133

2134

2135

2136

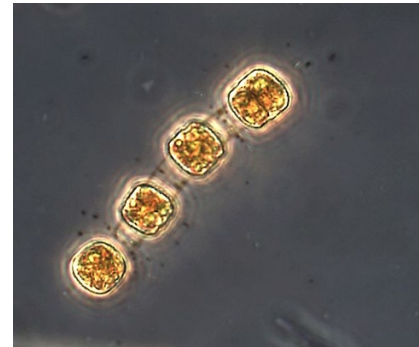
2137

2138

2139

2140

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,



Kiselalgen *Thalassiosira cf. kushirensis* er i 2023 registreret i opblomstringer i danske farvande. Arten er tidligere beskrevet i Asien. Foto: Nicklas Bisbo.

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 kvælstof bliver hurtigt 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.

2141

2142

2143

2144

2145

2146

2147

2148

2149

2150

2151

2152

2153

2154

2155

2156

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, Knudsen-Leerbeck *et al.* 2017). 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 frigivelse af næringsstoffer afgørende for den tid, det tager at genskabe et godt miljø, hvis man reducerer tilførslerne fra land (Lønborg & Markager 2021).

2157 Planteplankton er som nævnt oftest encellede, og dermed kan hele planten
2158 lave fotosyntese og deltage i den efterfølgende vækstproces. Det er anderle-
2159 des end for planter på land, hvor en del af planten er rødder eller strukturel-
2160 le dele, der ikke optager lys og ikke direkte bidrager til væksten. Plante-
2161 plankton kan derfor vokse meget hurtigere end landplanter, og en fordob-
2162 ling af biomassen pr. dag er ikke usædvanlig, når der er lys og rigeligt med
2163 næringsstoffer i vandet. Temperaturen spiller ikke nogen væsentlig rolle for
2164 væksten, så længe der er overskud af næringsstoffer. Mange arter af plante-
2165 plankton kan tilpasse sig lave temperaturer ved at danne flere enzymer
2166 (*Markager m.fl. 1999*). Dermed er det de samlede tilførsler af næringsstoffer,
2167 som hovedsageligt styrer væksten af planteplankton i tempererede farvande
2168 som de danske, og derfor er væksten af planteplankton en god indikator for
2169 næringsstofftilførsels påvirkning af havmiljøet.

2170 De negative miljøeffekter af næringsstofftilførsler starter med stimuleringen
2171 af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstofftilførsler, årsags-
2172 sammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekven-
2173 serne er velbeskrevet i form af høj koncentration af planteplankton, uklart
2174 vand, iltsvind, tab af undervandsvegetation og negative effekter på fisk og
2175 biodiversitet. Da væksten af planteplankton er den proces, som forbinder en
2176 øget tilførsel af næringsstoffer med resten af eutrofieringskomplekset, er det
2177 en vigtig parameter at overvåge i havmiljøet. En øget vækst af planteplank-
2178 ton vil, alt andet lige, føre til en højere koncentration af planteplankton i
2179 vandet. Den effekt kan mindskes af en øget græsning på algerne fra dyre-
2180 plankton eller bunddyr som fx blåmuslinger, der sidder fast på bunden og
2181 lever af at filtrere planteplankton ud af vandet. Der vil være en tendens til, at
2182 flere næringsstoffer også giver flere dyr og dermed mere græsning. Men
2183 overordnet set er der en positiv sammenhæng mellem tilførsler af nærings-
2184 stoffer og mængden af planteplankton i vandet. Koncentrationen af plante-
2185 plankton kan måles som biomasse, fx antal celler, kulstof-biomasse eller kloro-
2186 fyl. Det sidste er nemt at måle og findes kun i planter. Klorofylkoncentra-
2187 tionen bruges derfor ofte som indikator for mængden af planteplankton og
2188 eutrofiering.

2189 Den øgede produktion af planteplankton som følge af eutrofiering betyder,
2190 at vandsøjlen tilføres mere organisk stof. Noget af dette stof nedbrydes eller
2191 forsvinder ved græsning, men en del af det ophobes i vandet og på bunden.
2192 På bunden ophobes det organiske stof som mudder, dvs. havbunden bliver
2193 mere blød, får et højere indhold af organisk stof og dermed et højere ilt-
2194 forbrug. Når der er vind og dermed bølger, hvirvles muddret op i vandet
2195 som små organiske partikler, der absorberer og spreder lyset. Dette, sammen
2196 med den direkte lysabsorption af planteplankton, betyder, at flere nærings-
2197 stoffer giver mere uklart vand. Vandets klarhed er derfor endnu en central
2198 parameter i overvågningen af eutrofiering.

2199 Generelt kan alle tre parametre, planteplanktons vækst, klorofylkoncentra-
2200 tion og vandets klarhed, bruges som indikator for eutrofiering, men de re-
2201 sponderer lidt forskelligt. Planteplanktons vækst reagerer umiddelbart og
2202 kraftigt på ændringer i tilførsler af næringsstoffer. Klorofylkoncentrationen
2203 reagerer også på det overordnede plan, men i nogle situationer kan en ænd-
2204 ret græsning betyde, at ændringer i tilførslerne af næringsstoffer ikke, eller
2205 kun delvist, bevirker en ændring i klorofylkoncentrationen (*Timmermann
2206 m.fl. 2010*). Derudover afhænger klorofylindholdet inden i planteplankton-
2207 cellerne af vækstforholdene. Lavt lys og en høj tilførsel af kvælstof vil få cel-
2208 lerne til at danne meget klorofyl (*Jakobsen & Markager 2016*). Det er situatio-

2209 nen om vinteren og på andre årstider under meget næringsrige forhold.
2210 Omvendt vil meget lys og kraftig kvælstofbegrænsning give celler med lavt
2211 klorofylindhold, hvilket typisk er situationen om sommeren og generelt
2212 gennem vækstsæsonen under oligotrofe forhold. Den praktiske konsekvens i
2213 forhold til overvågning af havets miljøtilstand er, at ændringer i klorofyl-
2214 koncentrationen systematisk overvurderer de faktiske ændringer i plante-
2215 planktonbiomassen. Således vil en højere kvælstoftilførsel føre til flere celler,
2216 og hver celle har et højt klorofylindhold, så stigningen i biomassen af plan-
2217 teplankton ser højere ud, end den er, målt som kulstofindhold. Den om-
2218 vendte mekanisme gælder ved faldende tilførsler af kvælstof. Klorofyl er
2219 nemt at måle og foretrakkes derfor ofte som overvågningsparameter, men
2220 den har sine klare begrænsninger og bør tolkes omhyggeligt. Den parame-
2221 ter, der reagerer langsomt på ændringer i næringsstofforholdene, er vand-
2222 dets klarhed og dermed lyssvækkelsen. Lyssvækkelsen i vandsøjlen skyldes
2223 primært organiske partikler og opløst organisk stof. Det organiske stof op-
2224 hober ved eutrofiering og forsvinder kun langsomt over år til årtier. Desu-
2225 den vil tab af bundplanter, især ålegræs, som følge af eutrofiering betyde en
2226 mindre stabil havbund og dermed en øget ophvirvling af partikler. Lys-
2227 svækkelsen stiger derfor ofte hurtigt ved stigende næringsstofftilførsler, men
2228 aftager langsomt – over årtier – ved faldende tilførsler. Uklart vand, svaren-
2229 de til en høj lyssvækkelse, er derfor en slags semipermanent skade på kyst-
2230 nære økosystemer som følge af eutrofiering.

2231 **5.1 Metoder og datagrundlag**

2232 Analyserne i dette kapitel bygger på data fra det nationale program for
2233 overvågning af vandmiljøet og naturen i perioden 1970-2023 (betegnet NO-
2234 VANA siden 2004). Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske an-
2235 visninger for overvågning af plankton (*Kaas & Markager 1998* med ændringer
2236 som beskrevet i *Jakobsen & Fossing 2015* og *Markager & Fossing 2015*).

2237 Data fra databaserne ODA samt VanDa og svenske data fra SMHI (Sveriges
2238 Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udvik-
2239 lingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse fra henholdsvis 1977 og
2240 1994 frem til og med 2023.

2241 Som noget nyt i 2023 er den tidlige udvikling i vandets klarhed beskrevet ved
2242 lyssvækkelseskoefficienten (K_d , enhed m^{-1}) for fotosyntetisk aktivt lys (PAR).
2243 K_d beregnes ud fra målte dybdeprofiler af lys i vandet. Både lysmålinger og
2244 beregningen af K_d er beskrevet i ovenfor nævnte tekniske anvisninger.

2245 Metoden til opgørelsen af klorofyl er også ændret ift. tidligere rapporter, så-
2246 ledes, at de elektroniske profilmålinger af fluorescenssignalet fra klorofyl
2247 inddrages i beregningen, der fortsat også er baseret på de vandkemiske må-
2248 lingen af klorofylkoncentrationen (se en mere detaljeret beskrivelse i *bilag 3*).

2249 Metoden for beregninger af sæsonvariation og tidlig udvikling er også for-
2250 bedret i dette års rapport (*bilag 3*).

2251 Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons
2252 optag af kulstof i én eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra
2253 disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst ved en
2254 såkaldt PI-kurve (*figur 5.1, Hansen & Høgslund 2022*). Disse data kombineres
2255 med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons fordeling ned gennem
2256 vandsøjlen, så man får et mål for algevæksten pr. areal af havoverfladen (mg

2257 kulstof $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$). De første målinger er fra 1975, og antallet af stationer i måle-
2258 programmet har varieret gennem årene. Det er dog langt fra alle stationer,
2259 som er målt alle år. Da niveauet for algevæksten er forskelligt mellem station-
2260 ner, vil et gennemsnit af de absolutte værdier påvirkes af, hvilke stationer
2261 som er målt det enkelte år. Det kan der kompenseres for ved at beregne pro-
2262 duktionen for hver station og år som procent af middelværdien (PP-%) på
2263 den pågældende station (*ligning 1*). Derefter beregnes middelværdien af PP-
2264 % pr. år for alle stationer i henholdsvis de åbne indre farvande og fjordene.

2265
$$\text{PP-\% (station, år)} = \text{PP (station, år)} / \text{PP-middel (station)} \times 100 \quad (\textit{ligning 1})$$

2266 I 1998 blev metoden til måling og beregning af algevæksten ændret på en
2267 række punkter. Effekterne af disse ændringer, baseret på sammenligninger
2268 af data beregnet med begge metoder for 2013, er en stigning i arealprodukti-
2269 onen på 13 %. Værdier fra før 1998 er derfor øget med 13 %.

2270 Algevæksten er analyseret i forhold til kvælstoftilførsler fra februar til au-
2271 gust inden for et kalenderår, baseret på resultaterne i *Lyngsgaard m.fl. 2014*.
2272 Summen af kvælstoftilførsler til de indre danske farvande fra februar til au-
2273 gust er indekseret på samme måde som for algevæksten og er baseret på da-
2274 ta fra NOVANA-programmet på månedsbasis og for 2. og 3. ordens far-
2275 vandsområder. Disse data er beregnet, som beskrevet i *Thodsen m.fl. 2023*.

2276 I dette kapitel behandles overvågningsdata for planteplanktons vækst,
2277 mængden af planteplankton (klorofylkoncentration) og lyssvækkelse (for
2278 Nordsøen er sigtdybden anvendt til at beskrive lyssvækkelse). Forekomsten
2279 af plante- og dyreplanktonarter og deres biomasser er en del af NOVANA-
2280 programmet, men dette emne er ikke behandlet pga. af problemer med bio-
2281 masseberegninger og uafsluttet opdatering af databasen for disse parametre.

2282 Normalt besøges stationerne regelmæssigt gennem hele året, men med hyp-
2283 pigere prøvetagning i vækstperioden fra marts til oktober. Siden 2009 har
2284 prøvetagningsfrekvensen været den samme med ca. 20 prøvetagninger pr.
2285 år. Fra 1998 til 2008 var prøvetagningsfrekvensen højere; mellem 21 og 32
2286 gange pr. år. I 2020 var prøvetagningen indstillet fra midt i marts til midt i
2287 maj pga. af COVID-19. Årsværdier (*figur 5.4*) for 2020 er korrigeret for denne
2288 ændring (*Hansen & Høgslund 2021; kapitel 5* for detaljer). Siden 2021 har prø-
2289 vetagningen været normal. For algevæksten er værdien altid lav i januar, og
2290 beregningsproceduren indeholder derfor en lineær interpolation fra en an-
2291 taget værdi på $10 \text{ mg kulstof } \text{m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ den 1. januar til første prøvetagning
2292 og tilsvarende fra sidste prøvetagning til 31. december. I 2023 blev der målt
2293 på 15 stationer fordelt på otte stationer i de åbne indre farvande og seks i
2294 'fjorde' (Ringkøbing, Skive, Løgstør, Mariager, Odense og Roskilde). Siden
2295 2022 er der også målinger på en station i Nordsøen ud for Hvide Sande.
2296 Denne station har ikke være besøgt siden 1997.

2297 Der er kun relativt få spredte målinger af miljøtilstanden i havet frem til be-
2298 gyndelsen af 1980'erne, men de giver dog en vis indikation på niveauerne. Fra
2299 midt i 1980'erne kom der flere målinger som følge af igangsættelsen af et sy-
2300 systematisk nationalt overvågningsprogram. På baggrund af datagrundlaget og
2301 ændringerne i kvælstoftilførslerne over tid er den tidslige udvikling analyseret
2302 for tre perioder: 1) hele perioden fra de første overvågningsdata til 2023, 2) pe-
2303 rioden fra 1984, hvor den systematiske overvågning igangsættes, til 2012, hvor
2304 kvælstoftilførslerne ikke længere er aftagende og 3) perioden fra 2012 til 2023.

2305
2306
2307
2308
2309
2310
2311
2312
2313
2314
2315
2316
2317
2318
2319
2320
2321
2322

2323
2324
2325
2326
2327
2328
2329
2330
2331
2332
2333
2334
2335
2336
2337
2338
2339

2340
2341

2342
2343
2344
2345
2346
2347
2348
2349
2350

2351

5.2 Tilførsler af næringsstoffer – tidlig udvikling og status for 2023

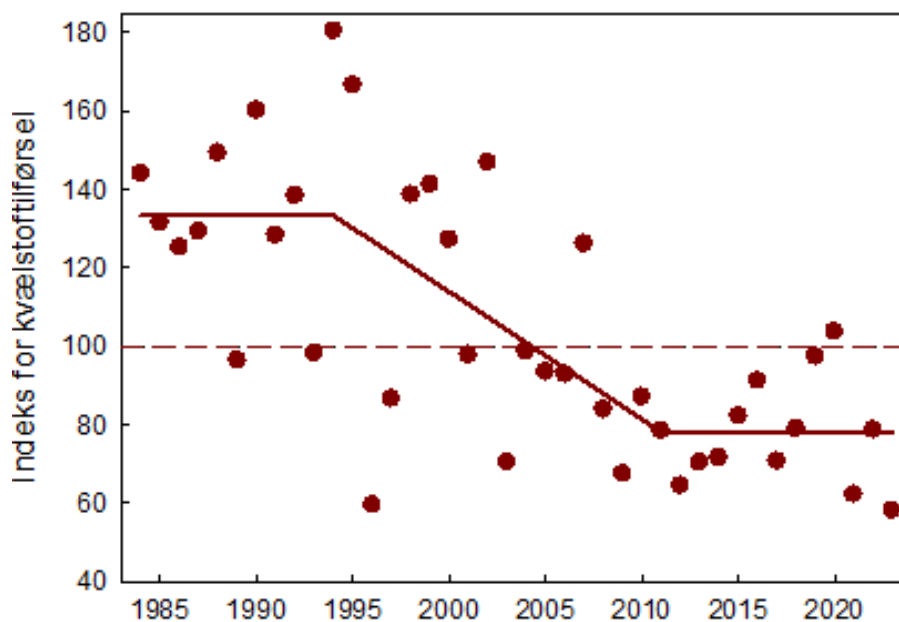
Havet omkring Danmark har modtaget store mængder næringsstoffer op gennem 1900-tallet som konsekvens af ændringer i landbrugspraksis og spildevandsudledning (*Del 1 Påvirkninger af de danske farvande*). Tilførslerne af næringsstoffer er en afgørende faktor for udviklingen i miljøtilstanden i de danske farvande. Det gælder både mængden af tilførte næringsstoffer og timingen af tilførslerne 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 både Danmark og nabolandene. Den tidlige udvikling af algevækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed er derfor analyseret i forhold til udviklingen i tilførslerne af næringsstoffer, primært kvælstof.

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 2023. Udviklingen i dette indeks er analyseret ved en trinvis lineær regression med følgende resultat: Fra 1984 til 1994 havde indekset en værdi på 133. Fra 1995 og frem til og med 2011 faldt det med 3,3 % om året til en indekseværdi på 78. Det vil sige, at kvælstoftilførslen i vækstperioden faldt med 55 % over perioden 1995 til 2011 (*figur 5.1*). I 2023 var tilførslerne på indeks 58, som er det laveste, der er målt. Kun det meget tørre år 1996 var på samme niveau med en værdi på 60. I modsætning til tilførslen i vækstsæsonen, så var tilførslen af kvælstof for hele året høj. Tilførslen i 2023 var på 65.000 tons i 2023, hvilket er højt i forhold til niveauet i de sidste 24 år, hvor middelværdien er 59.300 tons. Årsagen til den store forskel mellem årstilførslen af kvælstof og tilførslen i vækstsæsonen er, at der i 2023 var en relativ stor ferskvandsafstrømningen fra land og dermed tilførslen af kvælstof til havet stor i januar og fra oktober til og med december (*figur 2.1D*), altså i månederne uden for algernes hovedvækstsæson.

Tilførslen af fosfor var i 2023 på 2.100 tons, hvilket er markant højere end i de sidste tre år (1.457 – 1.946 tons) og de højeste siden 2015.

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 stiger gradvist 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 1984-2023 og angivet med stiptet linje. Fuldt optrukken linje viser en trinvis lineær tilpasning til de observerede værdier med en aftagende tilførsel fra 1994 til 2011 på 3,25 % pr. år (std.fejl. $\pm 0,52$).



2352
2353
2354
2355
2356
2357
2358
2359
2360
2361

5.3 Sæsonvariation i 2023

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.

2362
2363
2364
2365
2366
2367

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. Om sensommeren og efteråret 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.

2368
2369
2370
2371
2372

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.

2373
2374
2375
2376
2377
2378
2379

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*).

2380

Fjorde og kystvande

2381
2382
2383
2384
2385
2386
2387
2388
2389
2390
2391
2392
2393
2394
2395
2396
2397
2398
2399
2400
2401
2402
2403
2404

Sæsonfordelingen af algevæksten i 2023 fulgte det samme mønster, som der har været de seneste 20 år. I januar og februar var den absolutte algevækst på et lavt niveau pga. lysbegrænsning, men relativt var algevæksten højere end normalt (*figur 5.2A*). Omkring 1. marts var der en svag forårsopblomstring i nogle af fjordene, men samlet var forårsopblomstringen knap synlig. Frem til midt i marts var algevæksten dog konsekvent over det normale niveau (indeks 1,5 i de første ti dage i januar). Fra midt i marts til midt i juni var algevæksten relativ lav, kun lidt over 25 %-percentilen, for derefter at stige kraftigt i juni og generelt holde sig på et niveau omkring 25 % over det normale frem til midt i september. Fra midt i oktober og året ud var algevæksten markant lavere end normalt. Den lave algevækst i april og maj skal ses i lyset af de markante reduktioner, som er sket i tilførslerne af fosfor, både set i forhold til perioden siden ca. 1992, hvor rensningen af fosfor i spildevand var fuldført, men også den markante nedgang der har været de seneste år. Fosfor er det begrænsende næringsstof i fjordene i en periode om foråret, så den lave algevækst om foråret i de senere år er den positive effekt af reduktionen af fosfortilførslerne. Både aktuelt i de seneste år, men også som en forsinket effekt af reduktionen i tilførslerne for ca. 30 år siden, er puljerne af fosfor i sedimentet aftagende, og det samme er frigivelsen af fosfor til vandsøjlen (Markager m.fl. 2021). I absolutte værdier følger algevæksten i høj grad lysindstrålingen, med en daglig værdi omkring 2.000 mg C m⁻² d⁻¹ omkring 1. juli. Det viser, at algevæksten overordnet kun i mindre grad er begrænset af adgangen til næringsstoffer, hvilket viser, at den samlede mængde næring i systemet stadig er meget højt.

2405
2406
2407
2408
2409
2410
2411
2412
2413
2414
2415
2416
2417
2418
2419
2420
2421
2422
2423

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 2023 var klorofylkoncentrationen høj fra midt i februar til midt i marts, noget over 25 % percentilen (*figur 5.2C*). Derefter fulgte en periode med relativt lave koncentrationer fra midt marts og frem 1. maj, hvorefter indeks for koncentrationen varierede omkring middelværdien frem til ca. 1. september. Her steg den til et meget højt niveau, tæt på 90 %-percentilen, for derefter at ligge på et højt niveau i lange perioder resten af året. Årsagen til de høje koncentrationer fra september og frem er antageligt en meget markant vindhændelse i den anden uge af august, som har tilført store mængder af næringsstoffer fra bunden til vandsøjlen, i kombination med en høj afstrømning i juli, august og fra oktober og resten af året og et markant iltsvind, som udviklede sig hurtigt fra sidst i august og var udbredt i september (*figur 6.1*). Afstrømning af ferskvand, kraftig vind og iltsvind er alle faktorer, som tilfører næringsstoffer til den øverste belyste del af vandsøjlen. I absolutte værdier var klorofylkoncentrationen mellem 6 og 8 µg l⁻¹ i det meste af vækstperioden, men markante opblomstringer (14-15 µg l⁻¹) forekom i begyndelsen af marts og slutningen af september.

2424
2425
2426
2427
2428
2429
2430

Vandets klarhed er beskrevet ved lyssvækkelseskoefficienten (K_d, enhed m⁻¹), hvor især opløst organisk stof (humusstoffer), partikler og alger kan give en høj værdi og dermed uklart vand. I 2023 varierede K_d-værdien omkring langtidsmiddelværdien på omkring 0,6 til 0,8 m⁻¹ (*figur 5.2C*). Der var relativ høj lyssvækkelse, indeks=1,15 omkring 1. majsamt midt i juni og omkring 1. august. Fra ca 1. september til 1. december var vandet relativt uklart af de samme årsager som beskrevet for klorofyl ovenfor (indeksværdier over 75

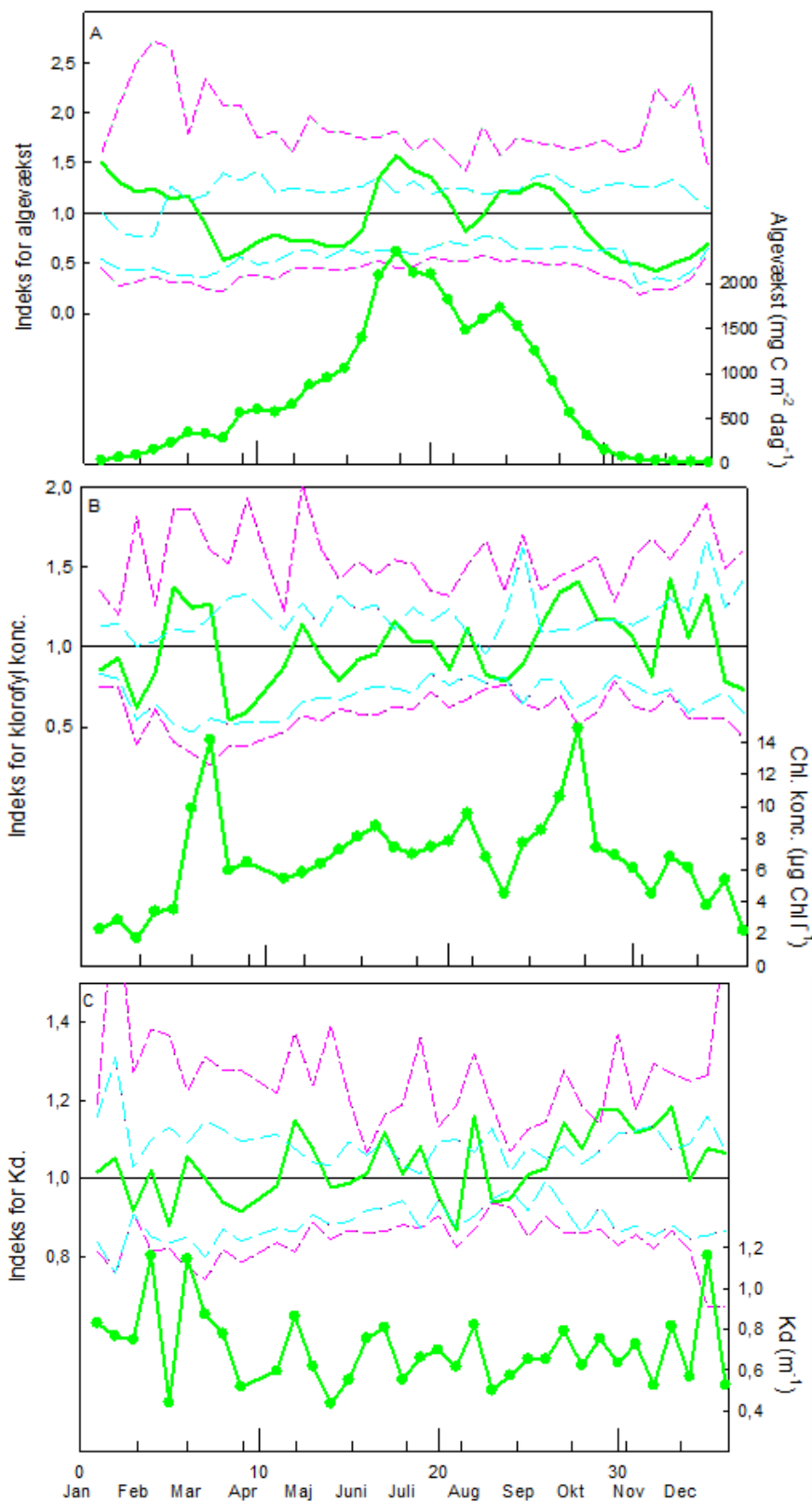
2431
2432

2433
2434
2435

%-fraktilen og i en ti-dages periode over 90 %-fraktilen). Der var også perioder med klart vand i slutningen af juli og midt i august.

Samlet set startede året med en gennemsnitlig tilstand i forhold til de nærmest foregående år for så at udvikle sig til en markant dårligere tilstand end normalt fra slutningen af august og frem.

Figur 5.2. Sæsonvariation for algevækst (A), klorofylkoncentration (B) og lyssvækkelse (C) for fjorde og kystnære områder. Sæsonvariationen er beskrevet både som absolutter værdier og et indeks for ti-dages perioder (x-aksen angiver ti-dages perioder gennem året (lange tics opad) og månederne (små tics nedad)). Y-aksen angiver indekssværdien til venstre og de absolutte værdier til højre. For indekssværdierne gælder, at værdien 1 (vandret streg) svarer til langtidsmiddelværdien for alle år med målinger. Årets værdi er vist ved en grøn linje. Turkise linjer henholdsvis 25 og 75 %-fraktiler og lyserøde linjer 10 og 90 %-fraktiler. Se også *bilag 3* for uddybning af beregninger.



Åbne indre farvande

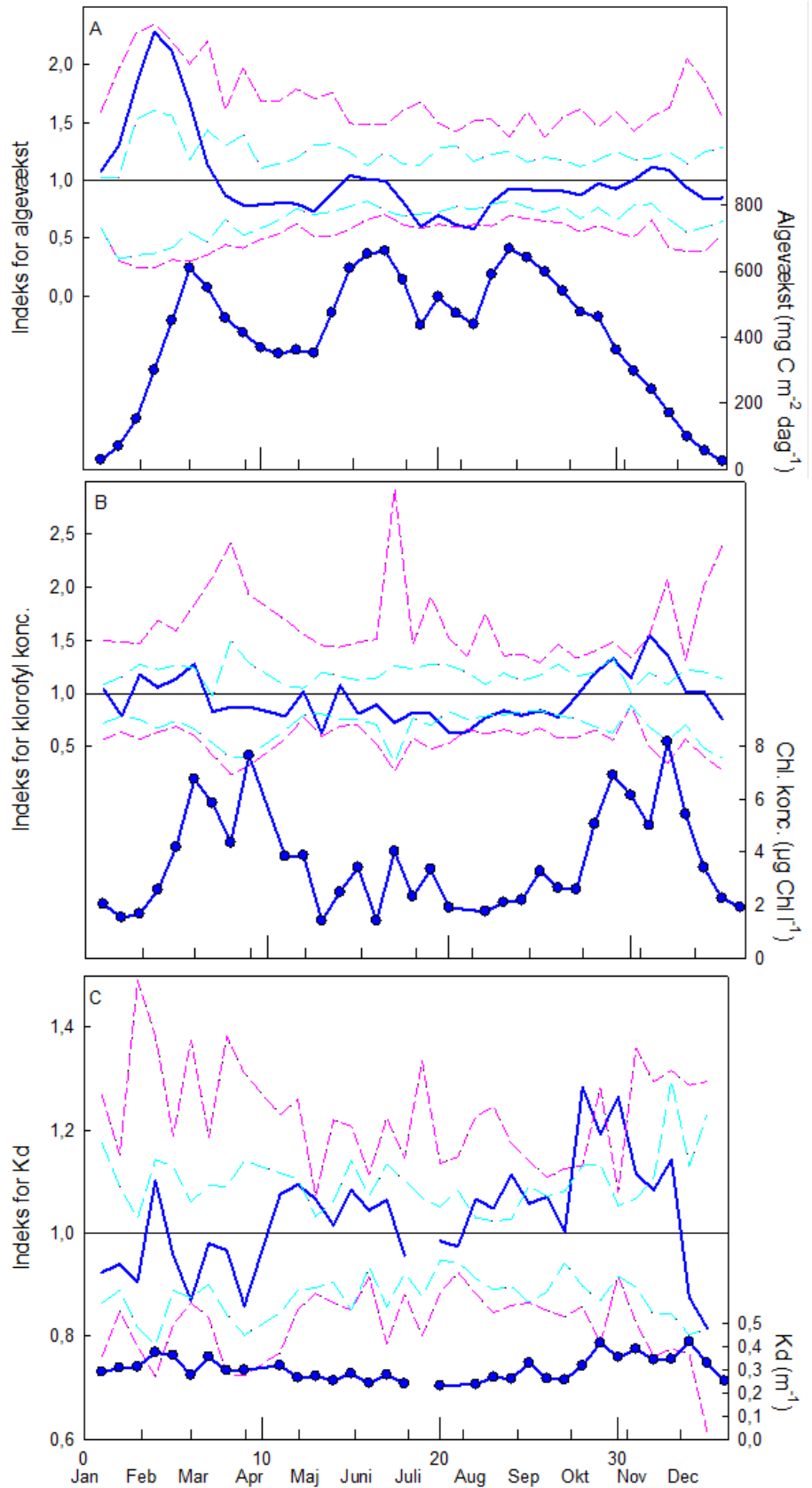
Algevæksten i de indre åbne farvande startede med en meget markant tidlig forårsopblomstring i februar. Den var tydelig på alle stationer med målinger i februar (stationen Læsø Rende blev ikke målt i februar) undtagen stationen ved Romsø i Storebælt. Den gennemsnitlige produktion omkring 1. marts var $600 \text{ mg kulstof m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$, hvilket er tæt på det højeste, der er målt i februar måned (*figur 5.3A*). Årsagen må tilskrives rolige vindforhold og en høj vinterafstrømning. Når vandsøjlen er rolig, blandes algecellerne ikke så langt ned i vandsøjlen og får derved mere lys. Den høje produktion i februar blev afløst af en relativ lav algevækst i marts og april og noget af maj, hvor indekset lå lige omkring 25 %-percentilen. Den høje algevækst i februar betød derfor ikke en generelt højere algevækst, men blot at vinterens overskud af næringsstoffer blev opbrugt i en hurtig, intens og tidlig opblomstring. Fra midt i juni til midt i august var algevæksten meget lav, betydeligt under 25 %-percentilen. I slutningen af året steg algevæksten, så den i november lå lidt over det gennemsnitlige niveau. Samlet er mønsteret det, man forventer i områder med næringsstofbegrænsning - en kort intens opblomstring efterfulgt af en mere eller mindre konstant algevækst vækstsæsonen igennem.

Sæsonfordelingen af klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande fulgte overordnet mønsteret for algevæksten. Der var høje koncentrationer af alger i februar og lidt ind i marts, hvorefter koncentrationen var lav indtil 1. oktober, hvor indekset lå under middelværdien størstedelen af tiden (*figur 5.3B*). I oktober steg koncentrationen til omkring 75 %-percentilen for så at være særdeles høj i oktober og det meste af november, hvor koncentrationen kun lå en anelse under det højest målte niveau. Sæsonmønsteret for 2023 følger dermed billedet fra de senere år med relativt høje koncentrationer i vintermånederne og relativt lave koncentrationer i vækstsæsonen.

Vandets klarhed var rimelig stabil med en K_d -værdi omkring $0,3 \text{ m}^{-1}$ fra årets start til sidst i september. Derefter steg lyssvækkelsen til et højt niveau indtil først i december (*figur 5.3 C*). Indeks-værdierne i den periode viser, at lyssvækkelsen generelt var højere end normalt, ofte omkring 75 %-percentilen, og i oktober og november væsentligt over 90 %-percentilen i dele af perioden. Lyssvækkelsen var dermed markant højere end normalt i efteråret, hvilket kan tilskrives den høje ferskvandsafstrømning i den sidste halvdel af 2023, som har tilført humusstoffer fra land og næringsstoffer, som har medført en relativ høj algevækst.

Samlet set var miljøtilstanden markant dårlige end i de foregående år ca. 12 år, især for klorofylkoncentrationen og lyssvækkelsen og især fra september til december.

Figur 5.3. Sæsonvariation for algevækst (A), klorofylkoncentration (B) og lyssvækkelse (C) for åbne indre farvande. Sæsonvariationen er beskrevet både som absolutte værdier og et indeks for ti-dages perioder (x-aksen angiver ti-dages perioder gennem året (små tics) og månederne (store tics)). Y-aksen angiver indeksværdien til venstre og de absolutte værdier til højre. For indeksværdierne gælder, at værdien 1 (vandret streg) svarer til langtidsmiddelværdien. Årets værdi er vist ved en blå linje. Turkise linjer henholdsvis 25 og 75 %-fraktiler og lyserøde linjer 10 og 90 %-fraktiler. Se også *bilag 3* for uddybning af beregninger.



2477

2478

2479

2480

2481

2482

2483

2484

2485

2486

2487

2488

2489

2490

2491

2492

2493

2494

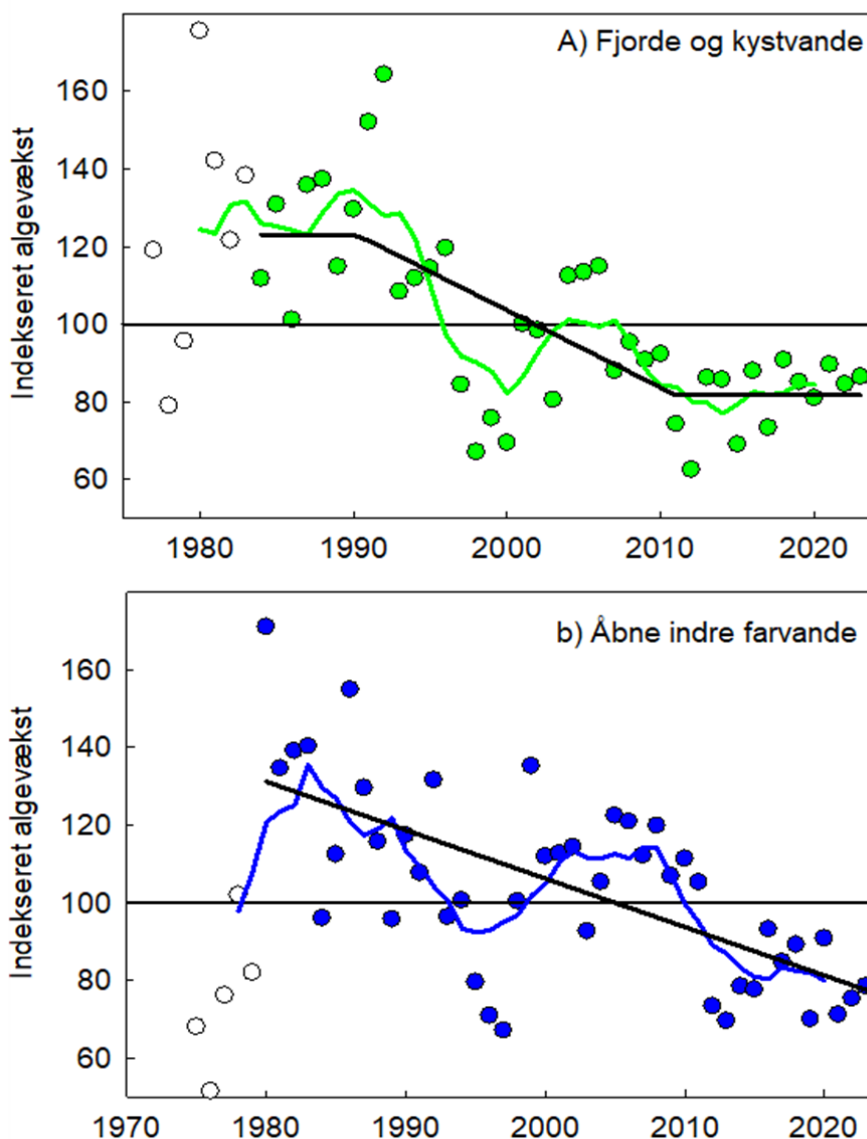
5.4 Tidslig udvikling

Fjorde og kystvande

Algevæksten i fjorde og kystvande i 2023 var på 298 g kulstof m⁻² år⁻¹ (gennemsnit for seks stationer vist som indekseret værdi i figur 5.4A). Det er det samme som i 2022, hvor værdien var 292 g kulstof m⁻² år⁻¹. Ændringen fra 2022 var generelt en stigning på omkring 6 til 10 % for flere stationer, men for stationen i Skive Fjord var der en markant nedgang på 23 %, som betyder, at algevæksten samlet set kun steg med godt 2 % fra 2022 til 2023.

Generelt har algevæksten været faldende siden 1980'erne, men der er en betydelig år-til-år variation (figur 5.4A), som primært skyldes årlige variationer i afstrømningen og dermed næringsstofftilførslerne. Dertil kommer de strukturelle ændringer i tilførslerne, som er beskrevet i *Del 1 Påvirkninger af de danske farvande*. Den tidslige udvikling er beskrevet med en lineær model med tre faser. Fra 1984 – det første år med et dækkende datasæt – og frem til 1991 er niveauet konstant med en indekseværdi på 123. Derefter falder algevæksten signifikant med $1,99 \pm 0,63$ (std. fejl.) % om året frem til 2011, hvorefter den er konstant med indeks lig 82. Fra 2011 og frem er der en tendens til en stigning (1,19 % pr. år, $p=0,06$).

Figur 5.4. 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 og angiver en statistisk signifikant udvikling. Metoden til indeksering af algevækst er beskrevet i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'.



2495
2496
2497
2498
2499

I *tabel 5.1* er der beregnet ændringerne i algevæksten for forskellige tidsperioder. Fra 1980 og frem falder algevæksten signifikant med 1,52 % pr. år. Mønsteret med en faldende algevækst over tid er det samme frem til 1990, men faldet pr. år og p-værdien ændrer sig afhængigt af startåret for analysen. Fra 2010 og frem er der en tendens til en stigende algevækst.

Tabel 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 2023. 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 starttidspunktet 1998. 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.

Periode	Fjorde		Åbne indre farvande	
	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)
1980 ≥	-1,52	<0,0001	-1,26	<0,0001
1985 ≥	-1,39	<0,0001	-1,06	0,0002
1990 ≥	-1,36	0,0002	-0,94	0,0047
1995 ≥	-0,56	0,10	-0,91	0,035
1998 ≥	-0,24	0,52	-1,91	<0,0001
2000 ≥	-0,65	0,10	-1,97	<0,0001
2005 ≥	-0,99	0,06	-2,65	<0,0001
2010 ≥	0,64	0,30	-1,41	0,10
2015 ≥	1,37	0,17	-1,27	0,28

2500
2501
2502
2503
2504
2505
2506
2507
2508
2509
2510
2511
2512
2513

Den gennemsnitlige klorofylkoncentration er i 2023 beregnet på en anden måde end tidligere (*bilag 3*). Beregnet på denne måde var klorofylkoncentrationen i 2023 på $6,4 \mu\text{g l}^{-1}$. Omregnet til indeks er værdien 0,989, dvs. meget tæt på middelværdien for alle år, og identisk med værdien i 2021 og 2022 (*figur 5.5A*). Udviklinger siden 1977 er opdelt i tre perioder. Fra 1977 til 1985 steg klorofylkoncentrationen markant med 8,6 % om året og nåede en værdi på 1,84 svarende til $12,1 \mu\text{g l}^{-1}$. Derefter faldt koncentrationen frem til 2012 med 2,5 % om året og nåede en koncentration på $4,4 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2012 (indeks=0,66). Siden 2012 er koncentrationen steget med 3,3 % per år. Der har således været en stigning på 36 % fra 2012 til 2023. Der er en del usikkerhed for værdierne fra 1977 til 1985, da antallet af målestationer var meget mindre end senere, men med den nye beregningsmetode er der et tydeligt mønster med en stigning. Det er i modsætning til tidligere, hvor værdierne for denne periode var variable, men på et højt niveau.

2514
2515
2516
2517
2518
2519
2520
2521
2522
2523
2524
2525
2526
2527
2528

Som nævnt ovenfor og i *bilag 3*, har den nye beregningsmetode betydet, at niveauet for klorofylkoncentrationen er steget betydeligt, mellem 50 og 100 %. Det er ikke udtryk for en ændring af miljøtilstanden, men viser, at en given indikator, baseret på klorofylkoncentration, altid skal defineres præcist. Faktorer som dybdeinterval (overflade, 0-10 m, fotisk zone eller hele vandsøjlen), sæson (hele året eller vækstsæson), fordeling af stationer (fjorde, kystnære områder eller mere åbne områder) og målemetode (vandkemisk analyse (absorption, fluorescens eller HPLC), satellitobservationer eller feryboksmålinger) er helt afgørende for den nominelle værdi, som en klorofylindikator vil antage. Det afgørende er, at man har en konsistent tidserie, når man skal vurdere en udvikling. På samme måde er det essentielt, at en vurdering i forhold til en grænseværdi, fx i relation til vandrammedirektivet, sker ved at sammenholde en observeret indikator med en grænseværdi, som er fastlagt ud fra præcis de samme metoder som indikatoren. Det sidste betyder, at den forskel, som er mellem denne rapport's absolutte værdier for

2529
2530
2531

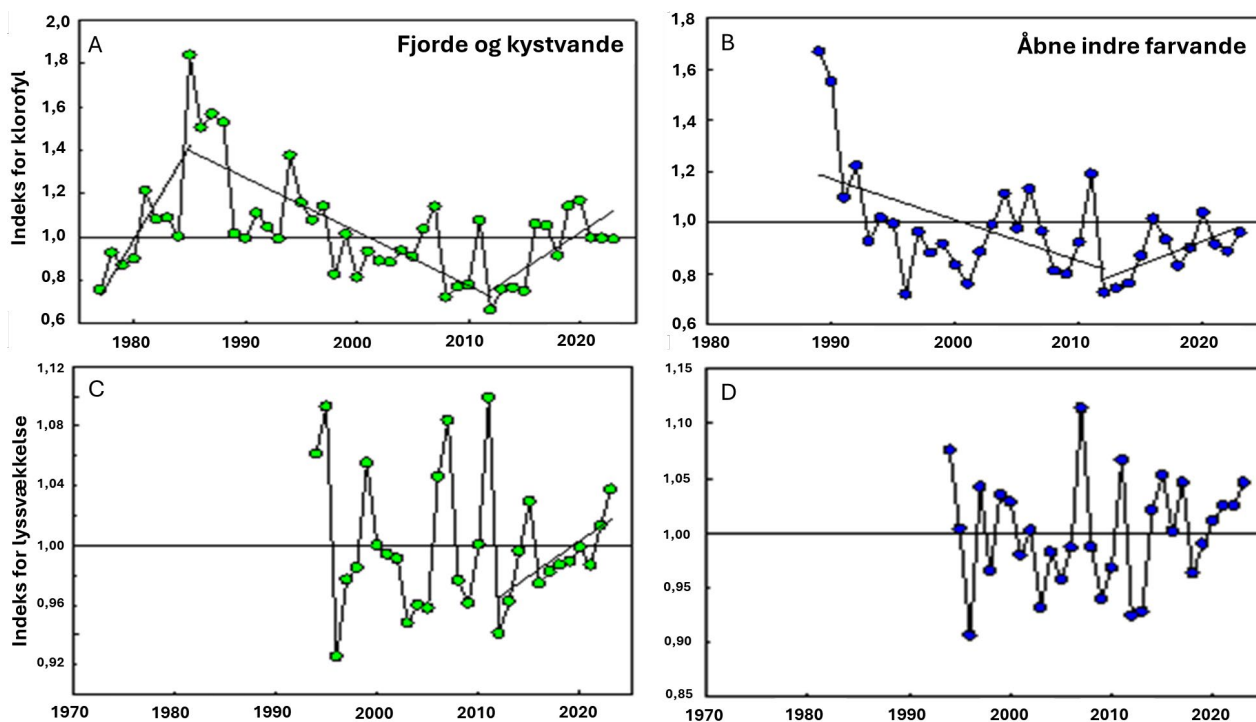
klorofyl, og de værdier som anvendes i forhold til opfyldelse af vandrammedirektivet, ikke udgør et problem. Denne rapport's formål er kun at give en status og en beskrivelse af den tidlige udvikling.

2532
2533
2534
2535
2536
2537
2538
2539
2540
2541
2542
2543
2544
2545
2546
2547
2548
2549
2550
2551
2552

Lyssvækkelseskoefficienten (K_d , m^{-1}) er i denne rapport anvendt i stedet for sigtdybden i analysen af den tidlige udvikling i vandets klarhed. Bemærk at K_d responderer modsat sigtdybde, som har været anvendt frem til 2022, således at en lavere K_d -værdi betyder klarere vand. Det betyder samtidigt, at algevækst, klorofylkoncentration og K_d nu har samme respons; dvs. at højere værdier betyder en ringere miljøtilstand. Data til beregning af K_d er til rådighed fra 1994 og frem. I 2023 var indeks for K_d på 1,038, svarende til en K_d -værdi på $0,633 m^{-1}$. Det er 1,4 % højere K_d -værdi end i 2022, og viderefører en stigende udvikling, der er set siden 2012 (figur 5.5 C). Siden 2012 er indekset for K_d steget signifikant (0,47 % pr. år, $\pm 0,18$ std.fejl, $p=0,027$). Vælger man 2010 som udgangspunkt, har der ikke været en udvikling, mens dette er tilfælde fra 2015 til 2023 (stigning=0,72 % pr. år $\pm 0,19$ std.fejl, $p=0,005$). Det er derfor vanskeligt at vurdere, om udviklingen siden 2012 er en tilfældig trend for denne relativt korte periode, men set i sammenhæng med stigningen i klorofylkoncentrationen for samme periode er det sandsynligt, at der er sket en forværring af tilstanden fra 2012 og frem. De tidligere anvendte sigtdybdemålinger går længere tilbage end 1994. De viser, at perioden fra 1994 til 2011 var en periode uden en tydelig ændring i lyssvækkelsen efter en markant forbedring i perioden fra 1970 til ca. 1994 (Hansen m.fl. 2023). Middelværdien for K_d -indekset fra 1994 til 2011 er 1,006, dvs. lig gennemsnittet for alle år.

2553
2554
2555
2556
2557

Samlet set var tilstanden i fjorde og kystvande lidt dårligere i 2023 end i 2022 med en anelse højere algevækst og en noget højere lyssvækkelse. Denne forskel må tilskrives den høje tilførsel af kvælstof i 2023. Det samlede billede af udviklingen siden 2012 er en markant forringelse af miljøtilstanden med højere algevækst, stigende klorofylkoncentrationer og mere uklart vand.



Figur 5.5. Koncentration af planteplankton målt som klorofyl (A, B) og vandets klarhed målt som lyssvækkelseskoefficient (K_d) (C, D) for fjorde og kystvande (venstre kolonne) og åbne indre farvande (højre kolonne). Bemærk, at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. De fuldt optrukne sorte linjer angiver en signifikant udvikling beregnet med en trinvis-lineær regression.

2558

Åbne indre farvande

2559

2560

2561

2562

2563

Algevæksten i de åbne indre farvande var på 152 g kulstof m⁻² år⁻¹ i 2023 (vist som indekssværdi i figur 5.4B). Det er omtrent det samme som i 2022 (146 g kulstof m⁻² år⁻¹). Indekssværdien var 0,785, dvs. lidt over 20 % lavere end gennemsnittet for alle år. Der er ikke observeret markante forskelle i udviklingen fra 2022 til 2023 mellem stationerne.

2564

2565

2566

2567

2568

2569

Algevæksten faldt signifikant fra 1980 til 2023 (fuldt optrukken linje, figur 5.4B). Der skete 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 renselanlæg. Derimod steg algevæksten signifikant fra 2012 og frem til og med 2018; men med de lave værdier for 2019 og 2021 til 2023 er der ikke en statistisk signifikant ændring i de seneste godt ti år.

2570

2571

2572

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 med næsten 3 % pr. år.

2573

2574

2575

2576

2577

2578

2579

2580

2581

2582

2583

2584

Klorofylkoncentrationen i 2023 var 2,89 µg l⁻¹. Det er en stigning på 8 % i forhold til 2022, svarende til 0,23 µg l⁻¹. Indekssværdien i 2023 var 0,96, altså meget tæt på den gennemsnitlige koncentration for alle år (figur 5.5B). Igen kan man fortolke den tidlige udvikling på forskellige måder. Set over et har der ikke været en udvikling siden 1993, og klorofylkoncentrationen er således uafhængig af tilførslerne af næringsstoffer. (se nedenfor for diskussion af årsager). Ser man kun på årene 1989 til 1992, var der et markant fald, som til en vis grad fortsætter frem til 2012 (-1,6 % pr. år ± 0,06 std. fejl, p=0,015). Derefter er der en tilsvarende stigning fra 2012 til 2023 (+1,9 % pr. år, ± 0,06 std. fejl, p=0,018). Det er bemærkelsesværdigt, at der er en meget tæt sammenhæng mellem udviklingen i klorofylkoncentrationen for fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande især fra 1997 og frem (figur 5.6).

2585

2586

2587

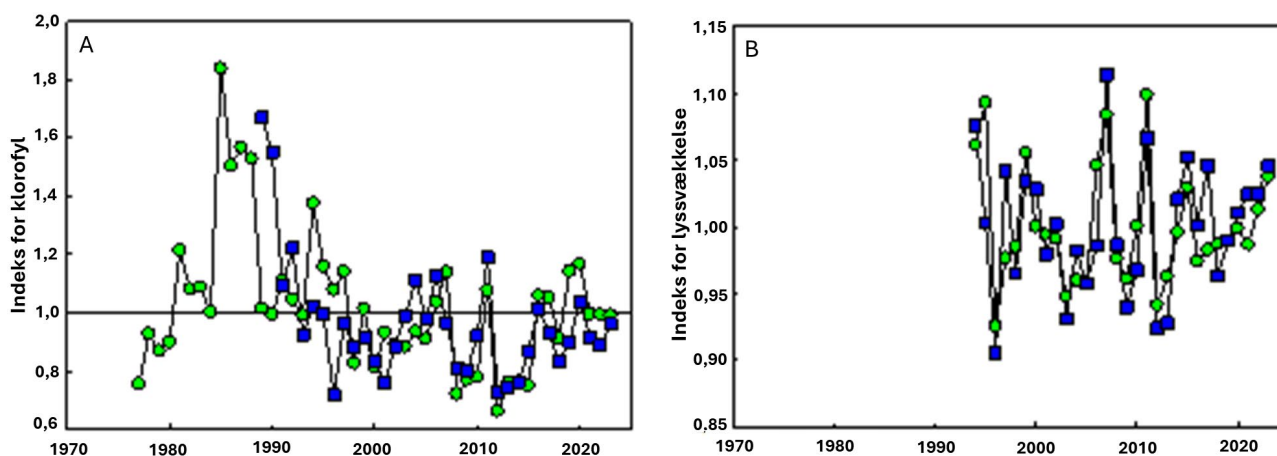
2588

2589

2590

2591

Det kraftige fald i klorofylkoncentrationen mellem 1989 og 1993 sås ikke med den gamle beregningsmetode, og skal tages med et forbehold. Resultatet understøttes dog af, at mønsteret for de åbne indre farvande og fjorde og kystvande ligner hinanden. Et sammenfald i den tidlige udvikling mellem de to typer af områder er forventeligt, fordi mange af de stationer, som er benævnt som 'åbne farvande', ligger relativt tæt på dansk land og dermed danske landbaserede udledninger.



Figur 5.6. Sammenligning af tidlig udvikling for klorofylindeks (A) og Kd-indeks (B) for fjorde og kystvande og åbne indre farvande.

2592 Niveaueet i klorofylkoncentrationen for de to typer af områder er forskelligt,
2593 men henholdsvis 6,6 og 3,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ for fjorde og kystvande og for åbne indre
2594 farvande. Men overensstemmelsen i den tidlige udvikling i de to farvands-
2595 typer viser, at der er en overordnet fælles faktor, som styrer udviklingen, og
2596 som kun kan være tilgængeligheden af næringsstoffer for algerne vækst.
2597 Kilden til næringsstoffer er tilførslerne fra dansk land og remineralisering i
2598 havbunden. Da der ikke er nogen væsentlig påvirkning fra Østersø-
2599 en/Nordsøen af koncentrationen af næringsstoffer i fjordene, viser analysen,
2600 at klorofylkoncentrationen i danske marine områder alt overvejende be-
2601 stemmes af danske landbaserede tilførsler og den deraf følgende udvikling i
2602 næringsstofkoncentrationer over de sidste omkring 50 år. I den forbindelse
2603 skal det bemærkes, at mange af stationerne i de 'åbne indre farvande' i reali-
2604 teten ligger ret tæt på den danske kyst.

2605 K_d -værdier i 2023 var 0,293 m^{-1} , hvilket er 2,1 % højere end i 2022, hvor K_d -
2606 værdien var 0,287 m^{-1} (figur 5.5D). 2023 er således det femte år i træk med
2607 stigende lyssvækkelse siden 2018, og samlet er K_d -indekset steget med 8,2 %
2608 i løbet af de fem år. Der er en tendens til en stigende K_d -værdi siden 2012
2609 (stigning=0,67 % pr. år), men i modsætning til fjordene er udviklingen ikke
2610 signifikant ($p=0,064$). Samlet er K_d -værdien for alle år 0,28 m^{-1} . Lige som for
2611 klorofyl er der en overraskende tæt samvariation siden 1994 for K_d i fjor-
2612 de/kystnære vandområder og de åbne havområder.

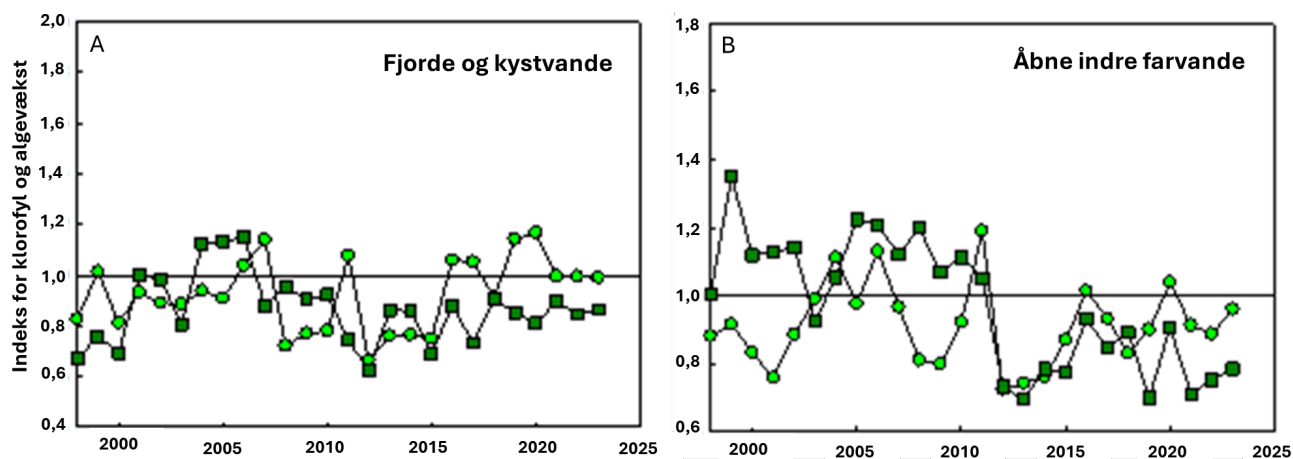
2613 I de åbne indre farvande var tilstanden i vandsøjlen i 2023 samlet set ringere
2614 end i 2022. Billedet er dermed det samme som for fjorde og kystnære områ-
2615 der med højere klorofylkoncentrationer og højere lyssvækkelse. Overordnet
2616 er der sket en forværring af tilstanden siden 2012, vurderet ud fra klorofyl-
2617 koncentrationen og vandets klarhed.

2618 **Afkobling af algevækst og klorofylkoncentration**

2619 Som beskrevet ovenfor har algevæksten overordnet været konstant eller lidt
2620 stigende i de seneste omkring ti år. Samtidig er klorofylkoncentrationen
2621 markant og signifikant stigende for begge farvandstyper. I de seneste år har
2622 de indekserede klorofylværdier således vedvarende ligget over primærpro-
2623 duktionsindekset (figur 5.7). Denne afkobling af algevækst og algekoncentra-
2624 tion er overraskende og kalder på en nærmere analyse. Ud fra en antagelse
2625 om, at algekoncentrationen er summen af algevækst og tabsfaktorer, så må
2626 man antage, at tabet af planteplankton nu er lavere end før. Den vigtigst
2627 tabsfaktor antages at være græsning af dyreplankton og bentiske filtratorer i
2628 lavvandede områder. Den observerede afkobling kan derfor skyldes et lave-
2629 re græsningstryk på planteplankton i de senere år. Det er ikke muligt at af-
2630 gøre, om det er tilfældet, da data for dyreplankton ikke er tilgængelige end-
2631 nu. En mulig hypotese, som er kendt fra søer, er, at en nedgang i bestanden
2632 af rovfisk har betydet en større bestand af dyreplanktonspisende fisk, som
2633 dermed har sænket biomassen af dyreplankton. Det giver en fødekædeeffekt,
2634 hvor en ændring i toppen af fødekæden forplanter sig nedad. De mange be-
2635 retninger om masseforekomster af trådalger i de seneste omkring fem år gi-
2636 ver også anledning til spekulationer om ændrede græsningstryk og dermed
2637 ændrede marine fødekæder. Det forhold, at vi ser det samme mønster i fjor-
2638 de og kystvande som i de åbne indre farvande tyder på, at det er den samme
2639 mekanisme, der er i spil. Et lavere græsningstryk vil betyde, at en større del
2640 af algeproduktionen sedimenterer. Dermed øges tilførslen af organisk stof til
2641 bunden, hvilket øger risikoen for iltsvind. En øget sedimentation kan derfor
2642 være en medvirkende årsag til det stigende niveau af iltsvind, som er obser-
2643 veret de seneste godt ti år (kapitel 6).

2644
2645
2646
2647
2648
2649
2650
2651
2652
2653
2654
2655
2656
2657

En vigtig konsekvens af ovenstående er, at man skal være forsigtig med at bruge klorofylkoncentrationen som en indikator for eutrofiering og miljøtilstanden på kort sigt. Selvom der overordnet ikke er nogen tvivl om, at algemængden og dermed klorofylkoncentrationen er positivt korreleret til næringsstoffertilgængeligheden, så kan der være betydelige afvigelser, måske især over tid, i denne kobling. Det er forventeligt, at et fortsat fald i næringsstofftilførslen på et tidspunkt vil være stor nok til igen at medføre et fald i koncentrationen af klorofyl. Det understreger vigtigheden af at vurdere den aktuelle udvikling i et marint systems miljøtilstand ud fra en række kriterier, fx næringsstoffkoncentrationer, iltvind, algevækst og vandets klarhed, og lave en samlet vurdering. Dette er også den tilgang man har for tilstandsvurdering i både HELCOM og OSPAR, men som mangler i vandrammedirektivet, hvor det kun er klorofylkoncentrationen og dybdeudbredelse af ålegræs, som direkte indgår i beregningerne af et indsatsbehov for næringsstofftilførsler.



Figur 5.7. Udvikling i indeks for klorofylkoncentration (o) og algevækst fra 1998 til 2023 (□) for fjorde og kystvande (A) og åbne indre farvande (B). Bemærk afkobling i de senere år for begge typer af stationer og omkring 2012 i de åbne havområder.

2658
2659
2660
2661
2662
2663
2664
2665
2666
2667
2668
2669
2670

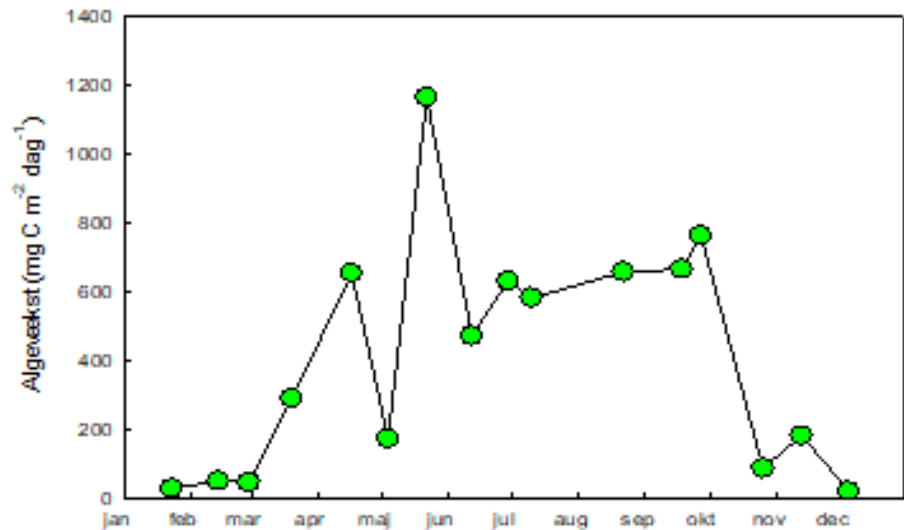
Nordsøen

I 2023 er sæsonvariationen i algevæksten målt på en enkelt station i Nordsøen ud for Hvide Sande. Det er den anden gang sæsonvariationen er målt på stationen siden 1997. Sæsonvariationen i 2023 fremgår af figur 5.8 og viser en forventelig sæsonvariation svarende til forløbet i 2022. 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 høj værdi på 1.163 mg kulstof m⁻² d⁻¹ er målt den 22. maj. Herefter aftager algevæksten til et stabilt niveau hen over sommeren, hvorefter væksten aftager markant fra oktober og året ud. Årsproduktionen i 2023 var 139 g kulstof m⁻², hvilket kun er 39 % af værdien for 2022 og lavere end målingerne, der var fra 1989 til 1997. Algevæksten på denne Nordsøstation var i 2023 på niveau med algevæksten i de åbne indre farvande.

2671
2672
2673
2674
2675
2676
2677
2678

Klorofylkoncentrationen (beregnet uden brug af fluorescenssignalet) var i 2022 1,81 µg l⁻¹ og dermed 6,3 % højere end i 2021 (figur 5.9A). Klorofylkoncentrationen er faldet lidt i perioden fra 1982 til 2015 (-0,013 µg klorofyl l⁻¹ år⁻¹ ± 0,007 std.fejl, p = 0,0089 - stiplede linje), mens den fra 2015 og frem har været signifikant stigende (0,11 µg klorofyl l⁻¹ år⁻¹ ± 0,01 std.fejl, p = 0,006 - fuldt optrukne linje). 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.

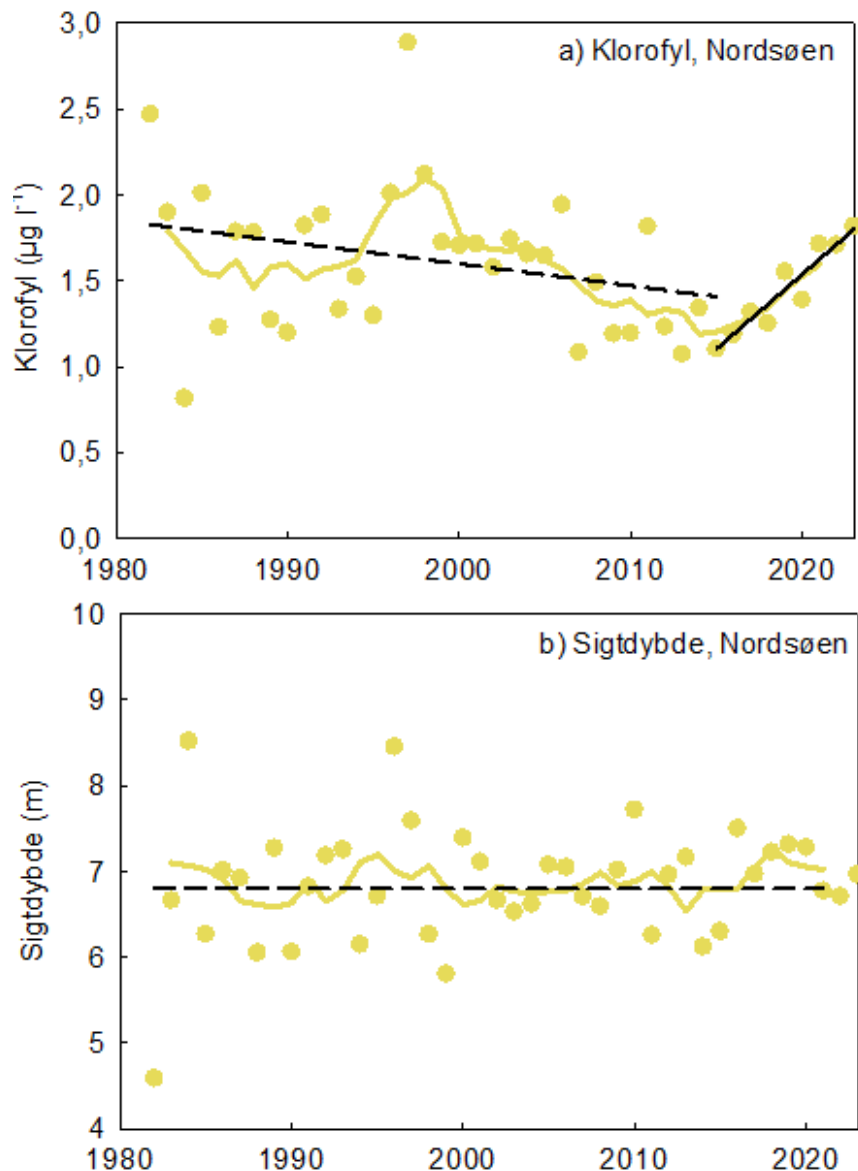
Figur 5.8. Sæsonfordeling af algevæksten på station 43 ud for Hvide Sande i 2023.



2679
2680
2681
2682

I 2023 var sigtddybden i Nordsøen 7,0 m, hvilket er 0,3 m bedre end i 2022. Værdien svarer stadig til den gennemsnitlige sigtddybde for hele perioden, når man tager år-til-år variation med i betragtning (figur 5.9B). Der er således ikke sket nogen udvikling i sigtddybden over den samlede periode.

Figur 5.9. Årsmidler for koncentrationen af klorofyl (A) og sigtddybde (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 tidslige variation for hele Nordsøen og Skagerrak. Farvede linjer repræsenterer syv års glidende gennemsnit. Fuldt optrukken sort linje angiver en signifikant stigning, mens de stiplede linjer viser ikke signifikante trends.



2683
2684
2685
2686
2687

I Nordsøen er sigtgybden meget påvirket af resuspension af partikler, som igen afhænger af vindforholdene. Nordsøen er naturligt et eutroft system, men antropogene tilførsler af næringsstoffer spiller også en rolle, og forventningen er, at ændringer i tilstanden, som følge af ændrede tilførsler af næringsstoffer, vil ske meget langsomt.

2688

5.5 Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

2689
2690
2691
2692
2693
2694
2695
2696
2697
2698
2699
2700
2701
2702
2703
2704
2705
2706

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 5.10A & C) og derefter vurdere effekter af udviklingen i kvælstoftilførsler på algevæksten (figur 5.10B & D). Denne analyse giver også information om den kvantitative sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst. Analysen er en regressionsanalyse med kvælstoftilførsler (februar til august) som forklaringsvariable og algevækst som responsvariabel. Fosfor kan potentielt også inddrages, men da der er en betydelig samvariation mellem fosfor og kvælstoftilførsler, specielt fra midten af 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 separat for hvert fjord-/havområde, men det ligger uden for rammerne af denne rapport.

2707
2708
2709
2710
2711
2712
2713
2714
2715
2716
2717
2718

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 2023, 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 0,34. Det vil sige, at en reduktion i kvælstoftilførslen på 1 % giver en reduktion i algevæksten, og dermed er tilførslen af organisk stof til systemet på ca. 0,34%. 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) og algevækst med koefficienter og p-værdier for fjorde og kystvande samt åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til og med 2023. 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 kystnære områder		Åbne indre farvande	
	N-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi
1984 ≥	0,35	<0,0001	0,33	<0,0001
1990 ≥	0,28	0,02	0,30	0,0030
1998 ≥	0,00	0,97	0,46	0,0014

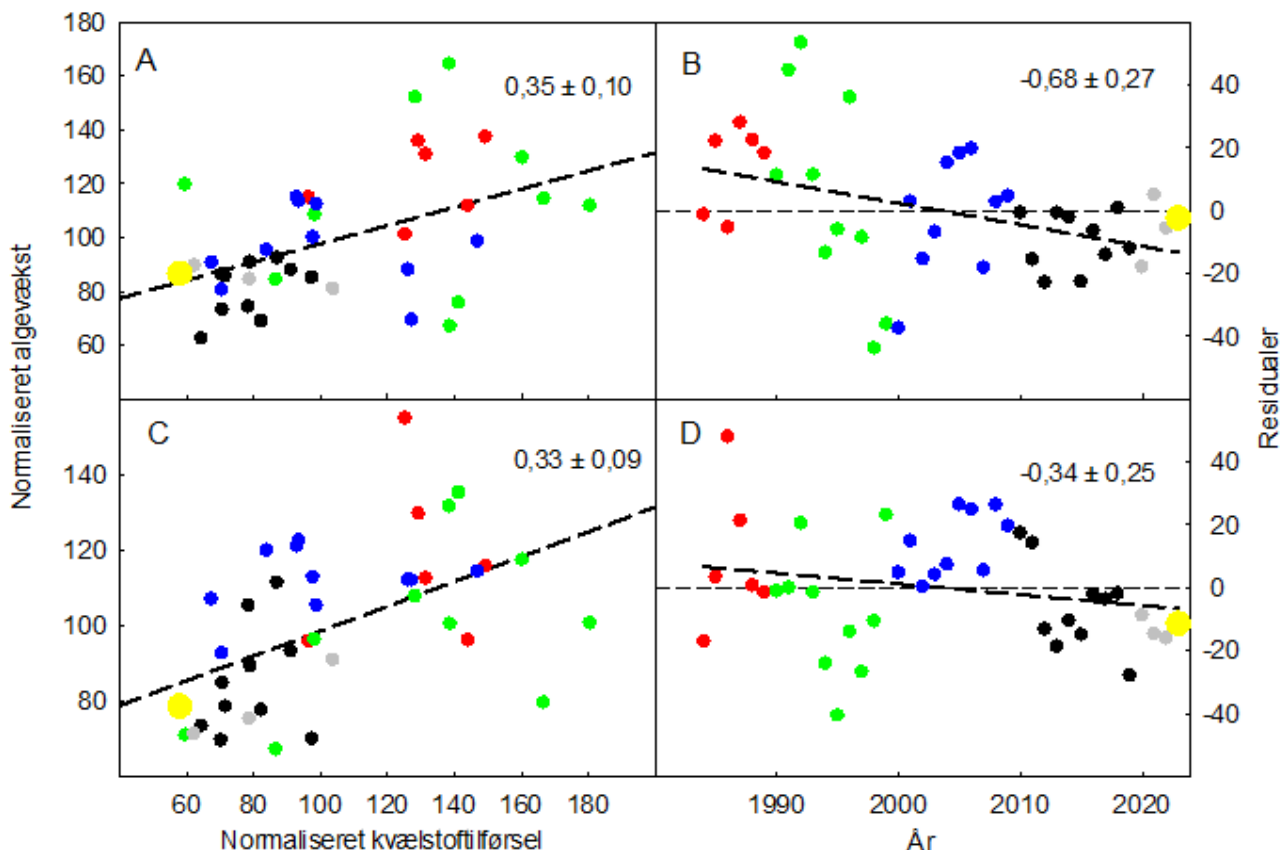
2719
2720
2721

Figur 5.10 viser sammenhængen for alle data fra 1984 og frem. De generelt lavere kvælstoftilførsler i de seneste godt 20 år viser sig ved, at alle punkter fra 2010 til 2023 (sorte og grå symboler samt gul for 2023) samt de fleste år i

2722
2723
2724
2725
2726
2727
2728
2729
2730
2731

00'erne (blå symboler) ligger under 100 for kvælstoftilførsler. Punktet for 2023 ligger på linjen for fjorde og kystnære områder, men lidt under for de åbne indre farvande.

De signifikante koefficienter for sammenhængen mellem tilførsler og algevækst er omkring 0,34 for begge typer af områder (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.



Figur 5.10. Sammenhænge mellem kvælstoftilførsler i algeres 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 (1984-2023) er 100 for hver station. Farverne angiver forskellige årtier: rød 1984-1989, grøn 1990-1999, blå 2000-2009 og sort 2010-2019. Datapunkterne for 2020 til 2022 er markeret med grå og for 2023 med gult. 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 5.2). B og D viser analysens residualer (%-afvigelse i algevækst fra modelværdien) over år og de tilhørende lineære tendenser (ændring over tid, sort stiplede linje). Disse er signifikante 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.

2732
2733
2734
2735
2736
2737
2738
2739
2740
2741
2742

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). Det vil sige, at der er en nedadgående tendens i algeres 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,

2743
2744
2745
2746

2747
2748
2749
2750
2751
2752
2753
2754
2755
2756
2757
2758
2759

2760
2761
2762
2763
2764

2765

2766
2767
2768
2769
2770
2771
2772
2773
2774
2775
2776
2777
2778
2779
2780
2781
2782
2783
2784
2785
2786
2787
2788
2789
2790
2791
2792
2793
2794
2795

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. 0,34 % pr. procentændring i kvælstoftilførsler og et fald på yderligere 0,68 % 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 begynder at falde igen. For de åbne indre farvande ser man også en tendens til faldende residualerne over tid (-0,29 % år⁻¹), som dog ikke er signifikant. Residualet for 2023 er på -4,9, dvs. at algervæksten er næsten 5 % lavere end forventet. Udviklingen i residualerne siden 2004 er omtrent 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 0,34 % pr. procentændring i kvælstoftilførslerne. Residualanalysen viser, at der i tillæg er en forsinket, men markant effekt over en årrække.

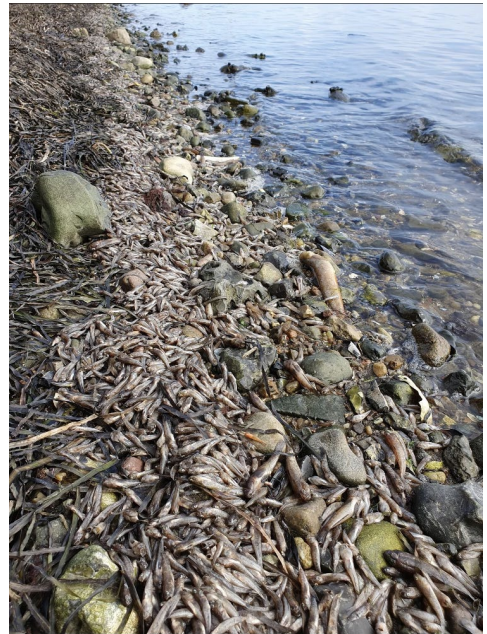
5.6 Sammenfatning

- I 2023 var der en markant og tidlig forårsopblomstring i de åbne indre farvande, men ellers var miljøtilstanden i både fjorde og kystvande og de åbne, indre farvande stort set identisk med tilstanden i 2021 og 2022 frem til august måned. I den sidste del af året var tilstanden markant dårligere vurderet ud fra klorofylkoncentration og lyssvækkelsen.
- Set over perioden fra 1985 til 2012 er udviklingen stadig klart positiv, men fra 2012 og frem til 2023 har der vurderet ud fra klorofylkoncentrationen og lyssvækkelsen overordnet været en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen. Noget skyldes de generelt stigende tilførsler af kvælstof fra 2012 til 2020 i algernes vækstsæson. Inkluderes 2021 til 2023, hvor kvælstoftilførslen var lav, er der stadig en signifikant stigning i klorofylkoncentrationen siden 2012, og udviklingen for algevæksten og lyssvækkelsen er overordnet negativ, dog uden at være signifikant.
- De seneste års afkobling mellem udvikling i algevækst og klorofylkoncentration er bemærkelsesværdig. Hvorvidt, det er et tegn på fundamentale ændringer i havets fødekæder, kræver nærmere analyse.
- Den manglende kobling af klorofylkoncentration til næringsstofftilførsler og algevækst viser, at det er vigtigt at anlægge en holistisk tilgang i vurderingen af målopfyldelse for marine områder i forhold EU's direktiver.
- Analyser af algevæksten i forhold til tilførslerne af kvælstof viser, ligesom for 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 næringsstofftilførslerne fra midt i 1980'erne.
- I Nordsøen er der sket et svagt fald i klorofylkoncentrationen over de seneste 40 år, men der er en signifikant stigende tendens siden 2015. Algevæksten, som er målt på en station i 2023, er lav både i forhold til 2022 og de gamle målinger fra 1989 til 1997. 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 er mindre end 4 mg l⁻¹, og som *kraftigt iltsvind* når koncentrationen er under 2 mg l⁻¹. Niveaue mellem 2 og 4 mg l⁻¹ kaldes for *moderat iltsvind*. Iltsvind i de åbne indre farvande forekommer hovedsageligt fra juli til november, men i nogle fjorde og kystvande opstår iltsvind ofte tidligere end juli.



Opskyllede døde fisk i Lovns Bredning den 14. september 2023. Foto: Birgit Scheel Fischer.

Iltsvind er i løbet af de seneste ca. hundrede år forøget i hyppighed, udbredelse, varighed og intensitet hovedsageligt som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringsstoffer og organisk stof) og klimaforandringer. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunden 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 tilførsel af ilt, mens mindre vind mindsker tilførslen.

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. Svag vind og 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 temperaturlagdning. Ved saltlagdeling er overfladevandet mindre salt og dermed lettere end bundvandet. Ved temperaturlagdning flyder varmere og dermed lettere overfladevand oven på koldere

2843 og tungere bundvand. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførs-
2844 len til bundvandet og forårsage iltsvind.

2845 Iltsvind forekommer også naturligt, dvs. uden eutrofiering eller klimaforan-
2846 dringer, men kun i meget begrænset omfang og typisk i dybere sedimentations-
2847 huller. Det er eutrofiering, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang ud
2848 over det naturlige, mens det er de vejræssige forhold, som udløser iltsvind og
2849 er afgørende for år-til-år variationen i dets udbredelse, varighed og intensitet.

2850 Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for bundlevende planter,
2851 dyr og fisk. Lavt iltindhold (4-6 mg l⁻¹) stresser larvestadiet af nogle bunddyr
2852 og fisk samt voksne individer af særligt følsomme arter. Ved moderat iltsvind
2853 (2-4 mg l⁻¹) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte om-
2854 råder, og ved længere perioder med kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) dør bund-
2855 dyr og bundplanter. Selv fisk og mobile bunddyr kan blive ramt af iltsvind,
2856 hvis vind og strøm pludselig flytter iltfattigt vand fra et område til et andet.

2857 Iltsvind påvirker desuden den kemiske og biologiske omsætning i havbunden,
2858 fx mindsker iltsvind havbundens evne til at tilbageholde næringsstoffer og
2859 svovlbrinte. I havbunden er en del af næringsstofferne bundet til iltede for-
2860 bindelser. Ved længerevarende iltsvind opløses de iltede forbindelser, og de
2861 tilknyttede næringsstoffer frigives til vandfasen (intern belastning). Længere-
2862 varende iltsvind kan også føre til, at der dannes hvide belægninger af svovl-
2863 bakterier på havbunden – det såkaldte liglagen. Svovlbakterierne i liglaget
2864 bruger det sidste ilt i bundvandet til at ilte svovlbrinte, der er trængt op i de
2865 øverste millimeter af havbunden, til gullighvid, elementær svovl. Liglagen
2866 repræsenterer derfor den sidste barriere, inden giftig svovlbrinte frigives fra
2867 havbunden til vandfasen. Når den sidste ilt er opbrugt, forsvinder liglaget, og
2868 havbunden farves sort af jernsulfid, som er en forbindelse mellem reduceret jern
2869 og svovlbrinte, og overskydende svovlbrinte kan sive op i bundvandet.

2870 Iltsvind kan også bevirke en pludselig frigivelse af store mængder svovl-
2871 brinte sammen med metan, som dannes ved forgæring i havbunden. Metan-
2872 bobler, som siver op gennem havbunden, kan løfte den øverste del af hav-
2873 bunden op i vandet (bundvending), og herved frigives svovlbrinte til vand-
2874 fasen. Svovlbrinte er meget giftig og slår de fleste tilstedeværende bunddyr
2875 og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder fiskenes fødegrundlag, og
2876 bunddyrenes fysiske aktivitet i havbunden (bioturbation og bioirrigation)
2877 ophører. Bunddyrenes aktivitet er vigtig for at holde havbunden iltet, da en
2878 iltet havbund hæmmer udviklingen af iltsvind og derved reducerer frigivel-
2879 sen af næringsstoffer og svovlbrinte fra havbunden. Der kan gå mange år ef-
2880 ter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af
2881 bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

2882 **6.1 Metoder og datagrundlag**

2883 Iltindholdet i vandsøjlen måles efter retningslinjerne i de tekniske anvisnin-
2884 ger til det nationale overvågningsprogram (*Vang & Hansen 2015*).

2885 Beregninger af gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet (nederste 2,5 m
2886 ved vanddybde på min. 5 m) for iltsvindsæsonen er foretaget på baggrund
2887 af målinger på de nationale overvågningsstationer i perioder med et veldefi-
2888 neret springlag. Et veldefineret springlag er defineret som en densitetsfor-
2889 skel mellem overflade- og bundvand ($\Delta \sigma_T > 0,5$ for stationer i fjerne og
2890 kystvande og $\Delta \sigma_T > 1$ for stationer i åbne indre farvande. Iltsvindsæsonen er

2891 fastsat til juni-oktober for fjorde og kystvande og juli-november for åbne in-
2892 dre farvande. De gennemsnitlige koncentrationer er ved statistisk modelle-
2893 ring korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og observationsdyb-
2894 de for den nederste iltmåling. Stationerne er grupperet i 'fjorde og kystvan-
2895 de' samt i 'åbne indre farvande'.

2896 Iltsvindets arealudbredelse er modelleret ud fra iltprofiler målt på en lang
2897 række repræsentative stationer sammenholdt med dybdeforholdene i far-
2898 vandene (*Rytter m.fl. 2017, Rytter m.fl. 2021*).

2899 **6.2 Iltsvind i 2023**

2900 **Overordnet status**

2901 De fleste farvandsområder i de indre farvande blev påvirket af iltsvind i
2902 2023, og mange steder var iltsvindet intenst. Iltsvindet i de danske farvande
2903 var særlig intenst i Limfjorden, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lille-
2904 bælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt. I september
2905 var der desuden udbredt moderat iltsvind i Aarhus Bugt, det nordlige Bælt-
2906 hav, centrale og sydlige Kattegat og Øresund samt kraftigt iltsvind i Hjelm
2907 Bugt (*figur 6.1*). Der er ikke registreret udbredt iltsvind i Kattegat siden 2009.
2908 I de tilstødende vandområder blev der i september registreret udbredt kraf-
2909 tigt iltsvind i Kiel Bugt, Lübeck Bugt, Mecklenburg Bugt og Arkonabassinet.

2910 I Storebælt var iltsvindet sporadisk og ikke særlig udbredt, men iltindholdet
2911 var lavt fra midt i august til midt i september og igen i den første halvdel af
2912 november. Nogle områder blev slet ikke eller kun kortvarigt berørt af iltsvind,
2913 bl.a. Køge og Faxe Bugt.

2914 Iltsvindsovervågningen dækker ikke alle lavvandede områder i fjorde og
2915 kystvande. Der kan derfor have været iltsvind lokalt, som ikke er registreret
2916 ved den nationale overvågning.

2917 **Årets gang**

2918 I 2023 startede iltsvindet de fleste steder omtrent på samme tidspunkt som i
2919 2022, dvs. generelt tidligere end i 2021, men senere end i 2020, hvor iltsvindet
2920 begyndte usædvanlig tidligt. Det første iltsvind uden for de mere eller min-
2921 dre permanente iltsvindsområder blev registreret sidst i januar (Haderslev
2922 Fjord), midt i april (Det Sydfynske Øhav/Ringsgaardbassinet), først i maj
2923 (Flensborg Fjord, Nybøl Nor), midt i maj (Det Sydfynske Øhav/Ærøbassinet),
2924 først i juni (Aabenraa Fjord), midt i juni (Limfjorden) og sidst i juni (sydlige
2925 Lillebælt) (*Hansen & Rytter 2023A*). På flere af lokaliteterne (Flensborg Fjord,
2926 Nybøl Nor, Ærøbassinet og Aabenraa Fjord) blev iltsvindet registreret ved
2927 årets første overvågning, så iltsvindet er startet tidligere i disse områder

2928 Den relativt tidlige start på iltsvindet i 2023 skyldes en kombination af flere
2929 faktorer. Ferskvandsafstrømningen fra land og dermed tilførslen af nærings-
2930 stoffer var stor i starten af 2023. I tiden op til hovedsæsonen for iltsvind (juli-
2931 november) var temperaturen i bundvandet desuden relativ høj, og der var
2932 ikke nogen større udskiftning af bundvandet i de indre farvande (*kapitel 2 & 4*).

2933 Den forholdsvis tidlige start på iltsvindssæsonen betød, at iltsvindet var re-
2934 lativt udbredt allerede fra midt i juni (*Hansen & Rytter 2023A*). En sammen-
2935 hængende periode med kraftig blæst i starten af juli kombineret med køligere

2936
2937
2938

vejr og aftagende temperatur i bundvandet reducerede iltsvindets udbredelse i juli. Det blæste også kraftigt flere dage i træk i starten af august, hvilket fastholdt den reducerede udbredelse af iltsvindet indtil midt i august.

2939
2940
2941
2942
2943
2944
2945

Fra midt i august til midt i september var der svag vind, og temperaturen i bundvandet steg til et højt niveau. Det bevirkede, at arealet af iltsvind blev markant forøget, og midt i september var det otte gange så stort som midt i august (Hansen & Rytter 2023B, figur 6.1). I en del områder var der iltfrit i bundvandet, og flere steder blev der frigivet giftig svovlbrinte fra havbunden. I Lovns Bredning i Limfjorden samt i Horsens og Vejle Fjord blev der midt i september observeret døde fisk og bunddyr som følge af det intense iltsvind.

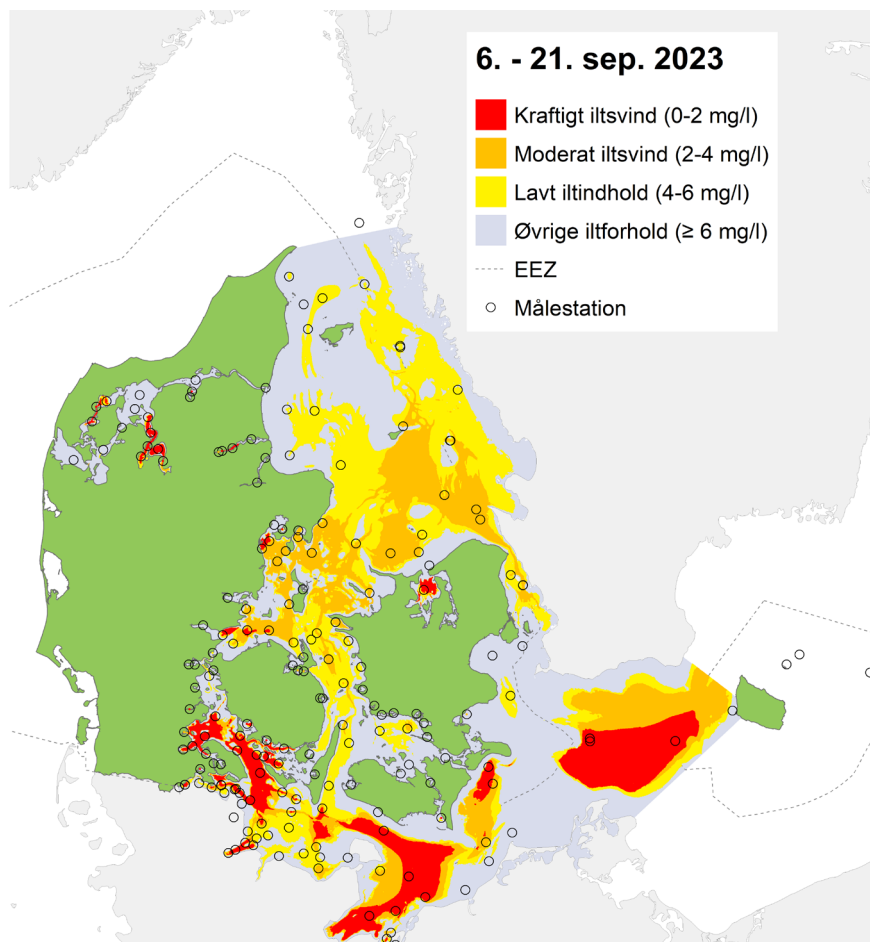
2946
2947
2948
2949
2950
2951

Midt i september var der igen flere sammenhængende dage med kraftig blæst, og i første halvdel af oktober blæste det meget. Det blæste også meget i anden halvdel af oktober, hvor stormende kuling og storm fra øst med vindstød op til orkanstyrke gav kraftige vandstandsstigninger og resulterede i en stormflod. Det betød, at iltsvindets udbredelse og intensitet aftog meget markant fra midt i september til midt/sidst i oktober (Hansen & Rytter 2023C).

2952
2953
2954
2955
2956

I starten af november var der meget svag vind, og temperaturen i bundvandet var relativ høj. Derfor tiltog iltsvindet igen i udbredelse og intensitet indtil midt i november, hvor kraftig blæst atter reducerede iltsvindets omfang (Hansen & Rytter 2023D). Midt i november var der således kun ganske lidt iltsvind tilbage – mest udbredt i det sydlige Lillebælt og Øresund.

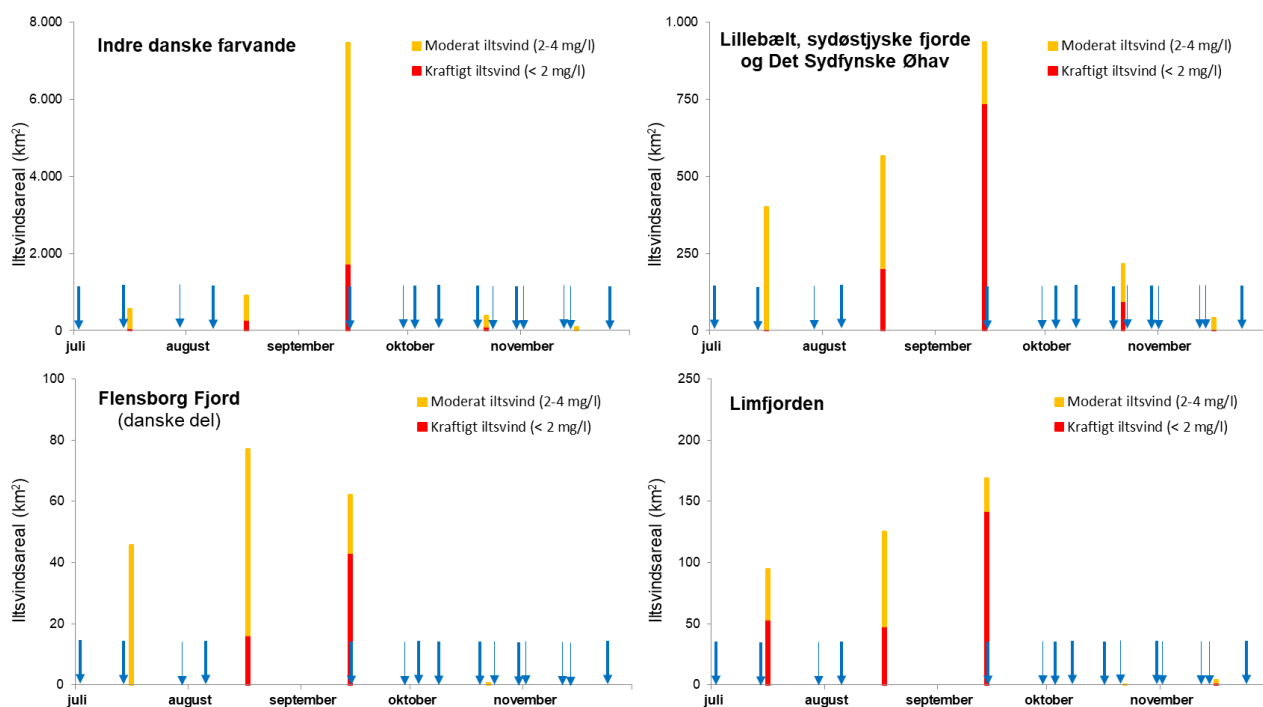
Figur 6.1. Kortet viser den modelerede udbredelse af iltsvind og lavt iltindhold midt i september 2023 i de indre farvande. EEZ står for 'Exclusive Economic Zone' og afgrænser de danske farvande (Hansen & Rytter 2023B).



2957
2958
2959
2960
2961
2962
2963
2964
2965

6.3 Udvalgte områder

Iltsvind er meget dynamisk og ændrer både udbredelse og intensitet i løbet af året. Vindens styrke og retning har stor betydning for udviklingen gennem året. I figur 6.2 er vist de modelberegned arealer for de samlede indre danske farvande og for områderne Lillebælt/sydøstjyske fjorde/Det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord og Limfjorden i 2023. I figuren er også angivet, hvornår der var tilstrækkelig med blæst til at mindske iltsvindets udbredelse især i de lavvandede områder, men også i en vis udstrækning i de dybere områder.



Figur 6.2. Udvikling i arealet af moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) og kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) i 2023 i de indre danske farvande og i tre udvalgte delområder. Arealerne er opgjort for medio juli, 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, som varede længere end et døgn, er markeret med en tykkere pil. Bemærk forskellig skala på y-akserne.

2966
2967
2968
2969
2970
2971
2972
2973
2974
2975
2976

Indre danske farvande (maksimal dybde ca. 60 m)

Iltsvindet i de indre danske farvande etablerede sig relativt tidligt i 2023. Men den kraftige blæst i starten af juli reducerede iltsvindet, så udbredelsen midt i juli ikke var større end i de senere år. Fortsat køligt og blæsende vejr betød, at iltsvindets udvikling blev bremset frem til midt i august. Fra midt i august til midt i september bevirkede de rolige vindforhold og høje temperaturer i bundvandet, at iltsvindet blev forøget meget markant både i udbredelse og intensitet. Den kraftige blæst midt i september og i første halvdel af oktober reducerede iltsvindet til et relativt beskedent niveau midt i oktober. Yderligere blæst og faldende temperatur i bundvandet betød, at iltsvindet næsten var helt forsvundet i midten af november.

2977
2978
2979
2980
2981
2982

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

I området bestående af det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde og Det Sydfynske Øhav var der en stor stigning i iltsvindets udbredelse og intensitet fra midt i juli til midt i september. Andelen af kraftigt iltsvind i forhold til det samlede iltsvindsareal steg fra 1 % midt i juli til knap 80 % midt i september. Iltsvindet var aftaget markant midt i oktober og næsten helt væk

2983	midt i november, hvor der kun var lidt og næsten udelukkende moderat iltsvind tilbage i de dybeste områder af det sydlige Lillebælt vest for Als.
2984	
2985	I Haderslev Fjord er iltforholdene ofte meget dynamiske, hvilket også var tilfældet i 2023, hvor det vekslede fra iltfrit og frigivelse af svovlbrinte til gode iltforhold og tilbage til intenst iltsvind. Den periodiske kraftige blæst fik også iltforholdene til at variere en del i de øvrige farvande i området, omend i mindre udstrækning end i den lavvandede Haderslev Fjord.
2986	
2987	
2988	
2989	
2990	Flensborg Fjord (danske del, maksimal dybde ca. 30 m)
2991	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. I den indre del af fjorden var der kraftigt iltsvind ved årets første overvågning den 10. maj, mens der først blev registreret iltsvind (moderat) i den ydre del tre uger senere.
2992	
2993	
2994	
2995	
2996	Iltsvindets arealudbredelse var størst midt i august, mens det var mest intenst midt i september, hvor kraftigt iltsvind udgjorde knap 70 % af det samlede iltsvindsareal. I anden halvdel af oktober var iltsvindet næsten helt forsvundet, hvilket er tidligere end i de senere år. Kraftig blæst fra vest i første halvdel af oktober efterfulgt af stormfloden udløst af vind fra øst opblandede vandsøjlen og tilførte ilt til bundvandet.
2997	
2998	
2999	
3000	
3001	
3002	Limfjorden (maksimal dybde ca. 20 m)
3003	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.
3004	
3005	
3006	
3007	
3008	I 2023 blev der målt lavt iltindhold i starten af juni. Midt i juni var iltsvindet etableret på en lang række stationer, og på nogle af stationerne var iltsvindet kraftigt. Blæst sidst i juni og starten af juli forbedrede iltforholdene markant, men allerede midt i juli var iltsvindet genetableret. Sporadisk kraftig vind i anden halvdel af juli og sammenhængende dage med blæst i starten af august betød, at iltforholdene midt i august var omtrent som midt i juli. I perioden med rolige vindforhold fra midt i august til midt i september bredte iltsvindet sig. Mest markant var det, at iltsvindet blev mere intenst, idet en stor del af iltsvindsarealet (84 %) var påvirket af kraftigt iltsvind. Kraftig blæst fra midt i september reducerede iltsvindets udbredelse markant, og midt i oktober var der ikke længere iltsvind i Limfjorden. Dermed var årets iltsvind overstået, bortset fra at de rolige vindforhold i første halvdel af november bevirkede en utilstrækkelig opblanding af indsluset vand fra Lovns Bredning, hvorved der opstod et kortvarigt kraftigt iltsvind i Hjarbæk Fjord.
3009	
3010	
3011	
3012	
3013	
3014	
3015	
3016	
3017	
3018	
3019	
3020	
3021	
3022	6.4 Tidlig udvikling i arealudbredelsen af iltsvind
3023	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 (<i>figur 6.3</i>). 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 rimeligt stillestående bundvand med en relativ høj temperatur (<i>HELCOM 2003</i>). Den hidtil mindste
3024	
3025	
3026	
3027	
3028	

3029
3030

3031
3032
3033
3034
3035
3036
3037
3038
3039
3040
3041
3042
3043
3044
3045
3046
3047

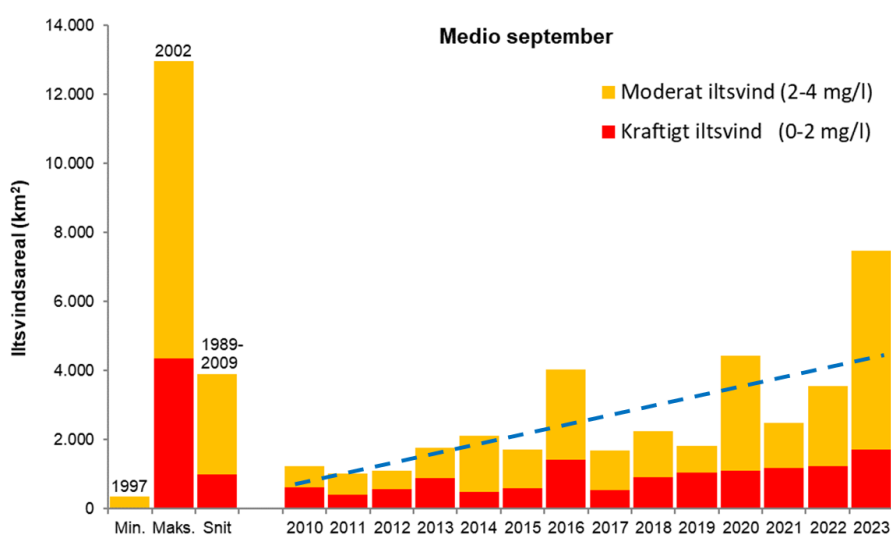
udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringsstoffer.

Iltsvindets udbredelse midt i september var i 2023 den næststørste registreret kun overgået af 2002. Den del af havbunden, som var påvirket af iltsvind (knap 7.500 km²), var lidt større end arealet af Sjælland (7.000 km²) og noget større end det samlede skovareal i Danmark (6.400 km²). Knap en fjerdedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind (godt 1.700 km²) svarende til arealet af Lolland-Falster. Iltsvindet blev så omfattende i 2023 pga. en kombination af flere faktorer. En stor tilførsel af næringsstoffer i starten af året stimulerede produktionen af plantemateriale, som efterfølgende blev nedbrudt under forbrug af ilt. Rolige vindforhold fra midt i august til midt i september hæmmede nedblandingen af iltrigt overfladevand til bundvandet i fjorde og kystvande, udstrømmende vand fra Østersøen forstærkede lagdelingen af overflade- og bundvand og reducerede vandudvekslingen i bundvandet i de åbne indre farvande. Den forholdsvis høje vandtemperatur bidrog desuden til at mindske iltindholdet i vandet og øge iltforbruget. Derudover er havmiljøet mere sårbart over for udvikling af iltsvind end tidligere, da mange års påvirkning har ændret strukturelle forhold af betydning for havets robusthed såsom havbundens beskaffenhed.

3048
3049
3050
3051
3052
3053
3054
3055

Arealudbredelsen af iltsvind i september var relativt lille i 2010-2012, men arealet har været signifikant stigende siden 2010. 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 stigning i tilførslen af kvælstof i planteplanktons hovedvækstsæson til og med 2020 (kapitel 2 figur 2.3, kapitel 5 figur 5.1). Den relativt store udbredelse af iltsvind i 2016, 2020, 2022 og 2023 viser, at iltsvind stadig kan påvirke meget store områder og være meget intenst.

Figur 6.3. Udvikling i modelleret areal af moderat (2-4 mg l⁻¹) og kraftigt (< 2 mg l⁻¹) iltsvind i bundvandet midt i september i de indre danske farvande for perioden 2010-2023 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2023 og gennemsnittet for perioden 1989-2009. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km² og Sjælland et areal på ca. 7.000 km². Den stiplede linje angiver den signifikante stigning (p=0,003) siden 2010.



3056
3057
3058
3059
3060
3061

6.5 Tidlig udvikling i bundvandets iltforhold

Fjorde og kystvande samt åbne indre farvande

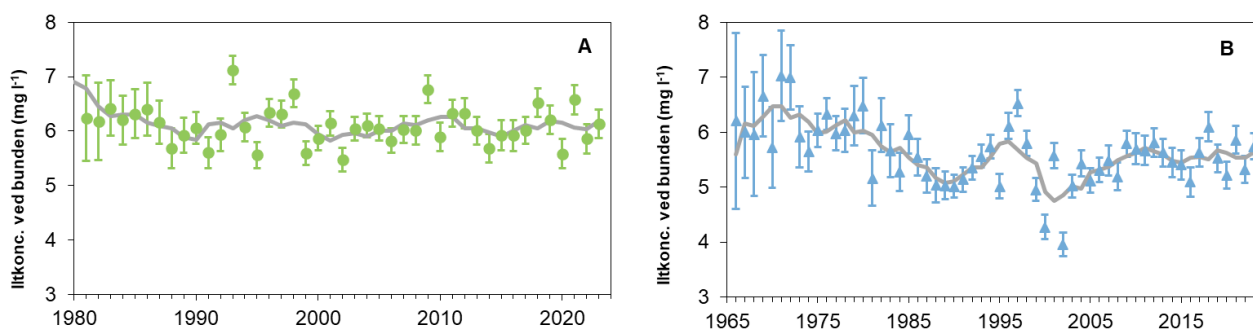
I fjorde og kystvande var iltkoncentrationen ved bunden i 2023 på niveau med gennemsnittet for de seneste ca. 30 år (figur 6.4). I de åbne indre farvande var bundvandets iltkoncentration i 2023 på niveau med gennemsnittet for de seneste ca. 15 år.

3062
3063
3064
3065
3066
3067
3068
3069
3070

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 2023 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).

3071
3072
3073
3074
3075
3076

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 ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) 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 – iltsvind 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.

3077
3078
3079
3080
3081
3082
3083
3084
3085
3086
3087

3088
3089
3090
3091
3092
3093
3094

3095

Regionale områder - langtidsudviklingen

Der er store regionale forskelle i udviklingen af iltkoncentrationen i bundvandet. Langtidsudviklingen viser generelt en 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 fire af dem (Limfjorden, fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav, Lillebælt og Femern Bælt samt Østersøen). Her er iltforsøgene forringet med $0,015-0,040 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$. I de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet er der sket en statistisk signifikant stigning i bundvandets iltkoncentration på $0,024 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

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 iltens opløselighed og dermed indholdet i vand samt 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	1989-2023	0,2685	0,011
Limfjorden	44	9	1980-2023	0,0384	-0,020
Østjyske fjorde	51	11	1972-2023	0,4713	-0,003
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	46	3	1977-2023	0,0080	-0,020
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	38	13	1985-2023	0,0268	0,024
Kattegat	58	18	1966-2023	0,4253	-0,003
Nordlige Bælthav og Storebælt	52	9	1970-2023	0,4358	-0,006
Lillebælt og Femern Bælt	58	6	1965-2023	0,0404	-0,015
Øresund	57	4	1967-2023	0,0689	-0,010
Østersøen	56	9	1966-2023	<0,0001	-0,040

3096

Regionale områder - udviklingen de seneste ti år

3097

3098

3099

3100

3101

3102

3103

3104

3105

3106

3107

3108

3109

For at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne beskrives her udviklingen i de seneste ti år sammenholdt med udviklingen i hele overvågningsperioden (tabel 6.2). Ændringen i bundvandets iltkoncentration de seneste ti år 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 seneste ti år er der dog en tendens til, at iltkoncentrationen i bundvandet sammenlignet med langtidsudviklingen er forbedret i syv, mindsket i en og status quo i to af farvandene. Udviklingen er dog langsom og med udgangspunkt fra et lavt niveau. Eksempelvis vil de seneste ti års positive udvikling i Øresund skulle fortsætte i yderligere ca. 20 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 10-års-trendanalyser (2014-2023) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på farvandsområder. Eventuelle 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	0,8077	0,013	↔
Limfjorden	9	0,7258	0,037	↑
Østjyske fjorde	11	0,0380	0,081	↑
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,2263	0,072	↑
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	13	0,3723	-0,086	↓
Kattegat	18	0,7622	0,010	↑
Nordlige Bælthav og Storebælt	9	0,3973	0,080	↑
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,1717	0,091	↑
Øresund	4	0,1983	0,055	↑
Østersøen	9	0,1297	-0,050	↔

3110

3111
3112
3113
3114
3115
3116
3117
3118
3119
3120
3121
3122
3123
3124
3125
3126
3127
3128
3129
3130
3131
3132
3133
3134
3135
3136
3137
3138
3139
3140
3141
3142
3143
3144
3145
3146
3147
3148

6.6 Sammenfatning

- Iltsvindet i 2023 startede omtrent på samme tid som i 2022, hvilket var tidligere end i 2021, men senere end i 2020. Uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder opstod det tidligste iltsvind sidst i januar (Haderslev Fjord), midt i april (Det Sydfynske Øhav/Ringsgaardbassinet), først i maj (Flensborg Fjord, Nybøl Nor), midt i maj (Det Sydfynske Øhav/Ærøbassinet) og først i juni (Aabenraa Fjord), midt i juni (Limfjorden) og sidst i juni (sydlige Lillebælt).
- Juli og starten af august var kølig og blæsende, hvilket reducerede iltsvindets udbredelse og intensitet. Fra midt i august til midt i september tiltog iltsvindet markant i udbredelse og intensitet stimuleret af svag vind, forholdsvis stillestående bundvand og høj temperatur.
- Kraftig blæst midt i september og i første halvdel af oktober samt en stormflod i anden halvdel af oktober reducerede iltsvindets udbredelse og intensitet meget markant. Rolige vindforhold i starten af november bevirkede, at iltsvindet igen tog til. Fornyet kraftig blæst midt i november fik dog iltsvindet til at forsvinde bortset fra mindre i områder fortrinsvis i det sydlige Lillebælt og nordlige Øresund.
- Iltsvindet i de danske farvande var i 2023 særlig udbredt og intenst i Limfjorden, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og Femern Bælt.
- Iltsvindet forårsagede iltfrie forhold i bundvandet og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden i en del områder. I Lovns Bredning i Limfjorden samt i Horsens og Vejle Fjord blev der midt i september observeret døde fisk og bunddyr pga. iltsvind.
- Iltsvindsarealet i de danske farvande i september var i 2023 det største siden 2002 og dækkede et område større end Sjælland. Arealet er steget signifikant siden 2010.
- Iltkoncentrationen i bundvandet i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande var i 2023 på et niveau omkring gennemsnittet for de seneste 15-30 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 udsving fra år til år.
- 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 seneste ti år er der overvejende en tendens til en udvikling mod højere iltkoncentration. Men udviklingen går langsomt og starter fra et lavt niveau.

7 Bundvegetation – ålegræs og makroalger

3150
3151

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

3152
3153
3154
3155
3156
3157
3158
3159
3160
3161
3162
3163
3164
3165
3166
3167

Ålegræs er en blomsterplante og er en af verdens ca. 60 havgræsarter. 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. Makroalger (tang) vokser primært på stenet bund både i tidevandszonen og på dybere vand, og de store brunalger kan danne såkaldte tangskove. Ålegræsenge og tang(skove) bidrager væsentligt til den marine biodiversitet, fordi de er produktive og skaber levesteder og opvækstområder for mange organismer.



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

3168
3169
3170
3171
3172
3173
3174
3175
3176
3177
3178
3179
3180
3181
3182
3183
3184
3185
3186
3187
3188

Bundvegetationen fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi den dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder stabiliserer havbunden. Desuden virker bundvegetationen som partikelfilter og hjælper dermed til at holde vandet klart. Bundvegetationen bidrager også til havets kulstofpulje (Blue Carbon/blåt kulstof) (Duarte *m.fl.* 2013, Krause-Jensen & Duarte 2016), men kulstofftilbageholdelsen i de danske ålegræsenge og den potentielle klimaeffekt ved restaurering er minimal sammenlignet med Danmarks høje CO₂-emission (Leiva-Dueñas *m.fl.* 2023). Samtidig tilbageholder bundvegetationen næringsstoffer og udgør dermed et kystfilter for næringsstoffer (Bruhn *m.fl.* 2020, Lange *m.fl.* 2022). Disse mange funktioner gør ålegræsenge og tangskove til værdifulde økosystemer. Ålegræs, og verdens øvrige havgræsser, er stærkt truede, selvom der er en nylig fremgang på europæisk plan (de los Santos *m.fl.* 2019). Tangskove viser også en generel global tilbagegang gennem det seneste halve århundrede (Krumhansl *m.fl.* 2016, Wernberg *m.fl.* 2019). Beskyttelse og restaurering af bundvegetation bidrager derfor til globale samfundsudfordringer relateret til både klima, biodiversitet og havmiljø (Gattuso *m.fl.* 2018, Hoegh-Guldberg *m.fl.* 2023, Flindt *et al.* 2024). Overvågning, beskyttelse og genetablering går hånd i hånd, da overvågningsdata giver dokumentation for, hvor der er behov for beskyttelse, og hvor miljøforholdene er egnede til aktiv genetablering af tætte bestande af ålegræs og tang.

3189
3190
3191
3192
3193
3194
3195

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 EU's habitatdirektivets marine naturtyper, såsom 'stenrev', 'boblerev', 'kystlaguner', 'sandbanker' og 'lavvandede bugter og vige', samt som indikatorer under EU's havstrategidirektivet. Bundvegetationen anvendes på forskellig vis som indikator for naturtypernes tilstand, da den afspejler kvaliteten af en række

3196 naturtypers struktur og funktion integreret over et længere tidsrum (*Dahl &*
3197 *Carstensen 2008, Carstensen m.fl. 2014, Queirós m.fl. 2016*).

3198 En af de største trusler mod havbundens ålegræsenge og tangskove er eutrofi-
3199 ering, hvor næringsstoffertilførsler stimulerer planteplanktonets vækst og forår-
3200 sager en kaskade af miljøeffekter i de marine økosystemer. Et fald i tilførslen
3201 af næringsstoffer til havmiljøet vil føre til en reduktion i mængden af plante-
3202 plankton i vandsøjlen og reduceret påvækst (epifytter) på bundvegetationen.
3203 Dermed får bundvegetationen mere lys og dermed bedre vækstforhold og
3204 mulighed for at brede sig ud på dybere vand. Et større plantedække nedsætter
3205 risikoen for, at havbunden hvirvles op, og har dermed en selvforstærkende
3206 positiv effekt på lysforholdene (*Carr m.fl. 2010*). En reduceret tilførsel af nær-
3207 ingsstoffer resulterer derudover oftest i færre opportunistiske énrige makro-
3208 alger og dermed bedre lysforhold for den flerårige bundvegetation, især i de
3209 mere påvirkede kystområder (*Sand-Jensen & Borum 1991*). Endelig fører en re-
3210 duktion i tilførslen af næringsstoffer til mindre risiko for iltsvind og dermed
3211 potentielt bedre vækstforhold for bundvegetationen.

3212 Fysiske forstyrrelser af havbunden, fx i form af trawlfiskeri og hyppige
3213 skibspassager, er også sandsynlige årsager til reduceret udbredelse af ma-
3214 kroalger (*Dahl 2005; Dahl m.fl. 2011*) og ålegræs (*Erfteimeijer & Lewis 2006,*
3215 *Krause-Jensen m.fl. 2021*) på visse lokaliteter. Biologiske interaktioner, som fx
3216 søpindsvins græsning, kan også have en markant effekt på bundvegetatio-
3217 nens udbredelse lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpind-
3218 svin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og deres græsning på bundvegetation
3219 er bl.a. observeret i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra
3220 havoddere, hummere og fisk (*Little & Kitching 1996, Tegner & Dayton 2000*).
3221 Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en
3222 saltholdighed højere end 22-24 og er derfor kun relevant for en del af de
3223 danske farvande. Stigende temperaturer er endnu en potentiel stressfaktor
3224 for bundvegetationen (*Krause-Jensen m.fl. 2021*).

3225 I første del af dette kapitel præsenteres udviklingen i ålegræssets forekomst i
3226 fjorde og kystvande i perioden 1989-2023. Analyserne omfatter 'ålegræssets
3227 maksimale dybdeudbredelse', defineret som den største dybde med åle-
3228 græsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse', defineret som
3229 den største dybde med mindst 10 % dækning, og 'ålegræssets dækning i
3230 dybdeintervaller'. Blandt de marine blomsterplanter omfatter analyserne
3231 kun ålegræs, fordi ålegræs er langt den mest udbredte blomsterplante på
3232 den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer dog også
3233 andre rodfæstede blomsterplanter såsom havgræs (*Ruppia spp.*), dværgåle-
3234 græs (*Zostera noltii*) og børsteblandet vandaks (*Stuckenia pectinata*).

3235 I anden del af kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makro-
3236 algers dækning i fjorde og kystvande for perioden 1990-2023. Analyserne
3237 omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af drivende ma-
3238 kroalger. Makroalgernes dækningsgrad opgøres som 'kumuleret dækning' –
3239 dvs. summen af de enkelte arters dækning på den stabile hårde bund. Kapit-
3240 let afsluttes med en gennemgang af udviklingen i makroalgernes dækning
3241 samt natur- og miljøtilstanden på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder.

3242

3243
3244
3245
3246
3247
3248
3249
3250

3251
3252
3253
3254
3255
3256
3257
3258
3259
3260
3261
3262
3263
3264
3265
3266
3267

3268
3269
3270
3271
3272
3273
3274
3275
3276
3277

3278
3279
3280
3281
3282
3283
3284
3285
3286
3287
3288
3289

3290

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 farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem (<https://hip.dataforsyningen.dk/>). De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 4*.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som en del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2023. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA (*Bruhn m.fl. 2022*). De tekniske anvisninger er blevet revideret løbende igennem overvågningsperioden. Ved et metodeskift 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'. 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 datainsamlingen mellem områder og år. Derfor er de marginale middelværdier ikke påvirket af, at der ikke er fuldstændigt sammenfald mellem prøvetagningsstationer gennem hele overvågningsperioden.

3291 Den tidlige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dæknings-
3292 grad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvåg-
3293 ningsperiode (1989-2023) og for de seneste ti år (2014-2023) (JMP PRO 17.0,
3294 SAS Inc.). P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

3295 **Makroalger**

3296 *Data*

3297 Analyserne bygger på data indsamlet som del af NOVANA i perioden 1989-
3298 2023. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for
3299 NOVANA (Høgslund m.fl. 2014, Lundsteen & Dahl 2016). Samtlige data er ana-
3300 lyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et område indgår som tilfæl-
3301 dige delprøver (stokastisk effekt). Områderne er grupperet i farvandstyperne
3302 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (sten-
3303 rev)'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De
3304 områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af
3305 Bilag 4. I analyser af udviklingstendensen er data fra programmets første år
3306 (1989) udeladt, fordi dækningsgraden var påfaldende lav, hvilket kunne tyde
3307 på, at undersøgelsesmetoderne på daværende tidspunkt ikke var fuldt indar-
3308 bejdet. Der er desuden sket metodeændringer undervejs, bl.a. blev den arts-
3309 specifikke dækningsgrad, ligesom for ålegræs, tidligere angivet i en grovere
3310 skala (dækningsgrad 1-5) og ikke direkte i procent. For stenrev i åbne farvan-
3311 de skete dette metodeskift i 1993, og data til og med 1993 er udeladt af trend-
3312 analyserne for stenrev. For de kystnære makroalgeundersøgelser skete meto-
3313 deændringen først i 2001, hvorfor hele tidsserien er inkluderet i analysen med
3314 en bemærkning i figurene om metodeskiftet.

3315 For hver farvandstype er udviklingen analyseret for indikatoren 'makro-
3316 algernes kumulerede dækning', som kan antage værdier, der er betydeligt
3317 større end 100 %, eftersom algerne kan vokse i lag oven på hinanden. Tidli-
3318 gere rapporter har omfattet makroalgernes 'totale dækningsgrad', dvs. den
3319 samlede dækning set ovenfra (0-100 %) som en supplerende indikator. Da
3320 den kumulerede dækningsgrad er den mest følsomme af de to indikatorer,
3321 fokuserer denne rapport udelukkende på denne. Dog er makroalgernes tota-
3322 le dækningsgrad brugt i analyser af udvalgte stenrev, da det giver mulighed
3323 for sammenligning med modelberegninger og prognoser for disse stenrev.
3324 Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter er vurderet af dykkere
3325 og omfatter al opret makroalgevegetation. Data er beregnet som årsmidler
3326 baseret på alle områder inden for hver farvandstype.

3327 *Modellering af dækningsgrader*

3328 Trendanalyserne bygger på årsmidler baseret på alle undersøgte områder og
3329 dybder. Dækningsgraderne er modelleret for en fast dybde for hver far-
3330 vandstype baseret på overvågningsdata langs den del af dybdegradienten,
3331 hvor algerne er lysbegrænsede (Carstensen m.fl. 2008). Der er tale om et slags
3332 avanceret gennemsnit af de vurderede dækningsgrader, beregnet via en
3333 dybdemodel for en fast dybde.

3334 Modelleringsdybden for den kumulerede dækning varierer mellem de for-
3335 skellige farvandstyper. Det skyldes primært forskelle i sigtdybde og lystil-
3336 gængelighed mellem områderne. Modelleringsdybderne er 3 m i Lim-
3337 fjorden, 5 m i inderfjorde, 10 m i yderfjorde og i kystvande og 15 m på sten-
3338 rev. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken
3339 dybde man benytter, når blot der er tale om vanddybder, hvor vegetationen

3340 er lysbegrænset, men dækningsgraderne er ikke direkte sammenlignelige
3341 mellem områder med forskellig modelleringsdybde.

3342 Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af års-
3343 midlerne for overvågningsperioden (1990-2023, dog 1994-2023 for stenrev)
3344 samt for de seneste ti år (2014-2023) (JMP PRO 17.0, SAS Inc.). P-værdier <
3345 0,05 betragtes som signifikante.

3346 **7.2 Resultater og diskussion**

3347 **Ålegræs**

3348 *Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse*

3349 Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2023
3350 var størst i kystvande (4,7-5,8 m), mindre i yderfjorde (3,7-4,9 m) og mindst i
3351 inderfjorde (2,8-3,9 m) og i Limfjorden (1,9-3,2 m) (*figur 7.1*).

3352 Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster
3353 som den maksimale dybdeudbredelse i perioden 1989-2023, især efter meto-
3354 deskiftet i 2001. Hovedudbredelsen var således størst i kystvande (4,0-5,9
3355 m), mindre i yderfjorde (2,8-4,1 m) og mindst i inderfjorde (2,3-3,8 m) og
3356 Limfjorden (1,9-2,6 m) (*figur 7.1*).

3357 For den samlede overvågningsperiode 1989-2023 er der sket en signifikant
3358 tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde (-16 %),
3359 Limfjorden (-19 %) og yderfjorde (-6 %). Den maksimale dybdeudbredelse i
3360 kystvande har derimod ikke udviklet sig signifikant i hele overvågningsperioden.

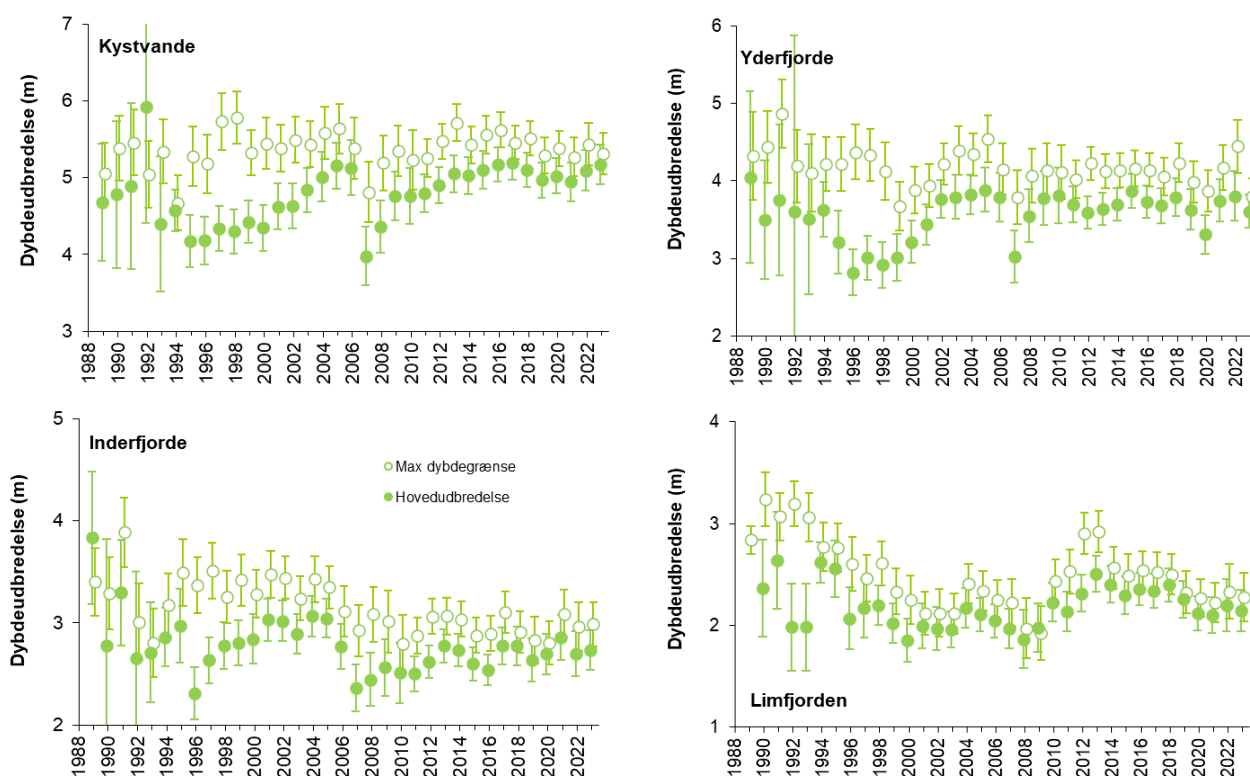
3361 I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen blevet signifikant
3362 dybere i kystvande (12 %), mens den er reduceret signifikant i inderfjorde
3363 (12 %). I yderfjorde og i Limfjorden er der derimod ikke sket en signifikant
3364 ændring i ålegræssets hovedudbredelsesdybde set over hele overvågnings-
3365 perioden. Som det fremgår af *figur 7.1*, er usikkerheden på bestemmelsen af
3366 ålegræssets hovedudbredelse reduceret siden starten af overvågningsperioden i
3367 takt med, at der er undersøgt flere transekter og replikater af hovedudbredelsen.

3368 Set over de seneste ti år (2014-2023) er ålegræssets maksimale dybdegrænse
3369 rykket ind på signifikant lavere vanddybde i kystvande (-4 %) og Limfjorden
3370 (-13 %), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i inderfjorde og yderfjorde.

3371 Ålegræssets hovedudbredelse er også rykket ind på lavere vand i Limfjorden i
3372 de seneste ti år (-12 %). I de øvrige farvandstyper ses ingen signifikant udvik-
3373 ling i dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse gennem de seneste ti år.

3374 I 2023 viste ålegræssets udbredelse overvejende tegn på tilbagegang i for-
3375 hold til 2022 (-2 til -15% for den maksimale udbredelse i Limfjorden, yder-
3376 fjorde og langs åbne kyster og for yderfjordenes hovedudbredelse; ubetyde-
3377 lig fremgang (op til 1.5%) i inderfjordenes maksimale udbredelse og hoved-
3378 udbredelse og i hovedudbredelsen langs åbne kyster).

3379 Den samlede udvikling i ålegræssets udbredelse i kystvande og fjorde dæk-
3380 ker over store forskelle mellem de enkelte områder (*Hansen (red.) 2012 kapitel*
3381 *12, Krause-Jensen m.fl. 2021*).



Figur 7.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (○) og hovedudbredelse (●) i perioden 1989-2023 for kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden (middelværdi ± 95 % konfidensgrænser). Der er enkelte tilfælde, hvor hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Dette kan forekomme, fordi hovedudbredelsesdybden og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er sammenhørende. Bemærk forskellige y-akser, samt at der var et metodeskift i 2001 (se metodeafsnit). *Bilag 4* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden.

3382
3383
3384
3385
3386
3387

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.

3388
3389
3390
3391
3392
3393

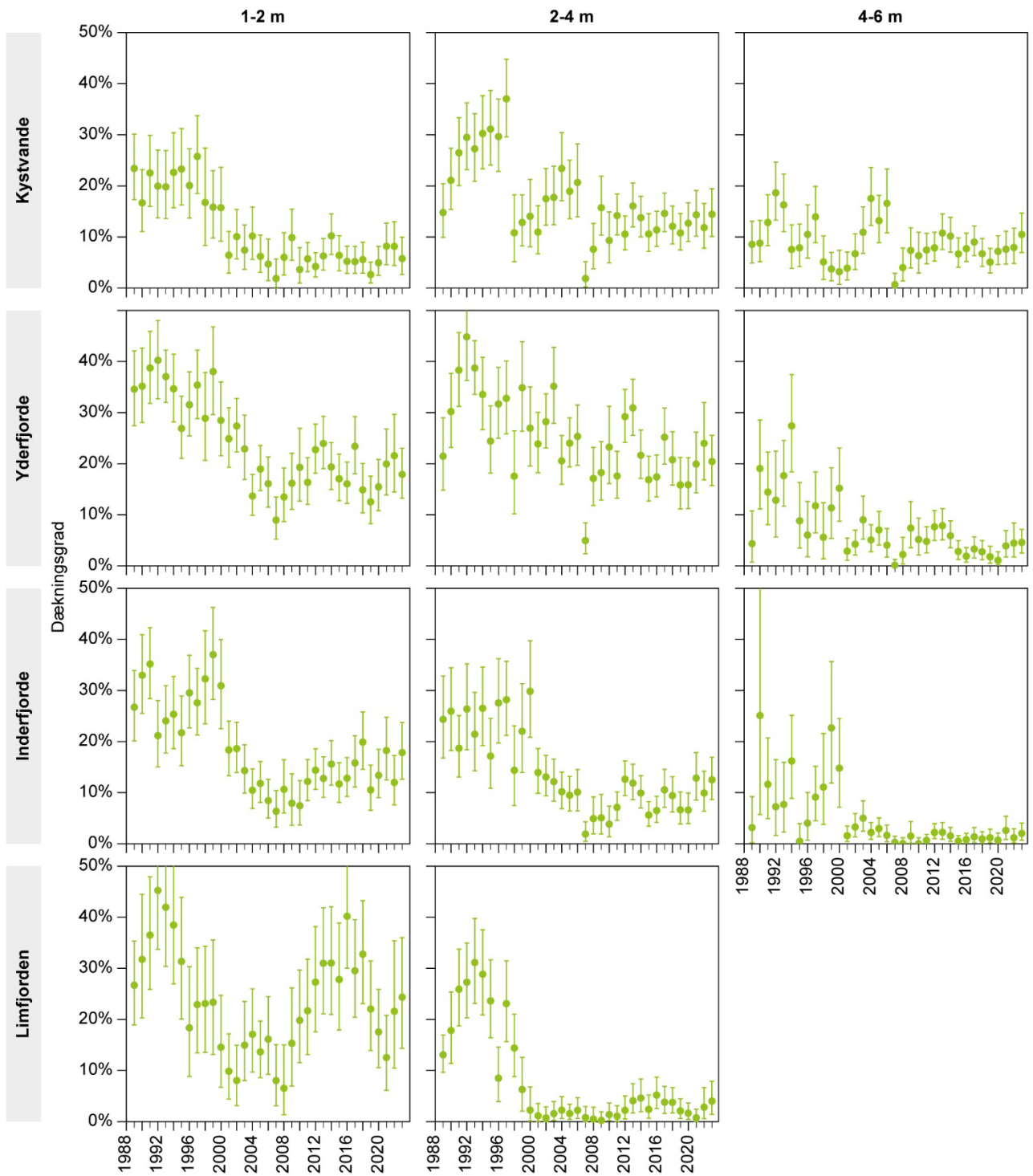
Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m og 2-4 m), hvor lysforholdene er gode og eksponeringen markant mindre end på helt lavt vand (Krause-Jensen m.fl. 2003). Dækningsgraden varierer betydeligt mellem år og farvandstyper. Fx dækkede ålegræsset på 2-4 m's 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 1989-2023 (figur 7.2).

3394
3395
3396
3397
3398
3399
3400

Set over hele overvågningsperioden (1989-2023) 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 2 m i kystvande. I de seneste ti år (2014-2023) er dækningsgraden faldet på 1-2 m i Limfjorden, mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre dybdeintervaller eller områder.

3401
3402
3403
3404

Ligesom for ålegræssets dybdegrænse er der tale om en generelt negativ udvikling både over den lange tidshorisont og gennem det seneste årti. I 2023 viste ålegræssets dækning dog generelt fremgang i forhold til 2022 i otte ud af de 11 undersøgte områder/dybdeintervaller, mens kun tre viste tilbagegang.



Figur 7.2. Ålegræssets dækningsgrad på overvågningstransekter i perioden 1989-2023 for kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden (middelværdi \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. Bemærk at der var et metodeskift i 2001 (se metodeafsnit).

3405
3406

- 3407 *Ålegræssets udvikling samlet set*
3408 Fra 2007 til omkring 2013 var der tegn på en positiv udvikling i ålegræssets
3409 dybdegrænse og til dels også i ålegræssets dækningsgrad. Det blev tolket
3410 som en begyndende respons på, at kvælstofkoncentrationen var faldet siden
3411 starten af 1990'erne (*Riemann m.fl. 2016*). Men derefter stagnerede den posi-
3412 tive udvikling eller vendte i negativ retning.
- 3413 Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger i vid udstrækning af vandets klar-
3414 hed, hvilket afspejles i, at den tidlige udvikling i store træk svarer til udvik-
3415 lingen i sigtddybden (*kapitel 5*). De seneste års reduktion i ålegræssets udbre-
3416 delse er også i tråd med relativt lave sigtddybder (*kapitel 5*) og høje klorofyl-
3417 koncentrationer (*kapitel 5*).
- 3418 Trawling og bundskrab efter muslinger reducerer også ålegræssets dybde-
3419 udbredelse i nogle områder. Detaljerede analyser viser, at ålegræsenge vok-
3420 ser signifikant dybere ved en given sigtddybde i områder, hvor der ikke skra-
3421 bes efter muslinger, sammenlignet med områder, hvor der foregår muslin-
3422 geskrab (*Krause-Jensen m.fl. 2021*).
- 3423 Høje vandtemperaturer omkring 23-25°C kan ligeledes påvirke ålegræsset
3424 negativt (*Hammer m.fl. 2018, Beca-Carretero m.fl. 2018*). Risikoen for høje
3425 vandtemperaturer er størst på lavt vand. En analyse af ålegræsdata i relation
3426 til hedeølgerne i somrene 2014 og 2018 viser dog ikke direkte sammenfald
3427 mellem hedeølgerne og det generelle niveau for ålegræssets maksimale
3428 dybdegrænse og dækningsgrad sammenlignet med de tre foregående år
3429 (upubliceret analyse, *Carstensen & Krause-Jensen*). Men detailanalyser viser,
3430 at ålegræssets dybdeudbredelse især er negativt påvirket af høje temperatu-
3431 rer i områder, hvor andre presfaktorer, såsom uklart vand og trawling af
3432 havbunden, begrænser ålegræsudbredelsen til lavere vand (*Krause-Jensen*
3433 *m.fl. 2021*). Højere temperaturer øger også risikoen for iltsvind, som yderli-
3434 gere presser ålegræsbestandene (*Pulido & Borum 2010*).
- 3435 Stigende havtemperaturer øger derfor behovet for effektiv forvaltning af
3436 ålegræsenge. Beskyttelse af ålegræsenge mod kendte og lokalt kontrollerba-
3437 re presfaktorer som eutrofiering og muslingskrab giver engene mulighed
3438 for at sprede sig mod dybere og køligere vand. Veludviklede brede og dybe-
3439 religgende ålegræsbelter vil samtidig kunne fungere som frøpulje for enge
3440 på lavere vand og dermed bidrage til at stabilisere disse.
- 3441 Internationalt er der eksempler på positive udviklingstendenser for hav-
3442 græsser efter en målrettet forvaltningsindsats både i Europa (*de los Santos*
3443 *m.fl. 2019*), USA (*McCrackin m.fl. 2017, Sherwood m.fl. 2017, Lefcheck m.fl. 2018*)
3444 og globalt (*Duarte m.fl. 2020*).
- 3445 **Makroalger**
- 3446 Makroalgeskovene på den hårde bund består primært af rød- og brunalger,
3447 der kan vokse i flere lag på vanddybder med tilstrækkeligt lys.
- 3448 I kystvande med ringe sigtddybde aftager algedækningen hurtigt med dyb-
3449 den, mens stenrev i åbne farvande med bedre lysforhold har flerlaget vege-
3450 tation ned til 10-12 m's dybde. Med stigende dybde aftager den oprette al-
3451 gevegetations dækning på stenene, men på større dybder kan man fortsat
3452 finde skorpeformede alger, selv hvor lyset er aftaget til under 1 % af ind-
3453 strålingen ved overfladen (*Dahl & Carstensen 2008*).

3454 *Tidslig udvikling i udbredelsen af makroalger i fjorde, kystvande og på stenrev*
3455 Makroalgernes kumulerede dækning på de fastsatte modelleringsdybder i
3456 perioden 1990-2023 (1994-2023 for stenrev) var følgende: 53-104 % på 10 m's
3457 dybde i kystvande og lidt lavere, 27-76 %, på samme dybde i yderfjorde (*fi-*
3458 *gur* 7.3). I inderfjorde var den kumulerede dækning 23-99 % på fem m og i
3459 Limfjorden betydeligt lavere, 16-81 %, på kun 3 m. På stenrev, hvor modelle-
3460 ringsdybden var 15 m, var den kumulerede dækning 23-53 %. Den store va-
3461 riation i gennemsnitlig dækningsgrad mellem år illustrerer, at engene er
3462 meget dynamiske.

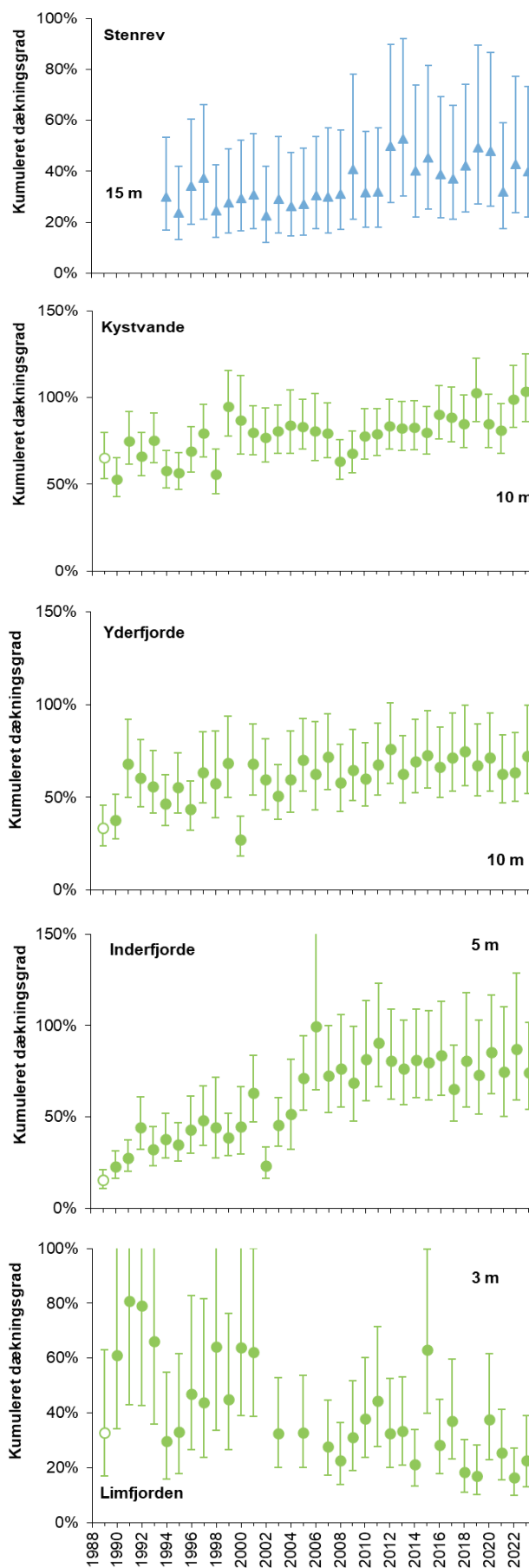
3463 Gennem overvågningsperioden (1990-2023) er der sket en signifikant positiv
3464 udvikling i algernes kumulerede dækning på stenrev (91 %), i kystvande (43
3465 %), yderfjorde (39 %) og inderfjorde (183 %), mens udviklingstendensen er
3466 signifikant negativ i Limfjorden (-66 %). Årsagen til tilbagegangen i Limfjor-
3467 den er ikke klarlagt. Undersøgelser i Løgstør Bredning dokumenterede dog
3468 et meget stort potentielt græsningstryk fra søpindsvinet tangborre (*Psamme-*
3469 *chinus miliaris*) i 2018 i Bjørnsholm Bugt (personlig meddelelse, *Dahl*) samt i
3470 tilknytning til det nye stenrev ud for Livø i 2019 (*Dahl m.fl.* 2020). På tre
3471 NOVANA-transekter i Løgstør Bredning er antallet af søpindsvin af arten
3472 tangborre også øget markant fra 2018 til 2020.

3473 Gennem de seneste ti år (2014-2023) er udviklingen i makroalgernes kumu-
3474 lerede dækning stagneret i samtlige farvandstyper. De modellerede dæk-
3475 ninger for kystvande, yderfjorde og Limfjorden var dog generelt højere (hhv.
3476 5%, 13% og 37%) i 2023 end i 2022, men lavere for inderfjorde og stenrev
3477 (hhv. -15% og -7%).

3478 Makroalgerne har generelt udvist en mere positiv/mindre negativ udvikling
3479 end ålegræsset, især i starten af overvågningsperioden. Det viser, at ålegræs-
3480 set er mere presset end makroalgerne af den fortsatte eutrofiering i kombi-
3481 nation med andre presfaktorer såsom fysisk forstyrrelse og opvarmning.

3482

Figur 7.3. Makroalgernes kumulerede dækningsgrad i perioden 1989-2023 på stenrev i åbne farvande og i kystvande, yder- og inderfjorde samt i Limfjorden (middelværdi \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.



3485

3486

7.3 Makroalger på udvalgte beskyttede revhabitater i Natura 2000-områder

3487

Kattegat

3488

3489

3490

3491

3492

3493

3494

3495

3496

3497

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 ugunstig 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.

3498

3499

3500

3501

3502

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.

3503

3504

3505

3506

3507

3508

3509

3510

3511

Algevegetationens dækning langs dybdegradienter på fire 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.

3512

3513

3514

3515

3516

3517

Den totale dækningsgrad af algevegetationen var god på lokaliteterne Kims Top og Store Middelgrund i den centrale del af Kattegat i 2023 og bedre end i 2022 (figur 7.4). Forholdene på de to nordlige lokaliteter (Tønneberg Banke og Store Middelgrund) var ikke så gode, især ikke på Tønneberg Banke. Det skal bemærkes, at modellen kan være mere usikker ved referencetilstanden, da denne tilstand ligger uden for modellens typiske 'data range'.

3518

3519

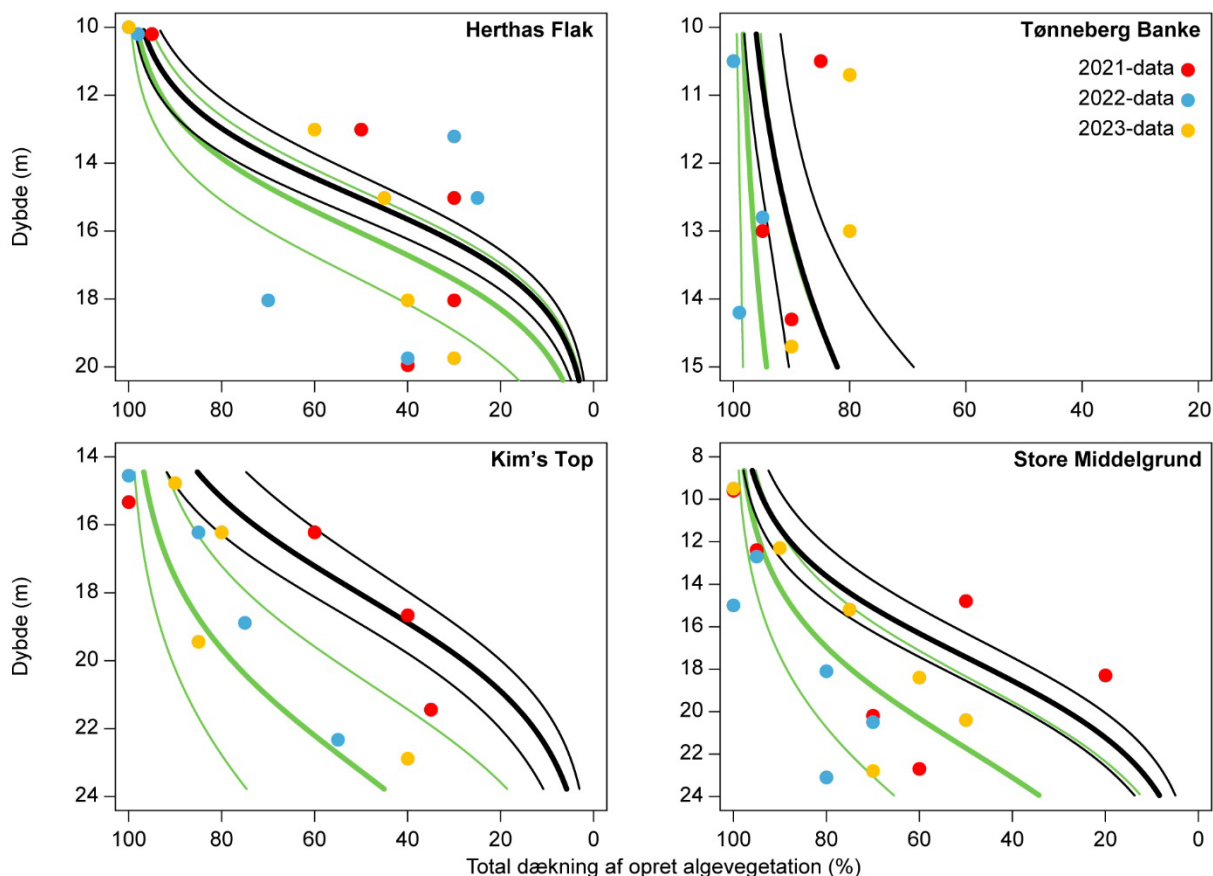
3520

3521

3522

3523

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. Vegetationen var veludviklet på de to dybder i 2023.



Figur 7.4 Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fire rev i Kattegat for 2021-2023 (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.

3524

Diskussion af makroalgernes udvikling

3525

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 næringsstofftilførslen i vækstsæsonen for perioden 2012-2020 (kapitel 5).

3526

3527

3528

3529

3530

3531

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 kvælstoftilførsel i forårshalvåret. Desuden bidrager lysindstråling og forekomst af søpindsvin til at forklare variationen i makroalgernes dækning (Dahl & Carstensen 2008).

3532

3533

3534

3535

3536

3537

Sammenhængen mellem makroalgernes tilstand og næringsstoffkoncentrationerne 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-

3538

3539

3540

3541

3542 tang (*Saccharina latissima*), palmetang (*Laminaria hyperborea*), blæretang (*Fucus*
3543 *vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*), har et lavere næringsbehov end enåri-
3544 ge makroalger og kan hen over sommeren leve af næringsstoffer oplagret i lø-
3545 bet af det sene efterår og vinteren, hvor koncentrationerne af næringsstoffer er
3546 højest (Pedersen & Borum 1997, Bartsch m.fl. 2008). Disse arter har derfor en
3547 konkurrencefordel ved lave næringsstofkoncentrationer sammenlignet med
3548 de mere næringsstofkrævende enårige makroalger.

3549 7.4 Sammenfatning

3550 Ålegræs

- 3551 • I perioden 1989-2023 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket
3552 ind på lavere vand i inderfjorde, yderfjorde og Limfjorden, mens den har
3553 været uændret i kystvande. I samme periode er ålegræssets hovedudbre-
3554 delse rykket ud på større dybde i kystvande, mens den er reduceret i in-
3555 derfjorde og har været uændret i de andre farvandstyper.
- 3556 • Gennem de seneste ti år er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse ryk-
3557 ket ind på lavere vand i både kystvande og Limfjorden, mens der ikke
3558 har været nogen signifikant udvikling for de to andre farvandstyper. I
3559 samme periode er ålegræssets hovedudbredelse rykket ind på lavere
3560 vand i Limfjorden, mens den er uændret i alle øvrige farvandstyper. I
3561 2023 var der overvejende tegn på tilbagegang ift. 2022.
- 3562 • For perioden 1989-2023 er der en generel tendens til, at ålegræsset dæk-
3563 ker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter bort-
3564 set fra dybder >2 m langs åbne kyster og 1-2 m dybde i Limfjorden, hvor
3565 der ikke er sket signifikante ændringer over perioden som helhed. Gen-
3566 nem de seneste ti år er dækningsgraden dog generelt reduceret på 1-2 m i
3567 Limfjorden, mens den ikke er ændret signifikant i andre områder.

3568 Makroalger

- 3569 • Set over hele overvågningsperioden (1990-2023) er makroalgernes kumu-
3570 lerede dækningsgrad øget på stenrev, i kystvande, yderfjorde og inder-
3571 fjorde, mens den er faldet i Limfjorden.
- 3572 • I de seneste ti år er makroalgernes kumulerede dækning stagneret i alle
3573 farvandstyper. Fra 2022 til 2023 varierede udviklingen mellem områder
3574 uden at vise en generel udviklingstendens.

3575 Makroalger på udvalgte stenrev i Natura-2000 områder i Kattegat

- 3576 • Den totale makroalgedækning var god på to af de fire undersøgte stenrev
3577 i Natura 2000-områder i Kattegat i 2023 og mindre god på de to øvrige
3578 rev.

3579 Ålegræs versus makroalger

- 3580 • Makroalgerne har generelt udvist en mere positiv/mindre negativ udvik-
3581 ling end ålegræsset. Ålegræsset er tilsyneladende mere presset end makro-
3582 algerne af den fortsatte eutrofiering i kombination med andre presfaktorer.
3583

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.

Man kan opdele bundfaunaen i funktionelle grupper efter deres ernæringsform. De arter, der filtrerer planteplanktonet direkte fra vandsøjlen, kaldes som samlet gruppe for 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 benthiske 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 afreporteres 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. Varia-



Bundfauna indsamlingstogt på Miljøstyrelsens skib Slikkrebsen.
Foto: Pauli Jørgensen.

3631 tionen er dels styret af det ydre miljø og dels af de enkelte arters populati-
3632 onsdynamik samt vekselvirkninger mellem arterne i bundfaunasamfundet.

3633 Bundfaunaen har en nøglefunktion både i de marine fødekæder og i hav-
3634 bundens biogeokemiske kredsløb. Den er et vigtigt bindeled mellem havets
3635 planteproduktion og de højere led i havets fødekæde såsom fugle, fisk og
3636 pattedyr. Bundfaunaens biomasse, og i nogen udstrækning dens tæthed, af-
3637 hænger af, hvor meget organisk stof havets alger producerer, og dermed in-
3638 direkte af mængden af næringsstoffer i det omgivende havmiljø – jo mere
3639 organisk materiale der produceres, desto højere biomasse kan bundfaunaen
3640 opnå. Men med en høj produktion af organisk stof følger en forøget risiko
3641 for iltsvind, som kan skade bundfaunaen. Eutrofiering påvirker bundfauna-
3642 en forskelligt fra sted til sted afhængigt af områdernes typologi, dvs. vand-
3643 kemien, hydrografien og bundforholdene, da disse forhold er afgørende for
3644 udvikling af iltsvind. Bundfaunaen har i sig selv en positiv indvirkning på
3645 miljøforholdene, fordi en stor del af arterne graver i bunden og bearbejder
3646 sedimentet (bioturbation). Det skaber forskelligartede strukturer og leveste-
3647 der i havbunden. Samtidig iltes bunden, og det organiske materiale, der lan-
3648 der på overfladen af havbunden, bliver begravet. Det stabiliserer omsætnin-
3649 gen i havbunden og mindsker risikoen for, at der opstår iltsvind.

3650 Netop fordi bundfaunaen er en så integreret del af det marine økosystem, og
3651 fordi det omgivende miljø påvirker bundfaunasamfundet, kan bundfauna-
3652 prøver anvendes til at bedømme den generelle tilstand af økosystemet. Da
3653 de fleste arter er stedfaste i deres voksne stadier og lever i flere år, vil æn-
3654 dringer i bundfaunaens sammensætning (artsrigdom, biomasse og tæthed)
3655 afspejle miljøforholdene i havbunden og vandsøjlen og forstyrrelser over en
3656 længere periode. Påvirkninger fra det omgivende miljø vil ofte komme til
3657 udtryk som ændringer i samfundets sammensætning. Herudover vil sådan-
3658 ne forstyrrelser, hvad enten de skyldes forurening med organisk materiale,
3659 tungmetaller, iltsvind eller fysisk ødelæggelse af havbunden fra bundtraw-
3660 ling, næsten altid være ledsaget af en nedgang i bundfaunaens artsrigdom
3661 (*Hansen & Josefson 2005; Hansen m.fl. 2016, Hansen & Blomqvist 2018*). Ofte vil
3662 langtidsændringer i faunasamfundet vise, at arter, der er tolerante over for
3663 den specifikke forstyrrelse, bliver mere dominerende, mens korttidsændrin-
3664 ger fra år til år kommer tydeligst til udtryk i artsdiversitetsmål.

3665 Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er
3666 mål, der kan anvendes til at beskrive og indekserer miljøtilstanden. Eksem-
3667 pelvis kan miljøkvaliteten vurderes ud fra indekset 'AMBI' (*Borja m.fl. 2000,*
3668 *Borja m.fl. 2007, Muxika m.fl. 2005*), hvor arterne inddeles i fem grupper, af-
3669 hængigt af hvor følsomme de er over for forstyrrelser. Indekset beskriver så-
3670 ledes den overordnede miljøkvalitet i et område ud fra bundfaunasamfun-
3671 dets sammensætning. Der er udviklet et dansk kvalitetsindeks, DKI, der
3672 vurderer miljøkvaliteten ud fra både diversitet og sammensætningen af føl-
3673 somme og tolerante arter, hvor de to mål vægtes ligeligt i beregningen (*Josef-
3674 son m.fl. 2009*). I Sverige og Norge er der på tilsvarende vis udviklet indeks,
3675 der, i lighed med de fleste andre europæiske lande (*Hering 2010, Borja m.fl.
3676 2015*), både anvender artsrigdom og artssammensætningen til at vurdere
3677 miljøkvaliteten. De forskellige indeks stemmer generelt godt overens og kan
3678 påvise ændringer i faunasamfundet forårsaget af en række forskellige typer
3679 af påvirkninger (*Josefson m.fl. 2009*). For at opnå mere sammenlignelige mål
3680 for miljøkvaliteten i forskellige områder, der naturligt har forskellige ni-
3681 veauer for biodiversitet, beskriver de seneste versioner af DKI miljøkvalite-
3682 ten relativt i forhold til en hypotetisk referenceværdi. Referenceværdien ta-

3683
3684
3685

ger højde for vandets saltholdighed og dermed det niveau, der forventes for biodiversiteten og følsomheden af det uforstyrrede bundfaunasamfund på den enkelte lokalitet.

3686

8.1 Metoder og datagrundlag

3687
3688
3689
3690
3691
3692
3693
3694
3695
3696
3697

I 2023 omfattede NOVANA-programmet prøvetagning i 71 forskellige områder eller stationer i de danske farvande. Datagrundlaget for denne rapportering består samlet set af i alt 2.100 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 fem og ti delprøver (13 i Vadehavet), mens der i prøvetagningsområderne typisk bliver taget 42 prøver, der er fordelt ud over området på 42 forskellige positioner.

3698
3699
3700
3701
3702
3703
3704
3705
3706
3707

De fleste af både prøvetagningsområderne og punktstationerne ligger i vandrammedirektivets vandområder og repræsenterer hovedsageligt de kystnære bundhabitater. 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 2023 blev der taget prøver i ti prøvetagningsområder i den åbne del af Skagerrak og Nordsøen. Prøvetagningen i Nordsøen udgøres af et rullende program, hvor der tages prøver i 20 områder over en toårig periode med prøvetagning i ti områder hvert år. I 2023 blev der taget prøver i seks nye områder i Skagerrak og i den nordvestlige del af den danske Nordsø.

3708
3709
3710
3711
3712
3713
3714

Datamaterialet, der danner baggrund for denne rapportering, omfatter samlet set 83.773 individer fordelt på omkring 580 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.

3715
3716
3717
3718
3719
3720
3721
3722
3723
3724

På grund af de forskellige prøvetagningsdesign er denne rapport, i lighed med tidligere år, delt op, så prøvetagningen i regi af vandrammedirektivet og habitatdirektivet i de kystnære områder og i de indre danske farvande rapporteres samlet. De 22 punktstationer og 'Område E' 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 33-39 år. Herudover rapporteres prøvetagningen i den kystnære og (vandrammedirektivovervågningen) og den åbne del af Nordsøen samlet (havstrategiovervågningen).

3725

Rapporterede dataserier:

3726
3727
3728
3729
3730
3731

- 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. Vandområder i den kystnære del af Nordsøen rapporteres dog sammen med prøvetagningen i den åbne del af Nordsøen.

- 3732 II) Tilstand og tidlig udvikling på 22 punktstationer i de åbne dele af
3733 de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes lange
3734 tidsserier, som videreføres som en del af havstrategiens overvågningsprogram. Område E, der er beliggende i det centrale/østlige
3735 Kattegat hvor der tages 42 delprøver, rapporteres sammen med de
3736 22 punktstationer, da området fra og med 2021 prøvetages årligt.
3737
- 3738 III) Tilstanden i Nordsøen baseret på 19 områder, der overvåges i regi
3739 af havstrategidirektivet, vandrammedirektivet og habitatdirektivet,
3740 hvor der tages 42 delprøver.

3741 8.2 Fjorde og kystvande

3742 De 30 kystnære prøvetagningsområder i de indre danske farvande repræsenterer et bredt udsnit af kystvande, der overvejende er lavvandede blødbundshabitater såsom fjorde, bugte, vige og åbne kyststrækninger (tabel 8.1).
3743 Bundvandets saltholdighed har afgørende betydning for artssammensætningen, og artsrigdommen øges generelt i områder med høj saltholdighed.
3744 De danske fjorde og kystvande har meget varierende saltholdighed, fra omkring 7-8 i de områder, der ligger tættest på Østersøen, til omkring 25-30 i de områder der ligger på dybt vand i Kattegat, Øresund og Bælthavet. Saltholdigheden afhænger tillige af prøvetagningsdybden, der varierer fra 0 m i 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).

3757 Individtæthed

3758 Den gennemsnitlige individtæthed var 3.552 individer m^{-2} (median 2.144) og varierede fra 134 individer m^{-2} i Augustenborg Fjord til over 26.000 individer m^{-2} i Seden Strand (Odense Fjord) (tabel 8.1), hvor de høje tætheder især skyldtes stor dyndsnegl (*Peringia ulvae*), som forekom med mere end 12.000 individer m^{-2} . Ud over Seden Strand blev der fundet meget høje tætheder af buttet dyndsnegl i Nakskov Fjord (2.644 individer m^{-2}).

3764 Biomasse

3765 Den gennemsnitlige biomasse var 282 g vådvægt m^{-2} , og medianen var 103 g vådvægt m^{-2} og varierede fra 2 g vådvægt m^{-2} i Flensborg Fjord til 2.046 g vådvægt m^{-2} i Mariager Fjord (tabel 8.1). Der var også en høj biomasse (1.391 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 Bælthav udgjorde molboøsters (*Arctica islandica*), i lighed med de foregående år størstedelen af den samlede biomasse (Hansen & Høgslund 2022).

3772 Artsrigdom

3773 Artsrigdommen, opgjort som henholdsvis antallet af arter i den enkelte haps-prøve (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.

3779
3780
3781
3782
3783
3784

I 2023 var det gennemsnitlige antal arter i en hapsprøve (S_1) 7,1 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 i Augustenborg Fjord ($S_1 = 1,2$), i Flensborg Fjord (2,1), Sydfynske Øhav (2,4) og i Løgstør Bredning ($S_1 = 2,8$), mens de højeste værdier for artsrigdom blev fundet ved Endelave, hvor $S_1 = 16,2$.

3785
3786
3787

Det samlede antal arter i de 42 prøver, der tages i hvert område (S_{42}), var i gennemsnit 51 og varierede fra kun fem arter i Augustenborg Fjord til 104 arter i habitatområde nr. 96 i Lillebælt Bredning.

Tabel 8.1. Bundfaunastationsområder (lokalitet) i kystnære områder indsamlet i 2023. 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 Hurlberts diversity index (ES100). 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	ES100	Biomasse g VV m-2	Tæthed (m-2)
Øresundstragten	12	42	9,9	97	34	47	2.238
Ålborg Bugt	6	42	6,3	30	16	22	1.042
Sydfynske Øhav	1	42	2,4	25	16	15	589
Aarhus Bugt	15	42	6,2	40	9	61	5.799
Æblelø, Vest	3	42	11,6	79	28	96	5.285
Augustenborg Fjord	12	42	1,2	5	5	23	134
Karrebæksminde Bugt	13	42	5,2	32	16	25	1.407
Nakskov Fjord	2	42	10,5	42	16	181	5.153
Stege Bugt	1	42	12,8	47	18	96	8.755
Ringkøbing Fjord	2	42	4,1	12	9	620	2.449
Sejerø Bugt	13	42	9,4	61	27	38	2.058
Odense Fjord	3	29	9,7	62	23	97	3.530
Seden Strand	1	13	13,1	48	15	237	26.019
Frederiksværk Br.	1	21	4,6	43	13	50	3.899
Øresund, Nord	19	42	10,3	76	22	580	2.229
Endelave, N. Bælthav	5	42	16,2	99	25	271	9.028
Flensborg Fjord	1	42	2,1	11	10	2	276
Lillebælt Br.	15	42	11,5	104	36	595	1.956
Hevring Bugt	13	42	9,2	75	28	208	1.981
Faxe Bugt	2	42	5,4	26	10	59	2.438
Nordlige Lillebælt	20	42	7,1	52	30	1.391	974
Læsø Flak	5	42	7,7	50	22	77	1.387
Løgstør Br.	9	42	2,8	35	24	799	490
Mariager Fjord	7	42	4,2	32	16	2046	1.059
Nærrå strand	1	42	4,6	29	13	174	3.521
Læsø, Nordre Rønner	7	42	7,1	54	27	123	1.018
Centrale Kattegat	30	42	18	132	39	135	2684
Skive-området	5	42	4,7	39	20	214	1046
Vejle Fjord	7	42	3,1	33	21	70	640
Lister Dyb	0	78	2,7	-	-	109	7.468
Gennemsnit	-	-	7,5	51	20	282	3.552

3788

Diversitet- og følsomhedsindeks

3789
3790
3791
3792
3793
3794
3795
3796
3797
3798
3799
3800
3801

Følsomhedsindekset, AMBI (Marine Biotic Index), som teoretisk kan spænde fra 0 til 7, var i gennemsnit 2,8 med værdier fra ca. 1,1 i Læsø Flak til 4,7 i Flensborg Fjord (*figur 8.1*). Lave AMBI-værdier 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) og typisk vil være dominerende efter iltsvind. 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.

3802
3803
3804
3805
3806
3807

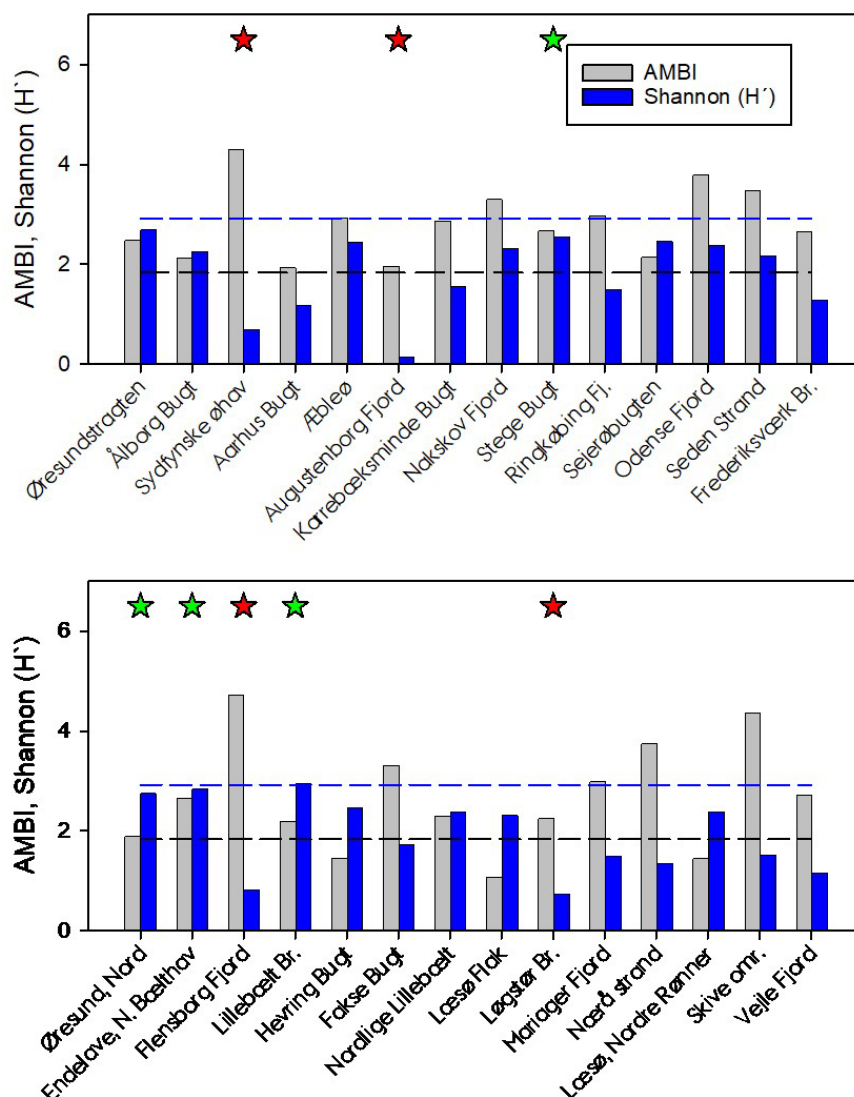
Artsdiversiteten, udtrykt som Shannon-diversitet varierede fra 0,1 Augustenborg Fjord til 2,7 i Øresundstragten med et gennemsnit på 1,6. I de kystnære områder forventes artsdiversiteten typisk at ligge mellem 1 og 3,5. I 2022 var der dog flere områder med værdier på under 1. Disse var, ud over Augustenborg Fjord (0,1), Flensborg Fjord, Det Sydfynske Øhav (0,7) og Løgstør Bredning (0,7).

3808
3809
3810
3811
3812
3813
3814
3815
3816
3817
3818
3819
3820
3821

En samlet vurdering af tilstanden i de 29 kystnære områder (Listerdyb indgår ikke i denne vurdering pga. den lidt afvigende prøvetagningsmetodik), baseret på både AMBI og Shannon-diversiteten (H'), viser, at der var fire områder, hvor artsdiversiteten var lav, samtidig med at AMBI-værdien var høj - Augustenborg Fjord, det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord og Løgstør Bredning. Det tyder på, at bundfaunasamfundet 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 alle disse områder har i en årrække skilt sig ud, ved at bundfaunaen er i en dårlig tilstand. Den sandsynlige årsag er dårlige iltforhold Augustenborg Fjord og Flensborg Fjord. I Løgstør-bredning er bundtrawling en sandsynlig faktor eller medvirkende faktor. I Frederiksværk Bredning hvor bundfaunaen af ukendte årsager har været i en meget dårlig tilstand i de seneste år (*Hansen & Høgslund 2022, kapitel 8*), var der sket en fremgang i 2023.

3822

Figur 8.1. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (blå søjler) og AMBI-værdi (grå søjler) i 2023 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 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.



3824
3825
3826
3827
3828
3829
3830
3831
3832

I fire områder, Stege Bugt og Lillebælt Bredning (habitatområde nr. 96), Øresund Nord og Endelave (EN03) var tilstanden god med relativt høje værdier for artsdiversitet. I Stege Bugt og Endelave skal værdierne for AMBI på mellem 2,5 og 3 ses i forhold til, at der er tale om områder med forholdsvis lave saltholdigheder, som naturligt har en relativt høj AMBI-værdi og en relativt lav Shannon-diversitet. Den samlede artsrigdom i de 42 prøver fra Lillebælt Bredning var også bemærkelsesværdig høj med et total på 104 arter. Dette område (Lillebælt Bredning) havde også en høj biodiversitet ved de foregående to indsamlinger i 2014 og 2018.

3833
3834
3835
3836
3837
3838
3839

8.3 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 samt et prøvetagningsområde, Område e hvor der blev taget 42 prøver i 2015, 2021, 2022 og 2023, og hvor der fremover er programsat årlig prøvetagning. Punktstationerne er fordelt med 17 stationer i Kattegat, to stationer i Bælthavet, en station i Øresund, en i Femern Bælt og en station i

3840 Arkona (vestlige Østersø). De fleste af punktstationerne har været prøveta-
3841 get årligt siden 1994 med en konsistent metode. For nogle af stationerne går
3842 prøvetagningen tilbage til 1985.

3843

Individtæthed

3844 I 2022 blev der i alt taget 130 prøver på de 22 punktstationer i de indre dan-
3845 ske farvande (tabel 8.2). Den gennemsnitlige individtæthed var 2.213 m⁻²
3846 (median 2.098) og spændte fra omkring 371 individer m⁻² i Femern Bælt (st.
3847 952) til 5.846 individer m⁻² ved Ålbæk Bugt (st. P46). Det er en hyppig obser-
3848 vation, at der er forholdsvis lave tætheder i den vestlige Østersø i Femern
3849 Bælt (st. 952) og Arkona (st. 444), hvor der ofte er dårlige iltforhold. Den me-
3850 get høje tæthed på station 409 skyldtes hovedsageligt arten hestekosorm,
3851 *Phoronis sp.*, som forekommer og er meget almindelig på sandbund langs Jyl-
3852 lands østkyst. Selvom den gennemsnitlige tæthed på 2.213 indiv. m⁻² for 2023
3853 lå tæt på gennemsnittet i 2023 (2.610 indiv. m⁻²), var der tale om et signifikant
3854 fald ($p = 0,006$, Mann-Whitney rank sum test) og tætheden var faldet på 16
3855 ud af de 22 punktstationer. Hvor den gennemsnitlige individtæthed for alle
3856 stationer samlet faldt med 15%, så faldt den med 22 % på de stationer, der
3857 ligger på den dybe bløde mudderbund. I Område e i det centrale Kattegat
3858 viste det samlede indvidtal også et signifikant fald fra 2022 til 2023 ($P = 0,03$,
3859 Mann-Whitney rank sum test). Bundfaunaens tæthed har været faldende si-
3860 den 2018 og med tallene for tætheden i 2023 er der tale om et signifikant fald
3861 i perioden 2018–2023 (lineær regression, $p=0,01$). På de stationer der lå på
3862 den dybe mudderbund var faldet i tæthed meget signifikant ($p<0,0001$) sva-
3863 rende til 7,8 % pr år. På de sandede stationer viste individtætheden og arts-
3864 rigdommen tilsvarende et fald på 2,1% pr år men her var udviklingen ikke
3865 signifikant.

3866

Biomasse

3867 På de samme 22 punktstationer i de åbne farvande var den gennemsnitlige
3868 biomasse 231 g vådvægt m⁻² (median 135 g vådvægt m⁻²) og varierede fra ca.
3869 7 g (Arkona, st. 444) til ca. 1.386 g (Bælthavet, st. 14). Den gennemsnitlige
3870 biomasse i 2023 lå under gennemsnittet for perioden 1994-2022, som var 338
3871 ± 164 g vådvægt m⁻² og alle år domineret af bløddyr. Den meget store rumli-
3872 ge og tidlige variation skyldes sporadiske fund af store individer af molbo-
3873 østers (*Arctica islandica*), der også bidrog til den meget høje biomasse på st.
3874 14 (1 individ på 88 g). På grund af den meget skæve fordeling af biomasse
3875 mellem de taksonomiske hovedgrupper er der således ikke nogen tydelige
3876 udvikling (2018-2023) i biomassen af bundfaunaen i de indre danske farvan-
3877 de (figur 8.2).

3878

Artsrigdom

3879 Artsrigdommen målt som antal arter i den enkelte prøve (S_i) varierede fra
3880 ca. tre arter i Arkona (st. 444) til ca. 20 arter i det centrale Kattegat (st. P26)
3881 og Storebælt (st. 939). I 2023 var der i gennemsnit 12 arter pr. prøve på de 19
3882 stationer, der ligger i Kattegat og Bælthavet (tabel 8.2, figur 8.3), og hvor der
3883 er en tidsserie, der går tilbage til 1994. I modsætning til de tidligere år (2021
3884 og 2022), hvor der var næsten den samme artsrigdom på den dybde mud-
3885 derbund og den lavvandede sandbund (13-14 arter pr. prøve begge år, begge
3886 bundtyper), så var artsrigdommen væsentligt lavere på den dybe mudder-
3887 bund og var faldet til 10,8 i 2023, mens artsrigdommen var uændret på 13,9
3888 arter pr. prøve på de sandede stationer. Hvor artsrigdommen således var

3889
3890
3891
3892
3893
3894
3895
3896
3897
3898
3899
3900
3901
3902
3903
3904
3905
3906
3907

høj, om end svagt faldende i perioden 2018–2022, så viser de nye data fra 2023 et tydeligt og signifikant fald ($p=0,002$, lineær regressionsanalyse) på 8,6 % pr. år for stationerne på den dybde mudderbund i perioden 2018–2023. På de sandede stationer har der tilsvarende været et mindre, men ikke signifikant fald. Dette mønster ligner den udvikling, der blev set i perioden fra 1995–2000, som var begyndelsen til et kollaps i bundfaunasamfundet som varede indtil 2008/2009, og som medførte, at tre fjerdedele af bundfaunaen forsvandt (figur 8.3) på et område på omkring 10.000 km² i Kattegat. I Hansen & Andersen (2024) er dette kollaps beskrevet i detaljer, hvor det knyttes til og kan forklares med langtidsudviklingen i bundtrawling efter jomfruhummer. Analyser af bundtrawling indgår ikke i denne rapport og årsagen er ikke endelig klarlagt. På nogle stationer, fx P9 i det centrale Kattegat, var der sket markante ændringer. Her faldt artsrigdommen til næsten det halve fra 11 arter pr. prøve i 2022 til bare seks arter pr. prøve i 2023. Sådanne hændelser i områder hvor der ikke forekommer iltsvind, skyldes sandsynligvis lokale effekter af trawling. I lighed med de foregående år var artsrigdommen lav på stationerne i Femern Bælt og Arkona, hvor den generelt lave artsrigdom kan forklares med lav saltholdighed og hyppigt iltsvind, evt. i samspil med bundtrawling.

Tabel 8.2. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande for prøver indsamlet i 2023. 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. Grønne tal angiver fremgang, og røde tal angiver tilbagegang.

Lokalitet	Antal	Salt	Dybde, m	Tæthed, N m ⁻²	Biomasse VV g m ⁻²	S1	AMBI	H'	DKI v.3
Kattegat 413	10	32,5	50,4	2.168	139	9,4	1,1	2,4	0,64±0,03
Kattegat 158	5	32,4	35	937	239	5	1,3	1,91	0,53±0,09
Kattegat P6	5	32,2	31,6	1.203	68	10,8	1,72	3,11	0,65±0,05
Kattegat P9	5	32	29,3	531	25	5,8	2,06	2,37	0,51±0,1
Kattegat P11	5	31,9	28,1	2.713	93	11,8	1,53	2,34	0,61±0,06
Kattegat 16N21	5	31,4	27,8	587	57	4,2	1,68	1,73	0,48±0,02
Kattegat 1416	5	30,9	24	853	80	8,4	1,57	2,77	0,62±0,05
Kattegat 1402	5	30,7	27	2.112	146	14,2	1,86	3,19	0,68±0,02
Kattegat 49	5	28,1	23,2	4.266	484	14,2	1,99	3	0,68±0,02
Kattegat P46	5	28	15,5	5.846	252	12,4	2,28	2,2	0,57±0,04
Kattegat P35	5	26,6	23,5	1.916	718	10,2	1,31	2,73	0,69±0,03
Storebælt 939	10	26	37,3	2.189	92	20	1,51	4,1	0,84±0,06
Kattegat P26	5	24	18,9	3.776	198	20,4	0,96	3,85	0,9±0,05
Øresund S31	10	25	18,3	1.671	84	8	1,51	2,13	0,6±0,21
Kattegat P21	5	23,2	13,9	1.944	86	8,2	1,62	2,42	0,69±0,06
Arkona 444	10	23	47,2	371	7	3,1	2,82	1,36	0,38±0,16
Kattegat 409	5	22,7	14,5	5.175	304	13,8	1,95	2,54	0,7±0,03
Kattegat P23	5	22,3	23,2	3.441	250	16,8	1,65	3,45	0,83±0,06
Femern Bælt 952	5	20	27,7	168	78	2,4	2,43	1,03	0,25±0,23
Kattegat 155	5	18,7	12,9	1.846	324	13,4	1,35	3,4	0,89±0,03
Kattegat 42	5	17,4	14,8	1.091	67	8,2	0,97	2,56	0,79±0,09
Bælthavet 14	5	17,2	17,5	3.413	1386	18,6	2,03	3,63	0,72±0,4
Kattegat Område E	42	32,5	30	2.684	135	18	1,73	3,61	0,72±0,06
Gennemsnit 2023	-			2.213	231 (135)	12	1,69	2,65	0,64±0,19

3908

Diversitets- og følsomhedsindeks

3909
3910
3911
3912
3913
3914
3915
3916
3917
3918
3919
3920
3921
3922
3923
3924
3925
3926
3927
3928
3929
3930
3931
3932
3933
3934
3935
3936

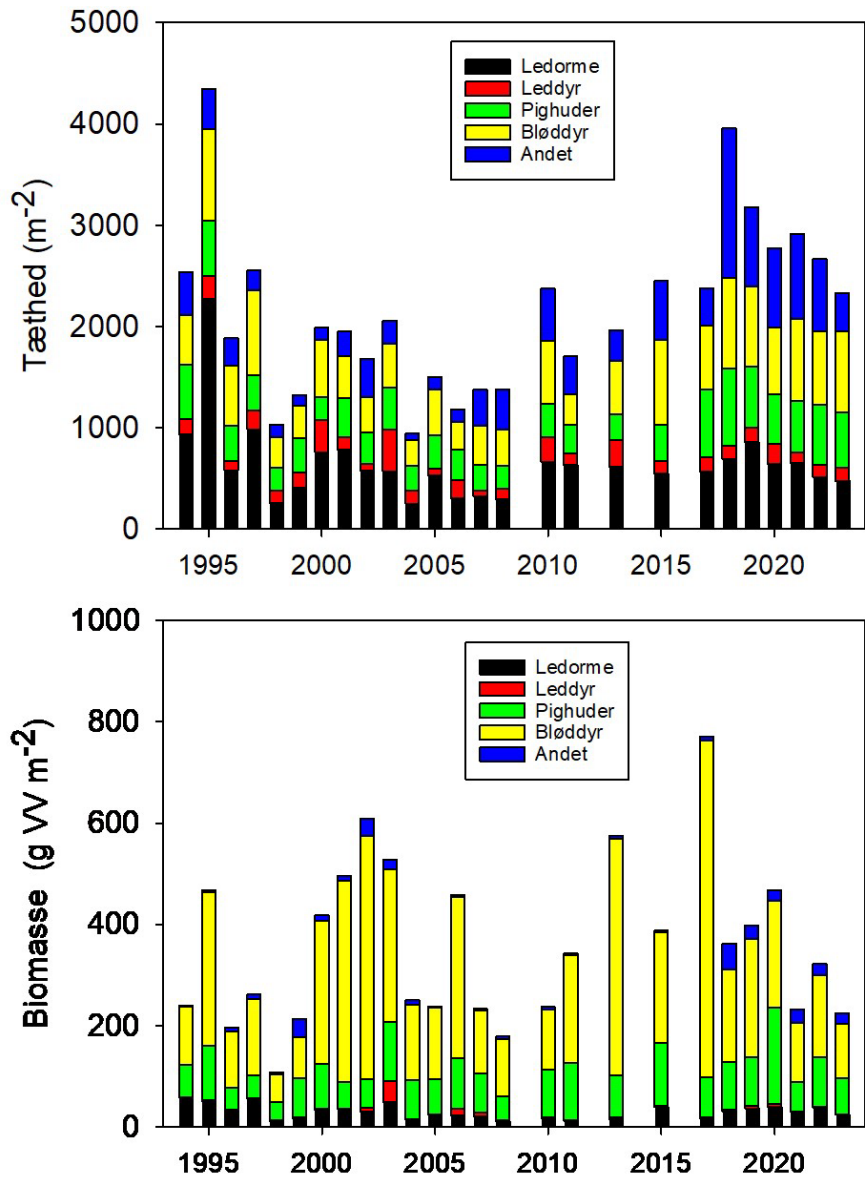
Bundfaunaens sammensætning udtrykt med AMBI viste, at stationerne generelt var kendetegnet af følsomme arter, idet værdien for AMBI var relativt lav med en middelværdi på 1,7, hvilket er stort set den samme værdi som i 2022, hvor den var 1,6. Det vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande, og at det fald, der er sket i bundfaunaens tæthed og artsrigdom, ikke kan knyttes til en ændret følsomhed af bundfaunaen. 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 lige under springlagsdybden (fx stationerne P21, P46 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 øget produktion og sedimentation 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 moderate niveauer med en middelværdi på 2,7, hvilket er signifikant lavere end i 2022, hvor middelværdien var 2.8. Shannon-diversiteten var således faldet på 20 stationer ud af 23 (inkl. Område e). Ligesom det var tilfældet for artsrigdommen (S_1), var det kun stationerne på den dybe mudderbund, hvor henfaldet var signifikant ($p=0,03$). Middelværdien for DKI (v.3) var 0,64, hvilket var en lille smule lavere end i de foregående fire år. De lidt lavere værdier afspejler de beskrevne ændringer i hhv. Shannon-diversiteten og AMBI. De laveste værdier af miljøkvaliteten for bundfaunaen (DKI v.3) forekom, ud over i Arkona og Femern Bælt, på station P9 i det centrale Kattegat og station 16N21 i det nordlige Kattegat.

3937
3938
3939
3940
3941
3942
3943
3944
3945
3946

8.4 Langtidsudvikling i de åbne indre farvande

De 19 bundfaunastationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund har tidsserier på 35-39 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 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. Det tidligere beskrevne fald i tætheden på den dybe mudderbund i 2023 var nogenlunde jævnt fordelt mellem grupperne af ledorme, pighuder og gruppen af andre dyrerækker (*figur 8.2*).

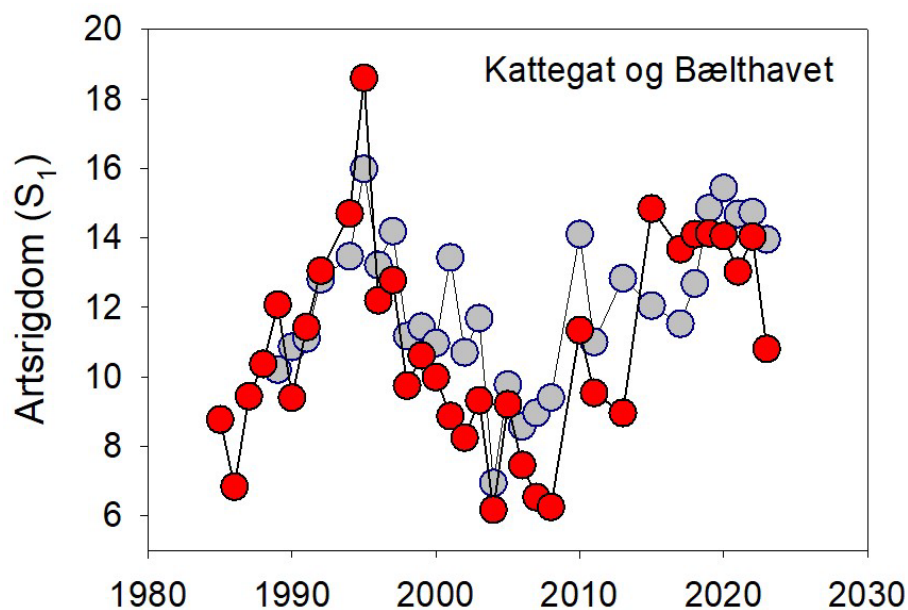
Figur 8.2. Individttæthed (øverst) og biomasse (nederst) af bundfaunaen 1994-2023 i de åbne dele af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper. Bemærk at tæthed og biomasse er udtrykt som gennemsnit for alle bundtyper.



3947
3948
3949
3950
3951

Med data fra 2023, viser biomassen en faldende tendens fra 2017 og frem til 2023. I hele perioden fra 1998 til 2023 ses et to-toppet forløb svarende til udviklingen i tæthed. Udviklingen skyldes dog hovedsageligt gruppen af bløddyr, der - som tidligere nævnt - varierer meget pga. af de sporadiske fund af store individer.

Figur 8.3. Udviklingen i artsrigdom på 19 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1985-2023. Røde symboler angiver stationer, der ligger på dyb mudderbund. Grå symboler angiver stationer, der ligger på lavere vand med mere sandet bund.



3952
3953
3954
3955
3956
3957
3958
3959
3960
3961
3962
3963
3964
3965
3966
3967
3968
3969
3970
3971
3972
3973
3974
3975
3976
3977
3978
3979
3980

3981

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 8.3). I perioden 2004 til 2008 var artsrigdommen således under det halve af niveauet i 1995 og niveauet fra 2015-2022. Udviklingen i artsrigdommen har i hele perioden været meget ensartet på tværs af stationer. Det er værd at bemærke at de enkelte arters populationsdynamik også udviklede sig synkront. I et dyresamfund, hvor der er konkurrence, vil man normalt forvente, at de forskellige arter responderer forskelligt og overtager pladsen fra hinanden. Det betyder, at man for de fleste stationer og arters 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 (2013-2018) en jævn stigning. Som tidligere anført, kan denne udvikling forklares med trawlfiskeriets påvirkning af bundfaunaens rekrutteringspotentiale via pelagiske larver (Hansen & Andersen 2024). Det giver en populationsdynamik hvor bundfaunasamfundet vil reagere på den generelle trawlintensitet i større områder, som påvirkes af en fælles vandmasse og dermed fælles puljer af pelagiske bunddyrslarver. I de senere år (2018-2022) har bundfaunaens tæthed og artsrigdom igen været svagt faldende, og med data fra 2023 er denne udviklingstendens signifikant for de stationer, der ligger på den dybe mudderbund, som er den bund, der trawles. Som tidligere beskrevet, så ligner dette mønster, udviklingen i perioden 1995 - 2000 og kan dermed varsle begyndelsen til et nyt kollaps i bundfaunaen. Men, der kun tale om mønstre der ligner hinanden, og det bør understreges, at der i denne rapport ikke er udført analyser af hverken trawlfiskeriet eller af bundfaunaens rekruttering. For en nærmere beskrivelse af udviklingen af bundfaunaen i denne periode henvises til Hansen & Andersen (2024) og tidligere havrapporter (fx Hansen & Høgslund 2020, kapitel 8).

Tabel 8.3. Prøvetagning i Nordsøen 2023. Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter, S_1 angiver det gennemsnitligt 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 hhv. den gennemsnitlige værdi Shannon-diversiteten, og DKI, der ligeledes er beregnet for én hapsprøve. For detaljer om dybde og sedimentforhold på de faste stationer (DMU1025 – DMU1133) se *Hansen & Høgslund (2022, kapitel 8)*.

Station	Område	Biomasse g VV m ⁻²	Tæthed m ⁻²	S_1	S_{42}	H	AMBI	DKI
DMU1025	Nordsøen	264	3834	10,6	74	2,48	1,37	0,64
DMU1026	Nordsøen	250	3575	9,6	73	2,1	1,6	0,63
DMU1027	Nordsøen	202	3182	10,33	76	2,28	1,49	0,58
DMU1044	Nordsøen	611	8252	7,93	42	1,1	1,32	0,61
DMU1046	Nordsøen	97	2311	11,17	66	2,88	1,65	0,51
DMU1047	Nordsøen	212	2626	7,6	54	1,42	1,57	0,65
DMU1048	Nordsøen	250	1272	9,12	68	2,7	1,63	0,52
DMU1052	Nordsøen	813	554	5,27	44	2,08	0,95	0,61
DMU1072	Nordsøen	467	7566	11,71	71	1,62	1,27	0,53
DMU1133	Skagerrak	124	426	3,19	38	1,32	2,36	0,57
HSD_B_CS	Nordsøen	81	616	4,9	59	1,93	1,37	0,37
HSD_C_SB_CS	Skagerrak	778	5113	9,67	71	2,15	1,92	0,49
HSD_F_SB_OCS	Nordsøen	107	906	9,62	112	3,06	1,47	0,56
HSD_F_SB_ref_OCS	Nordsøen	140	706	7,98	74	2,8	1,06	0,64
HSD_G_OCM	Nordsøen	109	2401	9,88	75	2,27	1,48	0,62
HSD_G_SB_OCS	Nordsøen	25	852	7,67	88	2,55	1,52	0,6
Thorsminde habitat	Nordsøen	108	624	3,64	41	1,42	1,24	0,57
Thyborøn habitat	Nordsøen	17	127	1,72	25	0,62	1,42	0,4
Tannis Bugt	Skagerrak	499	1615	8,55	52	2,52	0,85	0,16
Gennemsnit		271	2450	7,9	63	2,07	1,45	0,54

3983

3984

3985

3986

3987

3988

3989

3990

3991

3992

3993

3994

3995

3996

3997

3998

3999

4000

4001

4002

4003

4004

4005

4006

8.5 Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak

Ud over prøvetagning af de ti faste stationsområder i 2023 i Nordsøen og Skagerrak (DMU1025 – DMU1133, *tabel 8.3*) blev der taget prøver i seks nye områder og tre habitatområder, der alle behandles samlet i dette afsnit. Det samlede datasæt fra Nordsøen 2015-2023 er analyseret i detaljer i *Hansen & Høgslund (2022, kapitel 8)*, og de indsamlede prøver fra 2023, inklusive de nye stationsområder, bekræfter det overordnede mønster fra de foregående års prøvetagninger, hvor Nordsøen – sammenlignet med Kattegat – generelt udviste en meget lav individtæthed, ca. samme biomasse og en relativt lav artsrigdom (S_1). Shannon-diversiteten og DKI-indekset viste ligeledes lavere værdier for Nordsøen end Kattegat, mens AMBI, i lighed med tidligere år, indikerede, at sammensætningen var domineret af følsomme arter. Det sidste tyder på, at bundfaunaen generelt ikke er negativt påvirket af forhold der kan relateres til eutrofiering. Prøvetagningen i 2023 bekræfter også de mønstre, der tidligere er rapporteret om artssammensætning inden for Nordsøområdet (*Hansen & Høgslund 2022, kapitel 8*). Stationsområderene i Skagerrak havde, i lighed med prøvetagningerne 2015-2021, en meget lav artsrigdom, der var lavere end i de fleste andre stationsområder i Nordsøen. Som anført i sidste års havrapport, anses bundtrawling for at være den dominerende presfaktor for bundfaunaens biodiversitet i Nordsøen (*van Loon m.fl. 2018, Hansen & Blomqvist 2018*), og i modsætning til Kattegat, hvor trawlingen næsten eksklusivt foregår på mudderbund, trawles der på både mudder- og sandbund i Nordsøen (*Eigaard m.fl. 2017, ICES 2016*). Data for Nordsøen er ikke blevet relateret til trawlfiskeriet.

4007

4008

4009

4010

4011

4012

4013

4014

4015

4016

4017

4018

4019

4020

4021

4022

4023

4024

4025

4026

4027

8.6 Sammenfatning

- I 2023 var bundfaunaen i ret dårlig tilstand i fire af de undersøgte områder i de kystnære farvande: Det Sydfynske Øhav, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord og Løgstør Bredning. I tre af disse områder kan tilstanden med sikkerhed relateres til dårlige iltforhold.
- I fire områder, Stege Bugt, Øresund Nord, Endelave og i Lillebælt Bredning, var tilstanden for bundfaunaen generelt god med en relativt høj artsrigdom og fravær af forureningstolerante arter.
- I de åbne dele af de indre danske farvande viste udviklingen på de stationer, der ligger på den dybe mudderbund, at der var sket et fald i artsdiversiteten og tætheden. Data fra 2018 og frem til 2023 viser nu et signifikant fald i artsdiversiteten som ligner det mønster, der forekom i perioden 1995–2000, og som førte til et kollaps af hele bundfaunasamfundet frem mod 2008 på den dybe mudderbund i Kattegat og Bælthavet.
- I Nordsøen har tilstanden stort set været uændret, siden prøvetagningen blev genoptaget i 2015. Her er bundfaunaen generelt i en ringere tilstand end på tilsvarende bundtyper i Kattegat. I nogle områder i Skagerrak er bundfaunaen i en ringe tilstand og på niveau med fx Arkona i den vestlige Østersø. Bundtrawling er en sandsynlig årsag, men dette er ikke undersøgt.

9 Havpattedyr – sæler og marsvin

Signe Sveegaard, Anders Galatius, Floris van Best, Emily T. Griffiths & 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-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 nordlige danske del af Nordsøen og Skagerrak, mindre grupper af ørsvin, særligt omkring Thyborøn, og enkelte grupper af spækhuggere, primært i Skagerrak. Alle hvalarter skal beskyttes i hele deres udbredelsesområde.



Marsvin i Lillebælt. Foto: Signe Sveegaard.

9.1 Metoder og datagrundlag

Sæler

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 ni områder udpeget for denne art. Resten af områderne er vigtige for deres fødesøgning og bevægelser. Disse områder har, i takt med den løbende udpegning, indgået i den nationale overvågning af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret optælling fra fly 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 2023 på grund af reduktion af overvågningsprogrammet.
- 2) I marts-april fælder gråsælerne i Nordsøpopulationen, som optælles to gange årligt i Vadehavet og en gang i Kattegat i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

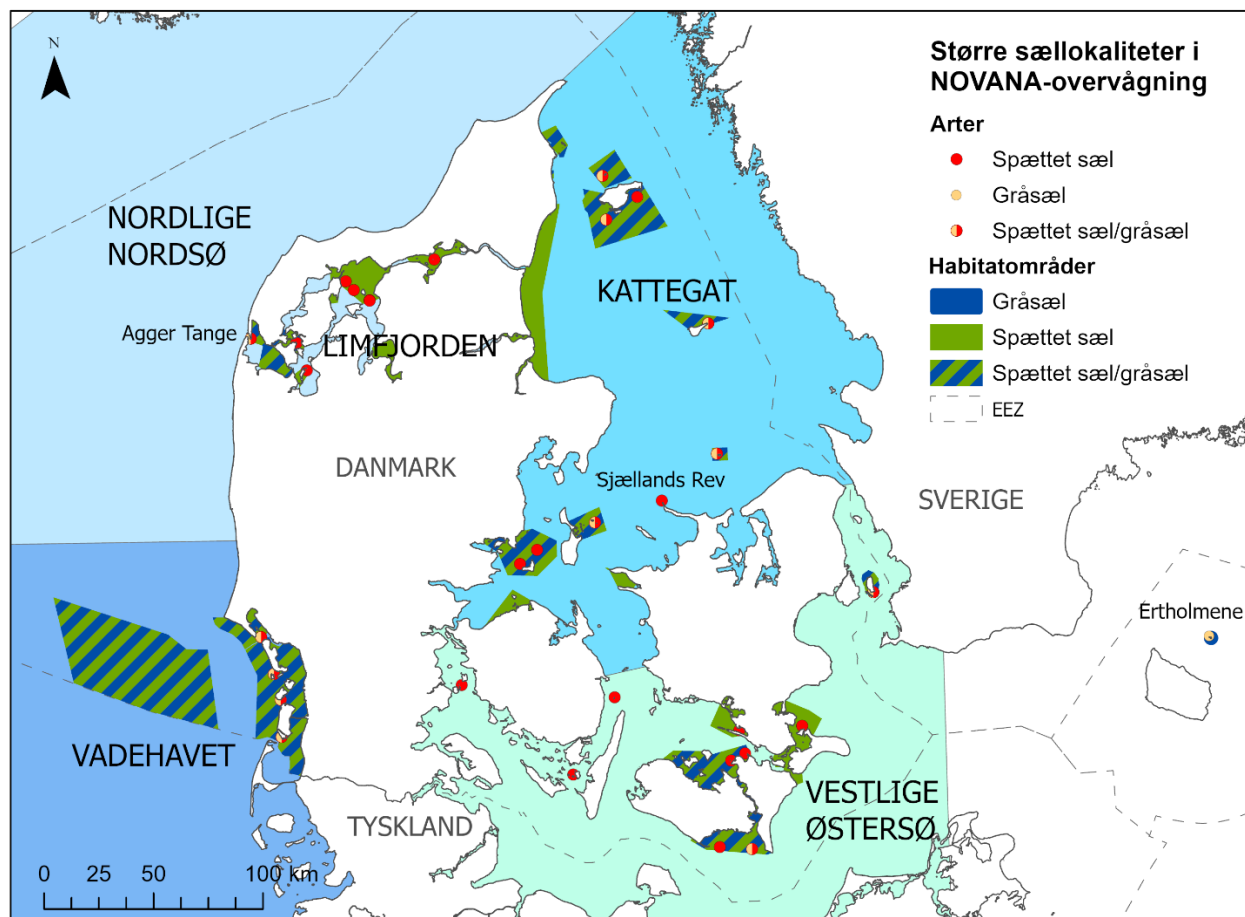
4072
4073
4074
4075
4076
4077
4078
4079
4080
4081
4082
4083
4084

- 3) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøpopulationen, og de spættede sæler føder deres unger i hele Danmark. I denne periode tælles antallet af fældende gråsæler i de indre farvande med én optælling og antallet af spættede sælunger i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet med én optælling i hvert område årligt.
- 4) I august fælder de spættede sæler og optælles i Kattegat, Limfjorden og Østersøen, hvilket koordineres med det svenske sælovervågningsprogram. 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, og de optælles tre gange i Vadehavet i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde og to gange i Kattegat.

4085
4086
4087

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

4088



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 blå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder (Limfjorden/nordlige Nordsø, Vadehavet, Kattegat og vestlige Østersø) for spættet sæl i Danmark. Den eneste lokalitet, hvor der kun forekommer gråsæler, er på Ertholmene nordøst for Bornholm.

4089

Marsvin og andre hvaler

4090

4091

4092

4093

I 2010 blev 16 habitatområder udpeget for marsvin, som siden 2011 har været en del af det nationale overvågningsprogram. I 2020 har Miljøstyrelsen tilføjet 19 nye områder, så der samlet nu er 35 habitatområder for marsvin, som alle indgår i overvågningen vha. forskellige metoder (se fig. 9.2).

4094

4095

4096

4097

4098

4099

4100

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*).

4101

4102

4103

4104

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, <https://www.iucnredlist.org/>).

4105

4106

4107

4108

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 at samarbejde med vores nabolande for at fastlægge en status for populationerne.

4109

4110

I NOVANA-perioden 2022-2027 er følgende overvågning for marsvin og hvaler gennemført eller planlagt:

4111

4112

4113

4114

4115

1) 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 i perioden 1994-2020 (*Hammond m.fl. 2021, Viquerat m.fl. 2014, Unger m.fl. 2021*). For detaljer se *Gilles m.fl. (2023)*.

4116

4117

4118

4119

2) I den sydlige Nordsø (to habitatområder), Skagerrak (tre habitatområder), Kattegat (ni habitatområder) og Bælthavet (ti habitatområder) udføres årlig optælling fra 2023-2027 af marsvin fra fly i juli/august. De to sidstnævnte er først inkluderet i NOVANA-overvågningsprogrammet fra 2023.

4120

4121

4122

4123

4124

4125

4126

4127

4128

4129

4130

4131

4132

4133

4134

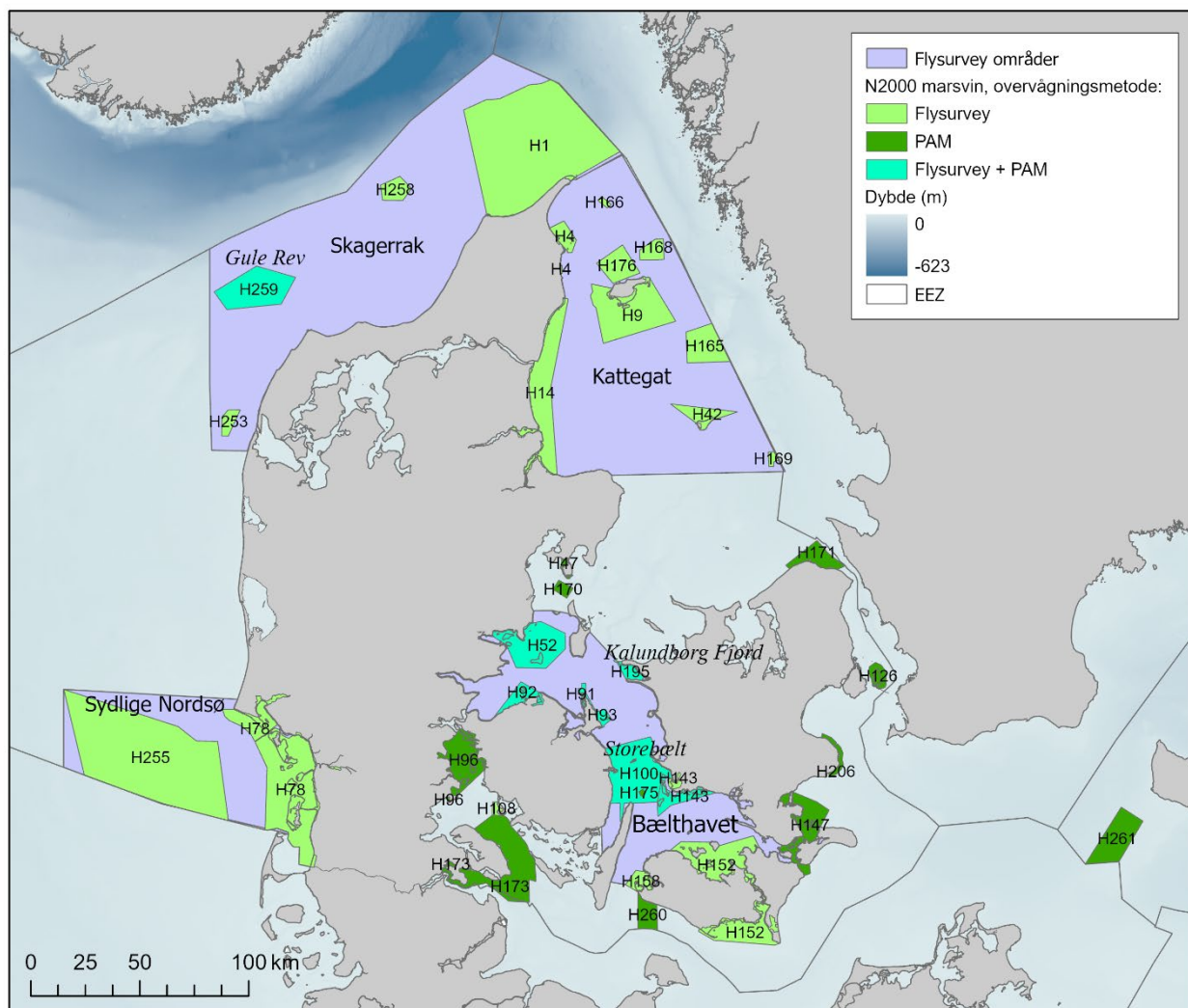
4135

4136

3) I de indre danske farvande er seks habitatområder for marsvin samt farvandet omkring Bornholm blevet overvåget med akustiske lyttestationer (C-PODs) fra 2011 til 2021. Fra 2022 er yderligere ni habitatområder inkluderet i det akustiske overvågningsprogram (*figur 9.3*). 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 denne rapport. I juni 2023 blev yderligere fem lyttestationer udlagt i habitatområderne 'Lillebælt' og 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als', og i august 2023 i 'Horsens Fjord, havet øst for Endelave' og 'Æbelø, havet syd for Nærø'. Data fra disse fire områder afrapporteres i 'Marine områder 2024', når et fuldt års data er indsamlet og nævnes derfor ikke yderligere i denne rapport.

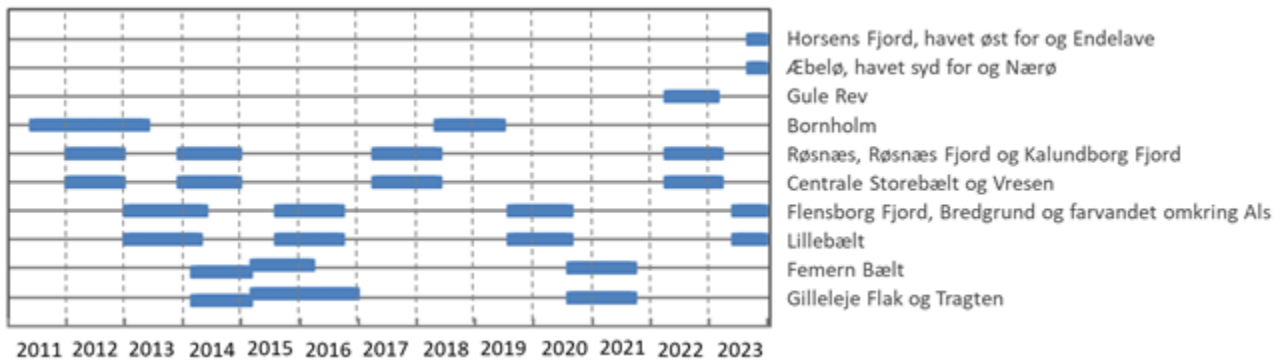
4137
4138
4139
4140

4) Fra 2023 er akustisk overvågning af andre hvaler ud over marsvin inkluderet i NOVANA-overvågningsprogrammet. I november 2023 udlagdes to bredbåndsløgere (SoundTraps) i habitatområdet 'Gule Rev' i Skagerrak. De skal være udlagt i et år og afrapporteres herefter i 'Marine områder 2024'.



Figur 9.2. Overvågningsprogrammet for marsvin og andre hvaler. De 35 Natura 2000 områder (N2000) overvåges ved brug af passiv akustisk monitoring (PAM), survey fra fly eller begge dele. Områder med PAM resultater i denne rapport er nævnt ved navn, andre er benævnt med habitatområdenummer. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer afgrænsningen af de danske farvande.

4141



Figur 9.3. Perioder med gennemførte og planlagte akustiske optagelser i ni Natura 2000-områder i de indre danske farvande samt farvandet omkring Bornholm siden 2011. Hver periode er af 12-16 måneders varighed med undtagelse af den første periode i farvandet omkring Bornholm på 24 måneder. De specifikke perioder er: 'Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord' og 'Storebælt': P1 = jan12-dec12, P2 = jan14-dec14, P3 = mar17-apr18, P4 = maj22-apr23, 'Lillebælt' og 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als': P1 = feb13-apr14, P2 = sep15 - sep16, P3 = sep19-sep20, P4 = jun23-maj24, 'Femern Bælt': P1 = apr15-mar16, P2 = apr15 - mar16, P3 = okt20-okt21, 'Gilleleje Flak og Tragten': P1 = apr14-jul15, P2 = aug15-dec16, P3 = okt20-okt21, 'Gule Rev': P1 = maj22-apr23, 'Horsens Fjord, havet øst for og Endelave' og 'Æbelø, havet syd for og Nærø': P1: sep23-aug24.

4142

Spæktykkelse

4143

Formålet med opmåling af spæktykkelse er at indsamle data til etablering af grænseværdier, der angiver 'god miljøtilstand' for havpattedyrenes ernæringsmæssige tilstand under EU's havstrategidirektiv. 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.

4144

4145

4146

4147

4148

Spæktykkelse måles på både døde og levende dyr. På levende dyr, der er fanget i forbindelse med mærkningsprojekter foretaget af DCE, 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. sæler 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.

4149

4150

4151

4152

4153

4154

4155

4156

4157

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 2023. Spæktykkelse for perioden 2022-24 vil blive afrapporteret samlet.

4158

4159

4160

4161

4162

4163

4164

4165

9.2 Resultater fra overvågningen

4166

Spættet sæl

4167

Nationalt

4168

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)

4169

4170

4171

4172 baseret på populationsgenetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af
4173 farvandene i primært yngletiden (*figur 9.1; Olsen m.fl. 2014*).

4174 Det er anslået, at der var ca. 2.000 dyr i 1976, men jagtfredningen i 1977 samt
4175 oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud har betydet frem-
4176 gang for den spættede sæl. I 1988 og 2002 ramte en mæslingelignende virus
4177 (*phocine distemper virus, PDV*) de spættede sæler, og 20-50 % af bestandene
4178 døde (*figur 9.4; Härkönen m.fl. 2006*). En mindre epidemi, muligvis forårsaget
4179 af giftalger blev registreret på Anholt og langs den svenske vestkyst i 2007
4180 (*Härkönen m.fl. 2008, Mollerup m.fl. 2024*). I sommeren/efteråret 2014 blev de
4181 spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet ramt af en ny epidemi,
4182 som denne gang skyldtes fugleinfluenza. Nogle tusinde spættede sæler døde
4183 i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (*Bodewes m.fl. 2015, Krog m.fl. 2015*). I
4184 perioden 1988-2002 steg bestandene i gennemsnit med 11 % hvert år i hele
4185 Danmark. Efter 2002-epidemien var væksten lavere i Vadehavet, Limfjorden
4186 og Kattegat, mens den fortsatte i samme takt i den vestlige Østersø. Siden
4187 2014 har der i de fleste farvandsområder været en negativ udvikling, hvor
4188 kun den lokale bestand i den vestlige Østersø er vokset. Det totale antal talt
4189 på hvilepladserne i Danmark toppede i 2017 med 10.100 og dette var i 2022
4190 faldet til 8.800 spættede sæler (13 %).

4191 Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsælen har på-
4192 virket de spættede sæler (se omtale af gråsæler nedenfor). Da gråsælen er
4193 større og mere aggressiv, og der er et stort overlap mellem arternes fødepræ-
4194 ferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning på antallet af spæt-
4195 tede sæler mulig. Om dette er medvirkende til det stagnerende eller falden-
4196 de antal spættede sæler i visse områder i de senere år, er uvist.

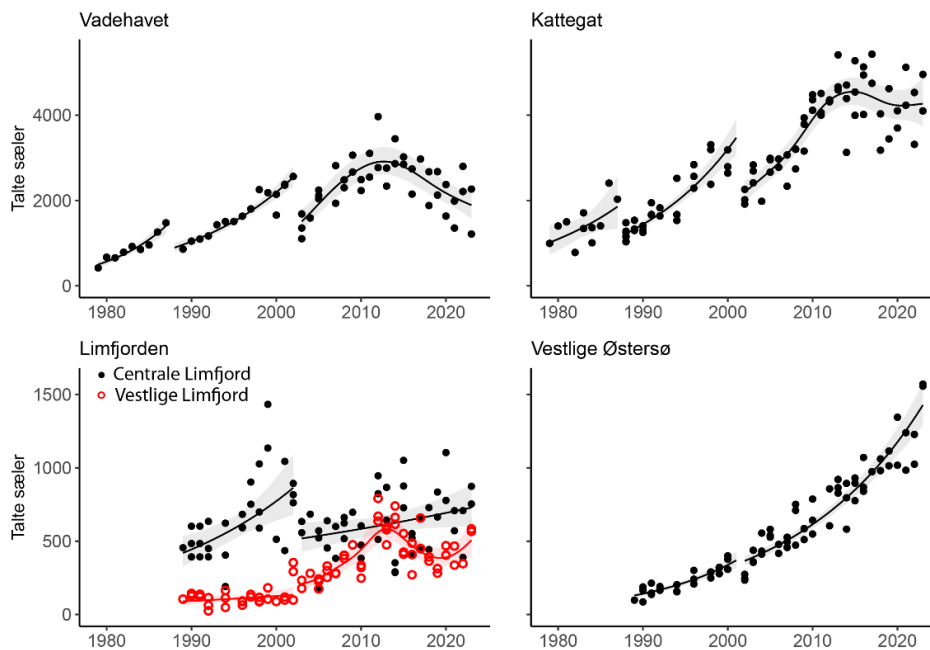
4197 *Vadehavet*

4198 Spættet sæl lever langs hele Vadehavets udstrækning og dermed også i de
4199 tyske og hollandske dele af Vadehavet, som samlet set udgør en population.
4200 I 2023 blev der gennemsnitligt talt 1.700 spættede sæler i den danske del af
4201 Vadehavet over de to tællinger i august. De spættede sæler i Vadehavet blev
4202 hårdt ramt af PDV-epidemierne i 1988 og 2002. Efter 2002 voksede bestan-
4203 den i den danske del af Vadehavet med gennemsnitligt 13 % årligt frem til
4204 2012, svarende til den teoretisk maksimale vækstrate for spættet sæl (*Härkö-
4205 nen m.fl. 2002*). Siden 2012 er bestanden i den danske del af Vadehavet gået
4206 tilbage (antallet af sæler på land modelleret på baggrund af udviklingen si-
4207 den 2003 var i 2012 2.904 (95 % CI 2.604-3.238) mod 1.891 i 2022 (95 % CI
4208 1.569-2.280, *figur 9.4*)). Størstedelen af de spættede sæler i Vadehavet tælles i
4209 Holland og Tyskland, i 2023 var det samlede antal i for hele området 22.600,
4210 en tilbagegang for det samlede vadehavsområde, hvor antallet toppede med
4211 28.400 i 2020 (*Galatius m.fl. 2023*). Tilbagegangen tyder på, at populationen
4212 har nået miljøets økologiske bæreevne.

4213 Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2023 blev der talt
4214 663 unger, dvs. lidt over gennemsnittet for tællingerne siden 2012 på 627. De
4215 663 unger udgør 23 % af det modellerede antal af fældende sæler i det dan-
4216 ske Vadehav. Det talte antal unger er et minimumsestimater af ungeprodukti-
4217 onen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidigt.

4218

Figur 9.4. Antallet af talte spættede sæler i Danmark delt op på forvaltningsområderne: Vadehavet, Kattegat, vestlige og centrale Limfjord, og den vestlige Østersø i perioden 1979-2023 – 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, som dog ikke ramte den vestlige Østersø mærkbart (kurver). 95 % konfidensintervaller for estimerne er angivet med skraverede områder.



4219
4220
4221
4222
4223
4224
4225
4226
4227
4228
4229
4230
4231
4232
4233
4234
4235
4236
4237

4238
4239
4240
4241
4242
4243
4244
4245
4246
4247
4248
4249

4250

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 2023 taltes gennemsnitligt 730 sæler i den centrale del af Limfjorden (*figur 9.4*). 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 (*figur 9.4*). Antallet af sæler på land i fældesæsonen, modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003, var i 2023 på 729 sæler (95 % CI: 602-883).

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 2023 blev der talt 557 unger, svarende til 76 % af det modellerede antal sæler på land i fældesæsonen. 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. Alternativt vælger et antal sæler fra den vestlige Limfjord at yngle på de mere beskyttede øer i den indre Limfjord.

4251 Antallet af sæler i den vestlige Limfjord var meget lavt fra 1988 til 2001, men
4252 steg fra 2002 til 2012 (*figur 9.4*). Siden er det faldet igen, og i 2023 taltes i den
4253 vestlige del af Limfjorden gennemsnitligt 576 individer (*figur 9.4*). Her fødes
4254 kun meget få unger, i 2022 taltes 14, hvilket indikerer, at der primært er tale
4255 om et rasteområde for sæler, der yngler i andre områder.

4256 *Kattegat*

4257 Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2023 blev der
4258 gennemsnitligt talt 4.500 spættede sæler i den danske del, hvilket er på ni-
4259 veau med de seneste ti år (*figur 9.4*). Fra epidemien i 2002 til 2011 var den
4260 gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del 11 %. Siden da er væksten
4261 aftaget, og i de seneste ti år har antallet været stabilt. Der er dog stor variati-
4262 on i tællingerne, hvilket tyder på, at populationen har nået miljøets økologi-
4263 ske bæreevne, hvor overlevelsen af ungerne svinger fra år til år, afhængigt af
4264 fødemængde, forstyrrelser og sygdomme. Man kan således forvente en sta-
4265 bilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene
4266 for sælerne ikke ændrer sig. Antallet af spættede sæler på hvilepladserne
4267 modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2023 4.270 (95 % CI:
4268 3.728-4.890). Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat, og i 2023
4269 blev der talt 1.900 unger. Dette svarer til 44 % af estimatet af fældende sæler
4270 på land, hvilket er en gennemsnitlig andel, siden ungetællingerne begyndte i
4271 2011, hvor ungeandelen har fluktueret mellem 30 og 70 %.

4272 *Vestlige Østersø*

4273 I 2023 blev der i den vestlige Østersø gennemsnitligt talt 1.600 spættede sæ-
4274 ler, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (*figur 9.4*). PDV-epidemien
4275 påvirkede antallet af sæler mindre end i de andre områder og bestanden har
4276 tilsyneladende været i eksponentiel vækst siden denne i 2002 med en gen-
4277 nemsnitlig årlig vækstrate på 6,5 %. Antallet af spættede sæler på hvileplad-
4278 serne modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2023 1.428 (95
4279 % CI: 1.296-1.574). Der var meget få sæler i området ved fredningen af spæt-
4280 tet sæl i 1976 (*Søndergaard m.fl. 1976*). Baggrunden for den fortsatte vækst er
4281 sandsynligvis, at populationen i forhold til de andre områder, var langt hård-
4282 dere ramt af jagt, men derimod ikke særlig hårdt ramt af PDV-epidemien.
4283 Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ik-
4284 ke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

4285 Det Sydfynske Øhav og Lillebælt er de eneste områder, hvor spættet sæl
4286 stort set forsvandt fra hvilepladserne i forbindelse med tidligere jagt. I de
4287 senere år har der været meldinger om flere sæler i disse områder, og derfor
4288 gennemførtes i 2021 den første optælling i disse områder. Her taltes i alt 229
4289 spættede sæler, hvoraf de 186 befandt sig i det sydlige Lillebælt, mens resten
4290 blev talt ved Strynø Kalv og Drejø i Det Sydfynske Øhav. I 2023 blev der talt
4291 161 spættede sæler, heraf 149 i det sydlige Lillebælt. Således er det sidste
4292 område, hvor spættede sæler blev udryddet i Danmark, igen en del af artens
4293 udbredelsesområde, også på hvilepladserne (*Galatius m.fl. 2024*). Disse sæler
4294 er formodentlig kommet fra bestandene i Kattegat og/eller vestlige Østersø,
4295 hvilket vil kunne bekræftes med genetiske undersøgelser.

4296

4297

Gråsæl

4298

Nationalt

4299

4300

4301

4302

4303

4304

4305

4306

4307

4308

4309

4310

4311

4312

4313

4314

4315

4316

4317

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 Østersøpopulationen, da fødslerne i denne bestand foregår i februar-marts.

4318

4319

4320

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

4321

Østersøen

4322

4323

4324

4325

4326

4327

4328

4329

4330

4331

I den vestlige Østersø (Rødsand) blev der udført forsøgsvis optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, hvor der blev registreret fra 0 til 12 individer. 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 alle registrerede gråsæler i danske farvande i 2011-2019. I 2023 blev der talt 1.456 gråsæler i den danske del af Østersøen, heraf 914 ved Ertholmene og 539 på Rødsand (*figur 9.5*). Dette er det højeste antal, der er registreret hidtil. 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.

4332

Kattegat

4333

4334

4335

4336

4337

4338

4339

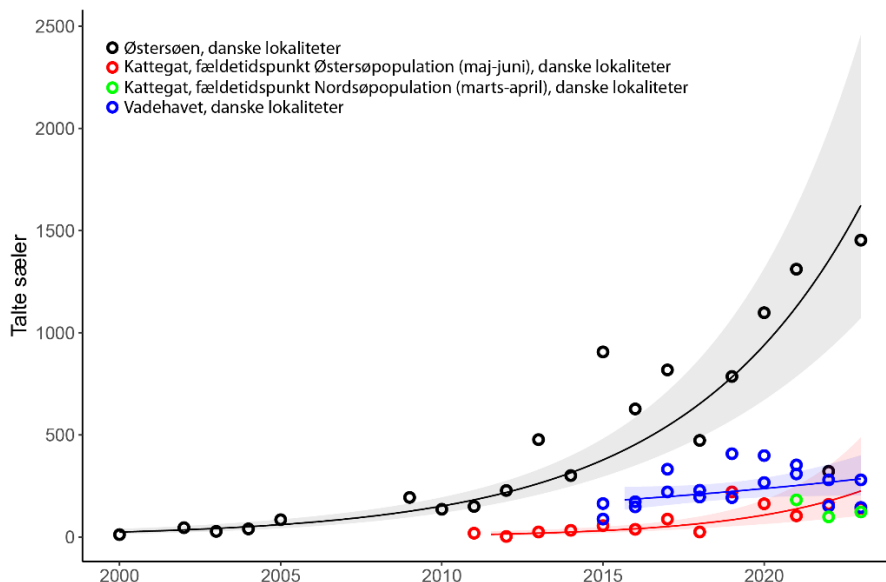
4340

4341

4342

I Kattegat blev der fra 1979 til 2006 ikke observeret flere end ti 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 ved Læsø og 68 på 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, som toppede i 2019 med 221 dyr, og i 2023 taltes 141 gråsæler i Østersø populationens fældeperiode (*figur 9.5*). I 2021 blev den første optælling af gråsæler i Nordsøpopulationens fældeperiode gennemført i Kattegat, hvor der blev registreret 182 gråsæler på hvilepladserne, og i 2023 blev der talt 123 gråsæler.

Figur 9.5. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2023, i den danske del af Kattegat i 2011-2023 og i den danske del af Vadehavet i 2015-2023. I Kattegat forekommer gråsæler fra både Nordsøen og Østersøen, og der tælles i begge populationers fældeperioder. 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 tidsserierne og angivet som kurver. Konfidensintervaller (95 %) for estimerne er angivet med skraverede områder.



4343
4344
4345
4346

Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler i Vadehavet indledtes i 2015, hvor der i april blev talt 126 individer (figur 9.5). Antallet har siden været svagt stigende, og i 2023 taltes gennemsnitligt 213 sæler.

4347
4348
4349
4350
4351
4352
4353
4354
4355
4356
4357
4358
4359
4360
4361
4362
4363
4364
4365
4366
4367
4368
4369

Gråsælunger

Yngleaktiviteten har i hele overvågningsperioden været på et lavt niveau, hvilket er forventeligt 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, samt muligvis 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 (op til 15 unger i samme år i alt for de to populationer). 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. Tilbagegangen i antallet af unger er overraskende i en situation, hvor det forventes, at ynglebestanden vil stige, i takt med at flere og flere gråsæler besøger danske lokaliteter. I 2023 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 sæsonen 2023-2024 blev der i januar observeret to unger i det ydre Knude dyb og to ved Galgedyb. Der blev i december 2023 og januar 2024 for tredje gang foretaget flytælling i Kattegat i Nordsøgråsælernes yngleperiode, og her registreredes ikke nogen unger i modsætning til de første to sæsoner, hvor der i begge tilfælde blev observeret to gråsælunger ved Læsø.

4370
4371
4372
4373
4374
4375

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 centrale del af Østersøen, 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

4376 forbindelse med den store tilvækst, der har været i bestandene, efter at de
4377 har været drevet langt ned af jagt og miljøgifte indtil starten af sidste årtu-
4378 sinde. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark inden for et år,
4379 har bestanden af ynglende danske gråsæler været minimum 15 hunner, da
4380 de får én unge om året. Den seneste udvikling med færre fødsler er bekym-
4381 rende i forhold til udviklingen i artens bevaringsstatus i Danmark, som sta-
4382 dig er 'ugunstig'. Gråsælen er historisk set den mest almindelige sælart i de
4383 indre danske farvande (*Olsen m.fl.* 2018), og det må forventes, at stigningen i
4384 antallet af besøgende gråsæler fortsætter i de kommende år.

4385 **Marsvin og andre hvaler**

4386 Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin
4387 i de danske farvande i tre populationer, der deles med vores nabolande: 1)
4388 Østersøpopulationen - farvandet omkring Bornholm og østover ind i Øster-
4389 søen, 2) Bælthavspopulationen - de indre danske farvande (inkl. Bælthavet,
4390 Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) Nordsøpopulationen -
4391 nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen (*Sveegaard m.fl.* 2015).

4392 Det er vigtigt at forvalte hver population separat, da de har forskellig beva-
4393 ringsstatus og er udsat for forskellige trusler. Populationen i Østersøen er er-
4394 klæret 'kritisk truet' i den danske Rødliste og af IUCN.

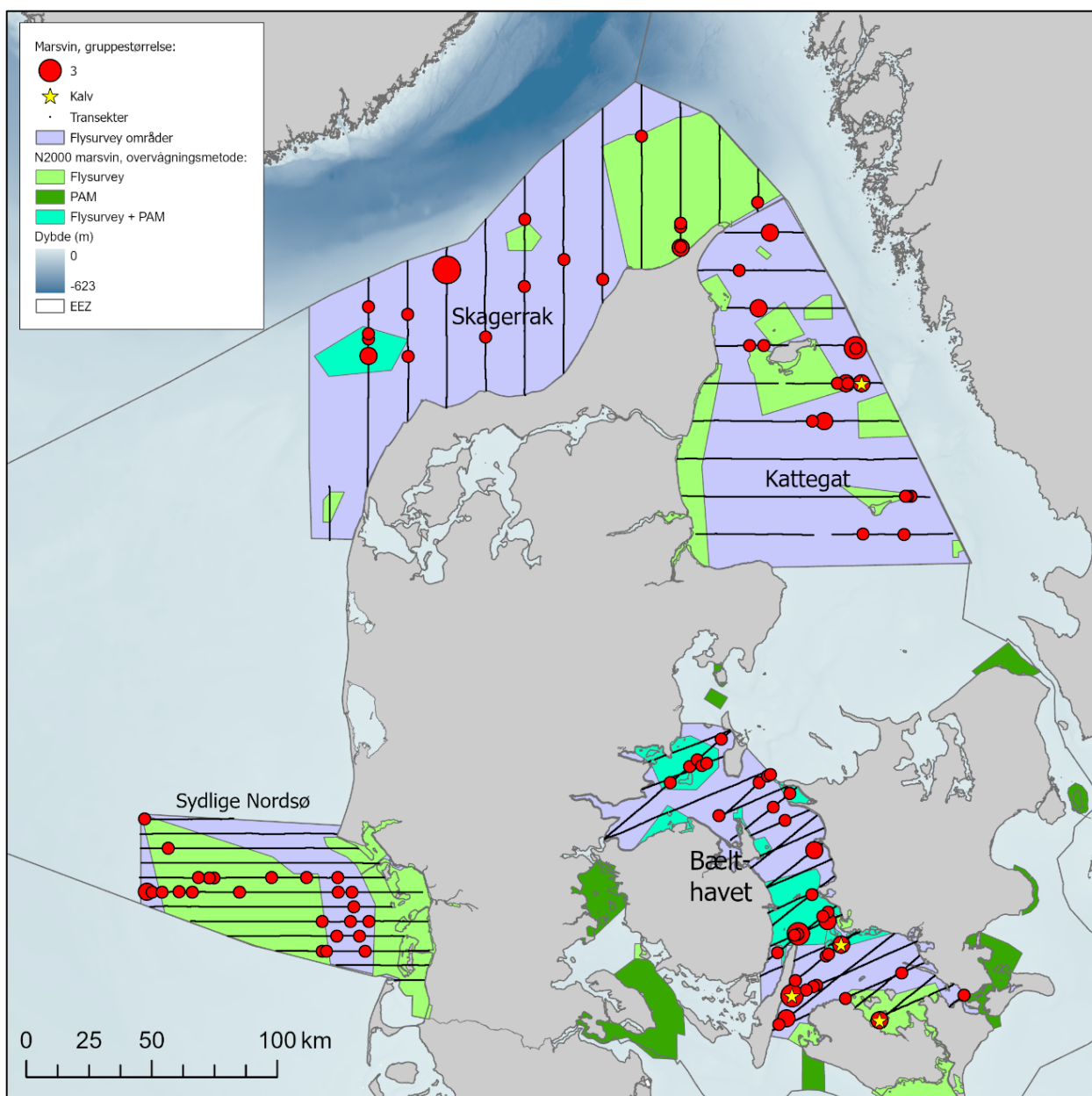
4395 *Flyovervågning*

4396 Den årlige flyoptælling i Skagerrak blev udført den 1. september 2023 (*figur*
4397 *9.6, tabel 9.1*). I alt observeredes 18 marsvin fordelt i grupper med op til fire
4398 individer i hver gruppe. Der observeredes ingen kalve. Den gennemsnitlige
4399 gruppestørrelse var 1,28. Observationerne af marsvin fordeler sig i hele om-
4400 rådet, og ca. 39% (n=7) var indenfor det store Natura 2000-område 'Skagens
4401 Gren og Skagerrak'. Der observeredes fire marsvin (ca. 22 %) i det mindre
4402 Natura 2000-område 'Gule Rev'.

4403 I Skagerrak er der tidligere (2011-2016) optalt med en lidt anden metode, og
4404 udregning af det totale antal dyr er derfor ikke mulig. Relative tætheder for
4405 2011-2016 er rapporteret i de tidligere overvågningsrapporter. I 2023 estime-
4406 redes det samlede antal til 2.675 marsvin (95 % konfidensinterval: 1.454-
4407 4.381) med en tæthed på 0,21 marsvin/km² (*tabel 9.1*). Dette er generelt lave-
4408 re end de tidligere tællinger og fra 2017 og frem ses en negativ trend (*figur*
4409 *9.7*). Det lave antal marsvineobservationer kan muligvis skyldes at flyvning-
4410 gen først blev udført d. 1. september mod tidligere surveys der er udført fra
4411 midten af juli til midten af august. Den faldende trend bør dog give anled-
4412 ning til bekymring og falder i tråd med den store nedgang i marsvin i Bælt-
4413 havspopulationen (*Owen m.fl.* 2024).

Tabel 9.1. Data og resultater for optælling af marsvin fra fly i Skagerrak d. 1. september 2023, Sydlige Nordsø d. 5. august 2023, Kattegat d. 17. august 2023 og Bælthavet d. 14. august 2023. Optællingsområderne er vist i figur 9.6. CV angiver variationskoefficienten for antal marsvin og tæthed pr. km².

Optællingsområde	Areal (km ²)	Transektlængde (km)	Antal observationer		Antal marsvin (95 % konfidensinterval)	Tæthed (marsvin/km ²) (95 % konfidensinterval)	Gns. gruppestr.	CV
			Voksne	Kalve				
Skagerrak	12.164	731	18	0	2.675 (1.454-4.381)	0,21	1,28	0,28
Sydlige Nordsø	5.345	820	27	0	1.244 (484-2.361)	0,23	1,04	0,39
Kattegat	10.245	606	18	1	3.251 (1.565-5.983)	0,32	1,39	0,33
Bælthavet	5.929	871	36	3	1.953 (1.134-3.130)	0,33	1,25	0,25



Figur 9.6. Optælling af marsvin fra fly i Skagerrak d. 1. september 2023, Sydlige Nordsø d. 5. august 2023, Kattegat d. 17. august 2023 og Bælthavet d. 14. august 2023. De grønne områder indikerer Natura 2000-områderne. EEZ (Exclusive Economic Zone, stiple linje) angiver afgrænsningen af de danske farvandsområder.

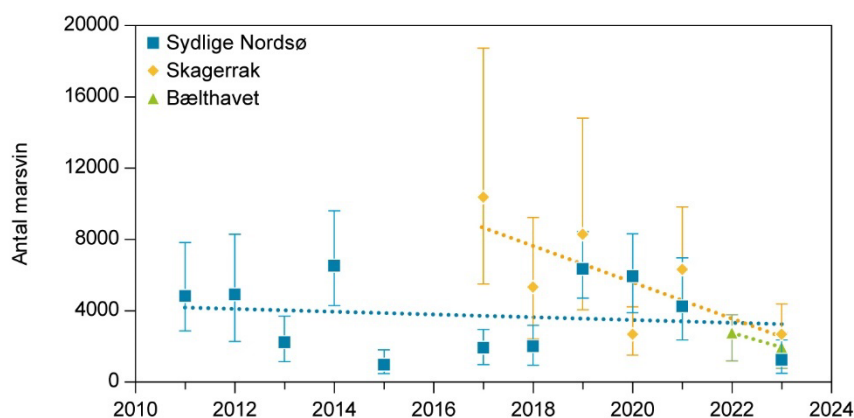
4414
4415
4416
4417
4418
4419
4420
4421
4422

Flyoptællingen i den sydlige Nordsø blev udført den 5. august 2023. I alt blev der set 27 marsvin i grupper med op til tre individer i hver gruppe og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,04 dyr (*tabel 9.1, figur 9.6*). Størstedelen af marsvinene blev observeret imellem de to Natura 2000-områder og i en stribe i den midterste del af optællingsområdet. Der var ingen observationer i Vadehavet. Tidligere har størstedelen af observationerne været inde i det store Natura 2000-område 'Sydlig Nordsø', men i 2021 og 2023 var kun henholdsvis 44 % og 46 % af observationerne inde i dette område. Der observeredes ingen kalve, hvilket ikke er sket før.

4423
4424
4425
4426
4427
4428
4429
4430
4431
4432
4433

Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i den sydlige Nordsø blev estimeret til 1244 dyr (95 % konfidensinterval: 484-2.361) med en tæthed på 0,23 marsvin/km² (*tabel 9.1*). Dette er lavere end de tidligere optællingerne i 2011-2022, bortset fra 2015, og generelt er der stor variation mellem optællingerne. Baseret på en forventning om en lineær udvikling i antallet af marsvin i Sydlig Nordsø fra 2011-2023 lever der omkring 4.000 marsvin i området (*figur 9.7*). Udsvingene på de enkelte estimater kan være en konsekvens af årlige forskelle i temperatur, havstrømme, timing for byttedyrsmigration, der kan have indflydelse på marsvinenes vandringer, og det er derfor essentielt med en lang tidsserie (med mange datapunkter) for at kunne vurdere den overordnede udvikling i marsvins forekomst og brug af områderne.

Figur 9.7. Antal marsvin estimeret i optællingsområderne i hhv. sydlige Nordsø (2011-2023), Skagerrak (2017-2023) og Bælthavet (2022-2023). Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. Stiplede linje angiver tendens for de tre survey-områder. For kort over områderne se *figur 9.6*.



4434
4435
4436
4437
4438
4439
4440
4441
4442
4443

Den årlige flyovervågning i den danske del af nordlige Kattegat begyndte under NOVANA i 2023. Tidligere surveys i området under de europæiske SCANS-optællinger kan ikke direkte sammenlignes, så der er ikke tidligere surveys at sammenligne med. Flyoptællingen blev udført den 17. august 2023. I alt blev der set 18 marsvin i grupper med op til tre individer og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,39 dyr (*tabel 9.1, figur 9.4*). Alle marsvin blev observeret i den nordlige eller østlige del af området. Der observeredes en kalv. Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i Kattegat blev estimeret til 3.251 dyr (95 % konfidensinterval: 1565-5983) med en tæthed på 0,32 marsvin/km² (*tabel 9.1*).

4444
4445
4446
4447
4448
4449
4450

Flyovervågningen i Bælthavet (Storebælt, Smålandsfarvandet og Samsøbælt) blev udført for første gang under SCANS-IV i 2022 og igen under den danske nationale overvågning i 2023. Flyoptællingen blev udført den 14. august 2023. I alt blev der set 36 marsvin i grupper med op til tre individer i hver gruppe og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,25 dyr (*tabel 9.1, figur 9.4*). De største tætheder af marsvin blev observeret i sydlige Storebælt, hvor der også blev observeret tre kalve.

4451
4452
4453
4454
4455

Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i Bælthavet blev estimeret til 1.953 dyr (95 % konfidensinterval: 1.134-3.130) med en tæthed på 0,33 marsvin/km² (tabel 9.1). Dette er lavere end tællingen i 2022, hvor der estimeredes 2.767 marsvin (95 % konfidensinterval: 1.758-4.344) med en tæthed på 0,47 marsvin/km².

4456
4457
4458
4459
4460
4461

Samlet set er der observeret relativt få marsvin på de fire surveys, og de estimerede tætheder på 0,21-0,33 marsvin pr. km² er derfor også lave både sammenlignet med tidligere surveys i områderne og med tætheder estimeret i de samme områder under SCANS-IV i 2022. I Bælthavet og Kattegat stemmer dette overens med den negative trend i bestandsestimater i perioden 2005-2022 (Owen m.fl. 2024).

4462
4463
4464
4465

Passiv akustisk overvågning af marsvin

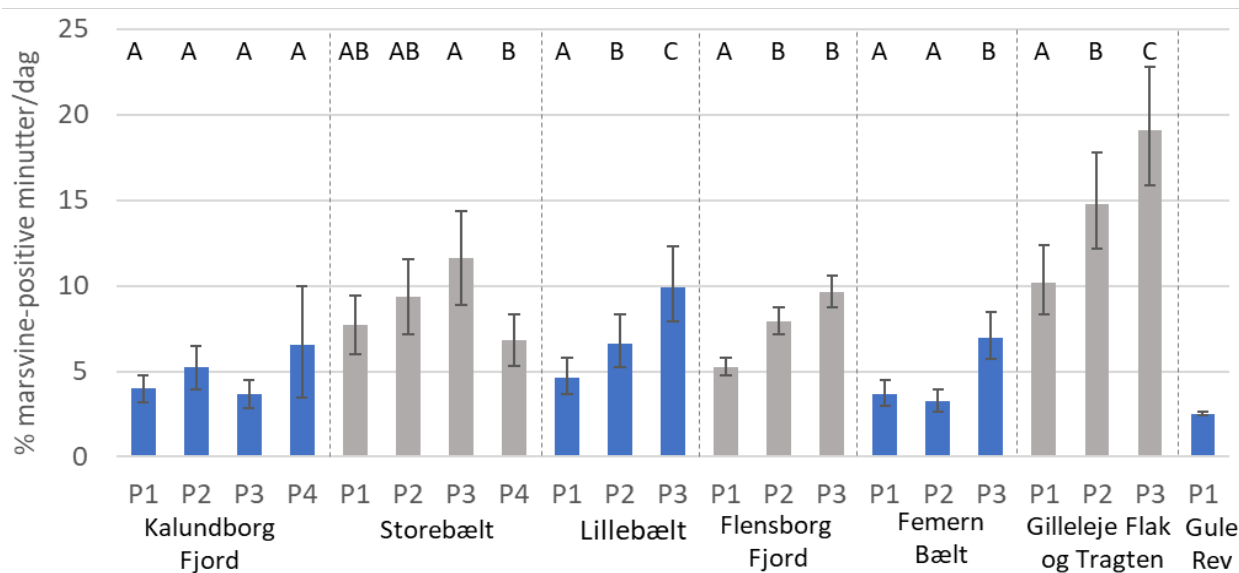
Fra maj 2022 til april 2023 blev der foretaget akustisk overvågning i Natura 2000-områderne 'Centrale Storebælt og Vresen' og 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als'. Dette er den fjerde overvågningsperiode (figur 9.3).

4466
4467
4468
4469
4470
4471
4472

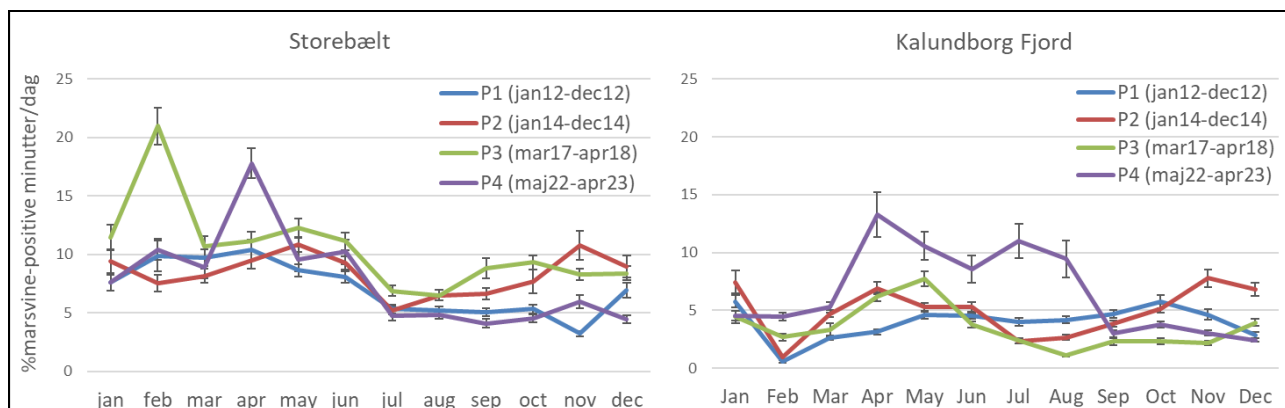
I de tidligere tre perioder er der generelt detekteret flere marsvin i Storebælt end i Kalundborg Fjord, men i den fjerde periode, er der gennemsnitligt omtrent det samme detektionsniveau i de to områder (≈6 PPM/dag/måned, figur 9.8). Selvom dette umiddelbart indikerer en stigning i Kalundborg Fjord er der ikke en statistisk signifikant forskel imellem de fire perioder (P1, P2, P3 og P4, Figur 9.8). I Storebælt har antallet af marsvinedetektioner været stigende i de tre første perioder. I periode 4 (P4) ser vi for første gang en nedgang.

4473
4474
4475
4476
4477

Andelen af minutter af døgnet med registreringer af marsvin (% PPM/dag) varierer mellem de to områder og over året, men følger overordnet set samme årstidsvariation som i tidligere overvågningsperioder. I Storebælt skyldes nedgangen i den seneste periode (P4) hovedsageligt generelt lavere niveauer i perioden august til december.



Figur 9.8. Statistisk sammenligning af passiv akustisk overvågning i Natura 2000-områderne 'Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord' (=Kalundborg Fjord), 'Storebælt', 'Lillebælt', 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als' (= Flensborg Fjord), 'Femern Bælt', 'Gilleleje Flak og Tragten' og 'Gule Rev'. Hvert område er overvåget i tre til fire perioder (P1, P2, P3, P4) af ca. 1 års varighed mellem 2012-2023, og for hvert område er vist periodegennemsnit for de fem lytteposter i % marsvine-positive minutter pr. døgn. Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. For kort over områderne og datoer for perioderne se figur 9.2 og 9.3. A, B og C refererer til statistisk signifikante forskelle ($\alpha=0,05$) inden for hvert område, således at to forskellige bogstaver er statistisk signifikant forskellige, mens hvis det samme bogstav står over to forskellige perioder, er de ikke signifikant forskellige.



Figur 9.9. Gennemsnit for marsvine-positive minutter pr. døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske lytteposter udlagt i hver af Natura 2000-områderne 'Storebælt' og 'Kalundborg Fjord'. Data er vist for de fire overvågningsperioder (P1, P2, P3 og P4). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

4479

I april 2022 blev fem CPODs udlagt i habitatområdet 'Gule Rev'. Dette er førs

4480

te gang, at Gule Rev overvåges akustisk under NOVANA programmet og data repræsenterer således ét års overvågning. Niveaue af marsvin på Gule Rev er generelt lidt lavere end i de andre overvågede områder (figur 9.10).

4481

4482

4483

Der er stort set ingen variation i antal detektioner mellem de fem stationer fra april til oktober 2022 hvor niveauer ligger stabilt på ca. 2,5 % marsvine-positive minutter pr. dag pr. måned. I december 2022 og januar 2023 ses imidlertid en peak på op til 9 marsvine-positive minutter pr. dag pr. måned på flere stationer (GR1, GR4 og GR5), hvilket indikerer øget tilgængelighed af byttedyr på revet i denne periode eller en migration af marsvin til eller gennem området.

4484

4485

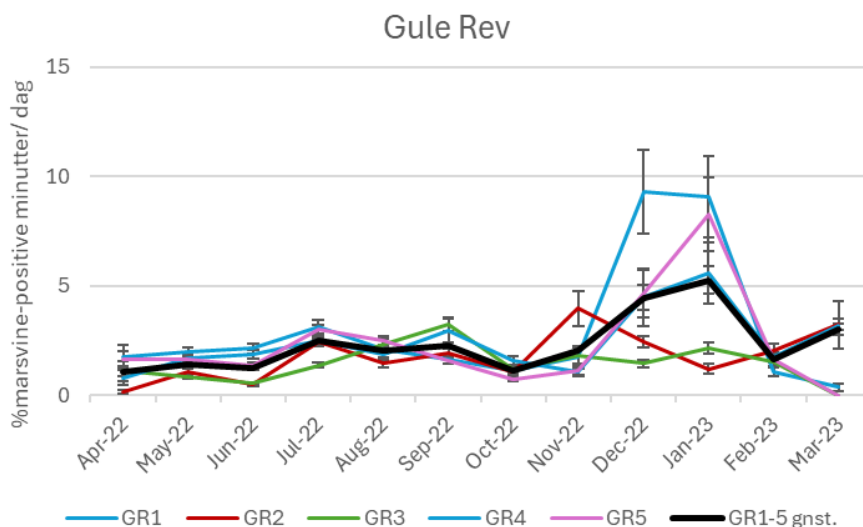
4486

4487

4488

4489

Figur 9.10. Gennemsnit for marsvine-positive minutter pr. døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske lytteposter samt gennemsnit for alle fem stationer (sort linje) udlagt i Natura 2000-området 'Gule Rev' (GR). Data er vist for første overvågningsperiode (2022-2023). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.



4490

4491

4492
4493
4494
4495
4496

Spæktykkelse

Spættet sæl

Der blev i 2023 indsamlet spækmål for 27 spættede sæler (11 levende og 16 døde), fordelt på 11 fra Kattegat, 11 fra Limfjorden, fire fra Nordsøen og en fra vestlige Østersø (tabel 9.2).

Tabel 9.2. Antal dyr, hvor der er målt spæktykkelse i 2023, fordelt på forvaltningsområder og art. 'na' indikerer, at der ikke er indsamlet data fra det pågældende område i 2023.

	Spættet sæl	Gråsæl	Marsvin	Sum
	<i>Phoca vitulina</i>	<i>Halicierus grypus</i>	<i>Phocoena phocoena</i>	
Limfjorden	11	NA	NA	
Vestlige Østersø	1	NA	NA	
Kattegat	11	NA	NA	
Nordsøen	4	5	1	
Bælthavet	NA	NA	21	
Østersøen	NA	3	0	
	27	8	22	57

4497
4498
4499

Gråsæl

Der blev indsamlet spækmål for otte gråsæler i 2023 (to levende og seks døde), fordelt på fem fra Nordsøen og Limfjorden og tre fra Østersøen.

4500
4501
4502

Marsvin

Der blev indsamlet spækmål for 22 marsvin i 2023 (seks levende og 16 døde), fordelt på 22 fra Bælthavspopulationen og en fra Nordsøen.

4503
4504
4505
4506
4507
4508
4509
4510
4511
4512
4513
4514
4515
4516
4517
4518
4519
4520
4521
4522
4523
4524
4525
4526
4527
4528
4529

9.3 Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft fremgang i alle områder i perioden 1979-2014. 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.
- I 2023 taltes 9.250 spættede sæler på hvilepladserne, hvilket ikke inkluderer sæler, der er til havs under optællingen.
- Tallene tyder på, at de spættede sæler i Danmark har nået den økologiske bæreevne i flere 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.
- Antallet af observerede gråsæler har generelt været stigende i de seneste ti år. I 2023 blev der på danske lokaliteter registreret op til 182 gråsæler i Kattegat, 213 i Vadehavet og 1.456 i den danske del af Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet af gråsæler fortsætter i de kommende år.
- I Vadehavet blev der i 2023 registreret fire gråsælunger.
- I 2023 er marsvin overvåget i fire områder med flytællinger. I Skagerrak estimeredes 2.675 marsvin og en tæthed 0,21 marsvin/km². Dette er generelt lavere end de tidligere tællinger, og der ses en negativ trend siden 2017. I den sydlige Nordsø blev antallet af marsvin i 2023 estimeret til 1.244 dyr med en tæthed på 0,23 marsvin/km². Dette niveau er lavere end tidligere estimerer, men trenden i antallet af marsvin i området har været stabil siden 2011. Antallet af marsvin i det nordlige Kattegat blev estimeret til 3.251 dyr med en tæthed på 0,32 marsvin/km². Flyovervågningen i Bælthavet er udført i 2022 og 2023. I 2023, blev der estimeret

4530
4531
4532
4533
4534
4535
4536
4537
4538
4539
4540
4541
4542
4543

1.953 marsvin med en tæthed på 0,33 marsvin/km² Dette er lavere end tællingen i 2022.

- Fra maj 2022 til april 2023 blev der foretaget akustisk overvågning af marsvin i Natura 2000-områderne 'Centrale Storebælt og Vresen' og 'Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als'. Dette er den fjerde overvågningsperiode, og antallet af marsvinedetektioner er stabilt i Kalundborg Fjord men er signifikant lavere i den fjerde overvågningsperiode i Storebælt. Habitatområdet 'Gule Rev' blev overvåget for første gang i 2022/2023. Niveauet af marsvin på Gule Rev er generelt lidt lavere end i de andre overvågede områder. Dog sås en markant øgning i antal detektioner i december-januar.
- Der blev i overvågningsperioden 2023 indsamlet spækmål på 27 spættede sæler, otte gråsæler og 22 marsvin. Data analyseres samlet for perioden 2022-2024 senere i en særskilt rapport og i Marine Områder 2024.

10 Undervandsstøj

Siri L. Elmegaard, Michael Ladegaard, Emily Griffiths, Jakob Tougaard

Undervandsstøj overvåges og vurderes som en del af Danmarks forpligtelser i henhold til havstrategidirektivets deskriptor 11 (*Direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008*). Miljøtilstanden med hensyn til undervandsstøj vurderes således under to kriterier: D11C1 (impulsstøj) og D11C2 (vedvarende lavfrekvent støj). Vurderingerne er baseret på data fra Miljøstyrelsens overvågningsprogram og følger i størst mulig grad de regionale havkonventioners tilsvarende vurderinger foretaget i HELCOM's HOLAS 3 (*HELCOM 2023a, b*) og OSPAR's QSR24 (*Kinneging & Tougaard 2021, Kinneging 2022, Merchant m.fl. 2022a, b*).



Lydoptager overbegrøet med rurer.
Foto: Emily Griffiths.

Impulsstøj kategoriseres som kraftige, velafgrænsede og korte lydpuiser (fra få millisekunder op til få sekunder) såsom fra pæleramninger, airguns og andre lydkilder brugt ved undersøgelser af undergrunden og havbunden, eksplosioner og skibssonar. Vedvarende lavfrekvent støj er, som navnet antyder, en mere konstant lydudladning ved lave frekvenser, som i danske havområder altovervejende stammer fra skibsstøj.

Undervandsstøj kan være en væsentlig presfaktor for marine organismer, og kan påvirke det marine dyreliv på forskellige måder; fra maskering af kommunikationslyde (fx parringskald) over adfærdsforstyrrelser til høreskader og andre vævsskader for de kraftigste lyde (fx *Tougaard 2021a, b*). For nuværende er undervandsstøj i danske havområder vurderet ift. indikatorarterne marsvin (*Phocoena phocoena*), spættet sæl (*Phoca vitulina*), gråsæl (*Halichoerus grypus*) og torsk (*Gadus morhua*).

Vurdering af miljøtilstanden i danske farvande er for første gang opgjort efter kriterierne D11C1 og D11C2 i 2023 i forbindelse med udarbejdelse af basisanalysen (*Tougaard m.fl. 2023*), som er lavet i henhold til havstrategiens seksårige cyklus. I basisanalysen indgår overvågningsdata fra 2016 til og med 2021. Nedenstående er baseret på denne basisanalyse, men der er inkluderet overvågningsdata fra 2023, som ikke indgår i vurderingerne af miljøtilstanden. Da det er første gang, miljøtilstanden vurderes efter D11-kriterierne, er det ikke muligt at vurdere, om der har været en udvikling (positiv eller negativ) i miljøtilstanden.

4585

10.1 Impulsstøj

4586

Overvågning af impulsstøj

4587

4588

4589

4590

4591

4592

4593

4594

4595

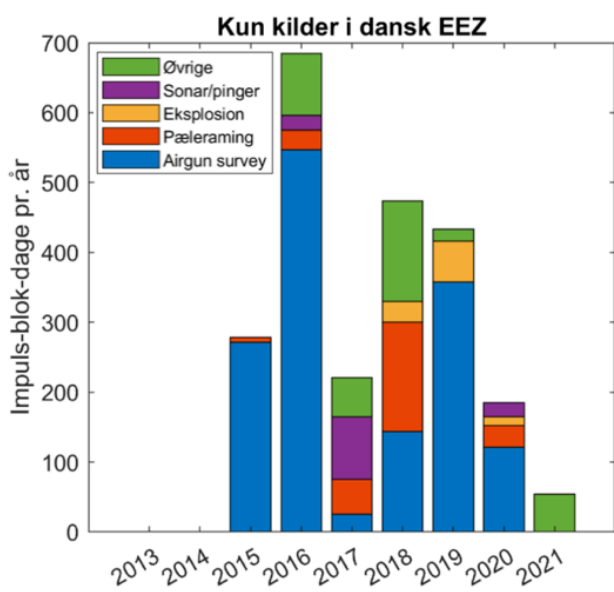
4596

4597

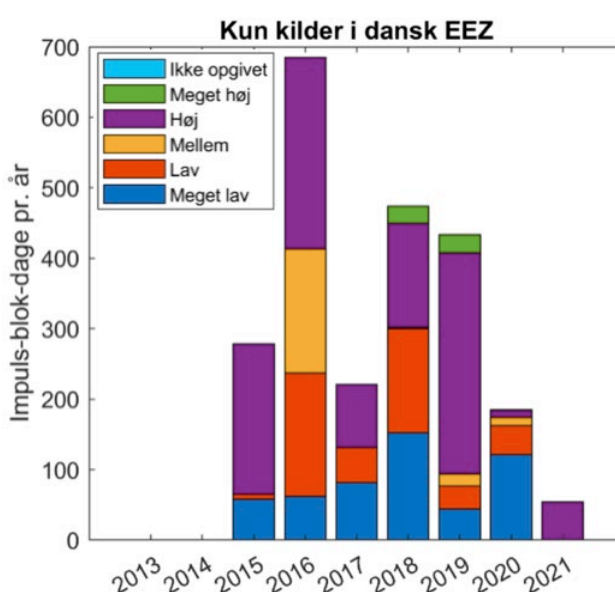
4598

Data om impulsstøj kommer alene fra indrapportering af støjende aktiviteter til den myndighed, der er ansvarlig for at give tilladelse til aktiviteten. Miljøstyrelsen koordinerer indsamling af indberetninger af aktiviteter som 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). Indrapporteringspligtig information er beskrevet i den tekniske anvisning for impulsstøj (Tougaard 2020) og indsendes af de ansvarlige myndigheder (Energistyrelsen, Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse m.fl.). Derefter foretager DCE faglig kvalitetskontrol af indberetningerne og indrapporterer dataene til OSPAR's og HELCOM's fælles impulsstøjregister, som er drevet af ICES (International Council for the Exploration of the Sea).

a)



b)



Figur 10.1 Indrapporteret impulsstøj i danske havområder, opgjort i impulsblokdage pr. år for årene 2013-2021. Impulsblokdage er opgjort ift. a) støjkilde og b) kildestyrke. EEZ = Exclusive Economic Zone. Figur opdateret fra Tougaard m.fl. 2023.

4599

4600

4601

4602

4603

4604

4605

4606

4607

4608

4609

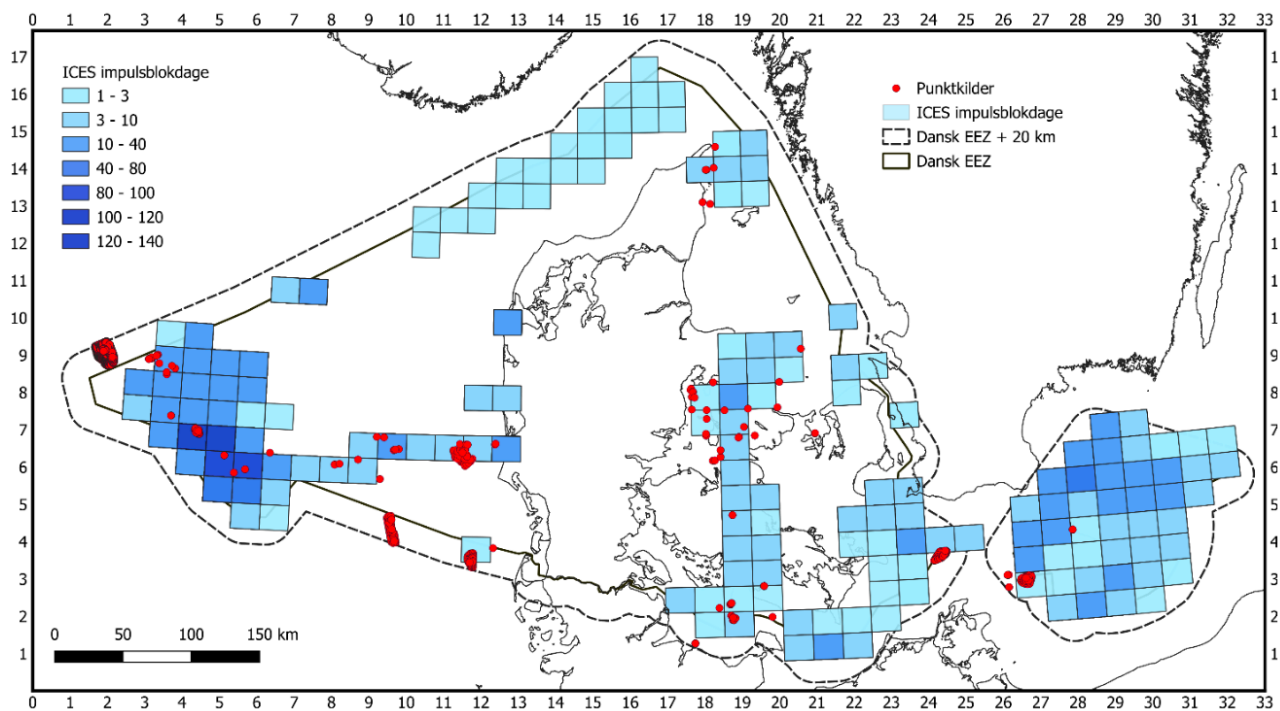
4610

4611

4612

4613

De indrapporterede impulsstøjbegivenheder er opgjort som impulsblokdage pr. år (figur 10.1). En impulsblokdag er en støjende aktivitet, der er foregået i et angivet ICES-underrektangel (ca. 10x10 km, se figur 10.2) på en angiven dato i det pågældende år. Foregår der mere end én aktivitet i samme rektangel på samme dag, tælles det kun med som én impulsblokdag. Foregår den samme aktivitet over flere rektangler på den samme dag (fx et seismiksurvey), tælles dette som flere impulsblokdage. Der skønnes at være en betydelig underreportering af aktiviteter i ICES' database, hvilket gør, at ændringer i antallet af impulsblokdage fra år til år ikke kan tages som udtryk for faktiske ændringer i mængden af impulsstøj. Samtidig er påvirkningen af de forskellige typer af impulsstøj ikke sammenlignelig på tværs af kilder, hvilket yderligere betyder, at udviklingen i antallet af impulsblokdage ikke kan tages som udtryk for en tilsvarende udvikling i den faktiske påvirkning af havmiljøet. Arbejde med at forbedre indikatoren på disse punkter sker i disse år i ekspertgrupperne i EU (TG-Noise) og de regionale havkonventioner.



Figur 10.2 Impulsstøjbegivenheder opgjort geografisk for dansk EEZ (Exclusive Economic Zone) samlet for hele perioden 2013-2021. Figur fra Tougaard m.fl. 2023.

4614
4615
4616
4617
4618
4619
4620

Af den geografiske fordeling af impulsstøjbegivenheder (figur 10.2) fremgår lokaliserede stationære kilder (røde prikker), der dækker over især pæleramninger af vindmøllefundamenter og havnebyggerier, men også eksplosioner (rydning af gammel ammunition). De blå felter dækker over bevægelige kilder, især havbundsundersøgelser med airguns eller andet udstyr. Disse er især fordelt omkring oliefelterne, langs kabel- og gasledninger samt forskningstogter omkring Bornholm.

4621

Vurdering af miljøtilstand for impulsstøj

4622
4623
4624
4625
4626
4627
4628
4629
4630
4631
4632

I henhold til havstrategidirektivets GES-beslutning (Kommissionens afgørelse (EU) 2017/848 af 17. maj 2017) vurderes undervandsstøj i forhold til tærskelværdier for rumlig og tidsmæssig udbredelse samt lydniveauer med negative effekter på marine dyr. EU vedtog tærskelværdier for den rumlige og tidsmæssige udbredelse i 2022, som efterfølgende blev indarbejdet i HELCOM's vurderinger af miljøtilstanden for undervandsstøj i Østersøen (HOLAS 3, HELCOM 2023a, b). Den tilsvarende vurdering af miljøtilstanden i Nordsøen (OSPAR-område II) var afsluttet inden fastsættelse af tærskelværdierne, og disse er derfor ikke implementeret i tilstandsvurderingerne for undervandsstøj under OSPAR's Quality Status Report 2023 (Merchant m.fl. 2022a, b, Kinneging 2022).

4633
4634
4635
4636
4637
4638
4639
4640
4641

Et væsentligt element i anvendelsen af EU's tærskelværdier er den såkaldte LOBE (Level of Onset of Biologically adverse Effects), som er tærskelværdier for lydniveauer, der medfører negativ påvirkning på marine dyr. Da LOBE ikke kan antages at være ens for alle indikatorarter, er det udlagt til de regionale havkonventioner at fastsætte LOBE for de respektive områders indikatorarter. LOBE for impulsstøj er ikke fastsat for nogen arter endnu. I stedet anvendes proxy-parametre i form af reaktionsafstande for de forskellige indikatorarter for de forskellige impulsstøjkilder (tabel 10.1). Disse er fastsat for marsvin af HELCOM og OSPAR (Müller m.fl. 2021) og anvendt i HEL-

4642
4643
4644

COM's vurdering (HOLAS 3, HELCOM 2023b). I DCE's vurdering af miljøtilstanden i danske havområder er de samme afstande anvendt også for sæler og torsk (Tougaard *m.fl.* 2023).

Tabel 10.1 Reaktionsafstande for impulsstøjbegivenheder. Afstandene er fastsat for marsvin (Müller *m.fl.* 2021) og anvendes også for sæler og torsk i danske havområder.

Impulsstøjbegivenhed	Reaktionsafstande (km)
Airgun arrays	12
Generisk impulsstøjkilde	12
Pælehammer mitigeret	12
Pælehammer ikke mitigeret	20
Ekspllosioner	20
Sonar eller akustisk fortrængning (acoustic deterrents)	20

4645
4646
4647
4648
4649

Tærskelværdierne for impulsstøj er fastsat således, at der på en given dag maksimalt må være påvirkning af 20 % af en indikatorarts habitater, forstået som en bestands udbredelses- eller forvaltningsområde. På et år må den gennemsnitlige arealpåvirkning ikke overstige 10 % for at opnå god miljøtilstand (TG-Noise 2022a).

4650
4651
4652
4653
4654

Arealpåvirkningen for impulsstøj opgøres via optælling af ICES-rektangler, som er støjpåvirket på en given dag. Et rektangel kategoriseres som støjpåvirket i kraft af indrapporterede impulsstøjbegivenheder inden for rektangellet, eller hvis en impulsstøjbegivenhed i et tilstødende rektangel ligger inden for reaktionsafstanden (tabel 10.1).

4655
4656
4657
4658
4659
4660
4661

Miljøtilstanden for impulsstøj vurderes at være ikke-god i både Nordsøen og de indre danske havområder. Det er tilfældet, selvom tærskelværdien for årlig påvirkning overholdes for alle arter, idet tærskelværdien for daglig arealpåvirkning overskrides for nogle bestande i nogle år (tabel 10.2). I Nordsøen overskrides tærskelværdierne for daglig påvirkning kun for spættet sæl, imens tærskelværdierne for daglig påvirkning overskrides for alle indikatorarterne i de indre danske havområder.

Tabel 10.2 Opgørelse over opnåelsen af god miljøtilstand for impulsstøj for fire indikatorarter i deres respektive bestandes forvaltningsområder. Det maksimale årlige gennemsnit i årene 2016-2021 er angivet, og er i alle tilfælde under tærskelværdien på 10 % arealpåvirkning om året. For bestandene er det optalt, i hvor mange år, at tærskelværdien for daglig arealpåvirkning (20 %) er overskredet ud af de seks år. For alle indikatorarterne overskrides den daglige tærskelværdi i nogle år for nogle bestande. Kun marsvin er farvekodet iht. miljøtilstand. Dette skyldes, at reaktionsafstande baseret på marsvin-data er anvendt i vurderingen for alle arterne. Vurderingen for de øvrige arter er derfor omgærdet af betydelig usikkerhed. Tabel fra Tougaard *m.fl.* 2023.

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
Maksimum årligt gennemsnit	5 %	4 %	3 %	4 %
Sydlig Nordsø		2/6		0/6
Nordlig Nordsø + Skagerrak	0/6	0/6	0/6	
Kattegat		1/6		0/6
Bælterne	1/6	2/6		3/6
Farvandet omkring Bornholm	4/6	-	2/6	5/6

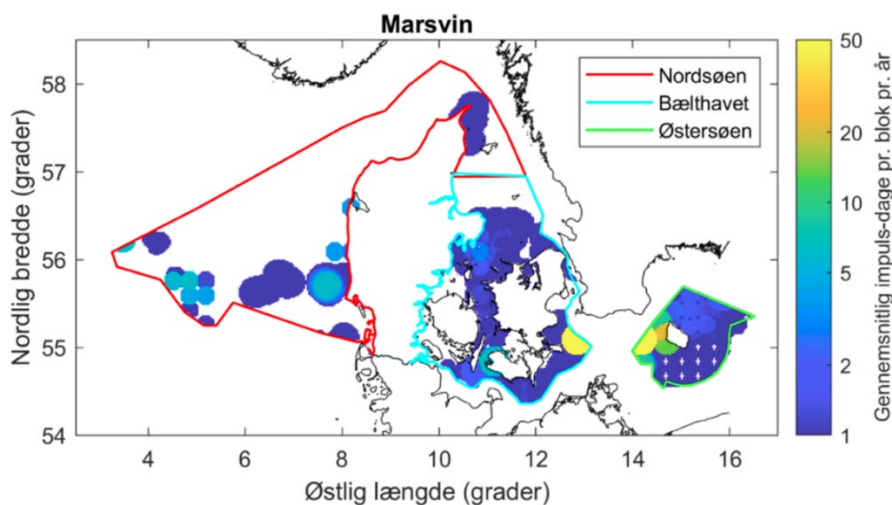
4662
4663
4664
4665
4666
4667
4668

Det er velkendt, at marsvin kan påvirkes af impulsstøj. Da disse reaktioner er velstuderede for flere støjkilder (pæleramning: fx Tougaard *m.fl.* 2009, seismik: fx Pirodda *m.fl.* 2014, sælskræmmere: fx Elmegaard *m.fl.* 2023), er det naturligt, at marsvin er anvendt som indikatorart i både HELCOM's og OSPAR's miljøvurderinger (HELCOM 2023b, Merchant *m.fl.* 2022b). Af de tre marsvinebestande i danske havområder (figur 10.3), er Østersøbestanden og Bælthavsbestanden under særlig aktuell bevågenhed. Østersømarsvinet an-

4669
4670

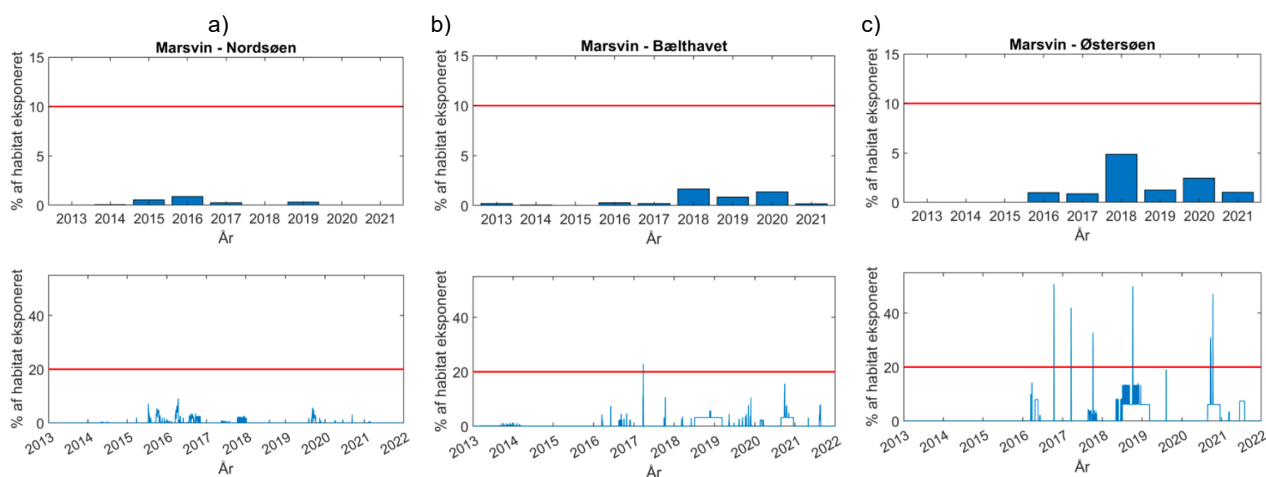
ses for truet (*Hammond m.fl. 2016*), og de seneste optællinger af Bælthavsbestanden indikerer, at bestanden er i stærk tilbagegang (*Owen m.fl. 2024*).

Figur 10.3 Impulsstøj i de tre marsvinebestande i danske forvaltningsområder. Data for årene 2016-2021 indgår i kortet. Farveskalaen angiver det gennemsnitlige antal dage pr. år, hvor området er påvirket af impulsstøj. Figur fra *Tougaard m.fl. 2023*.



4671
4672
4673
4674
4675
4676
4677
4678
4679
4680
4681
4682
4683

Opgørelsen af påvirket areal i marsvinenes forvaltningsområder viser, at tærskelværdierne ikke overskrides for Nordsøbestanden (*figur 10.4 a*). Heller ikke for Bælthavs- og Østersøbestandene overskrides tærskelværdien på 10 % arealpåvirkning for det årlige gennemsnit, mens tærskelværdien på 20 % daglig arealpåvirkning overskrides for begge (*figur 10.4 b og c*). For den truede Østersøbestand blev den daglige tærskelværdi overskredet gentagne gange i årene 2017-2021 (*figur 10.4 c*). Undervandsstøj er imidlertid en blandt flere presfaktorer på marsvin, hvor andre betydelige presfaktorer er kontaminanter, bifangst i nedgarn og fødekonekurrence med fiskeriet. Der er således ikke belæg for at konkludere, at det er undervandsstøjen, der alene er årsagen til nedgangen i Bælthavsbestanden og den kritiske status for Østersøbestanden, eller for i det hele taget at vurdere den relative betydning af undervandsstøjen i forhold til de øvrige presfaktorer.



Figur 10.4 Opgørelse af arealpåvirkningen i procent i marsvinebestandenes danske forvaltningsområder opgjort i gennemsnit over et år (øverst) og pr. dag (nederst). De vandrette røde linjer indikerer tærskelværdierne for årlig og daglig arealpåvirkning – hhv. 10 % og 20 %. Figur fra *Tougaard m.fl. 2023*.

4684

10.2 Vedvarende lavfrekvent støj

4685

Overvågning af vedvarende lavfrekvent støj

4686

4687

4688

4689

4690

4691

4692

4693

4694

4695

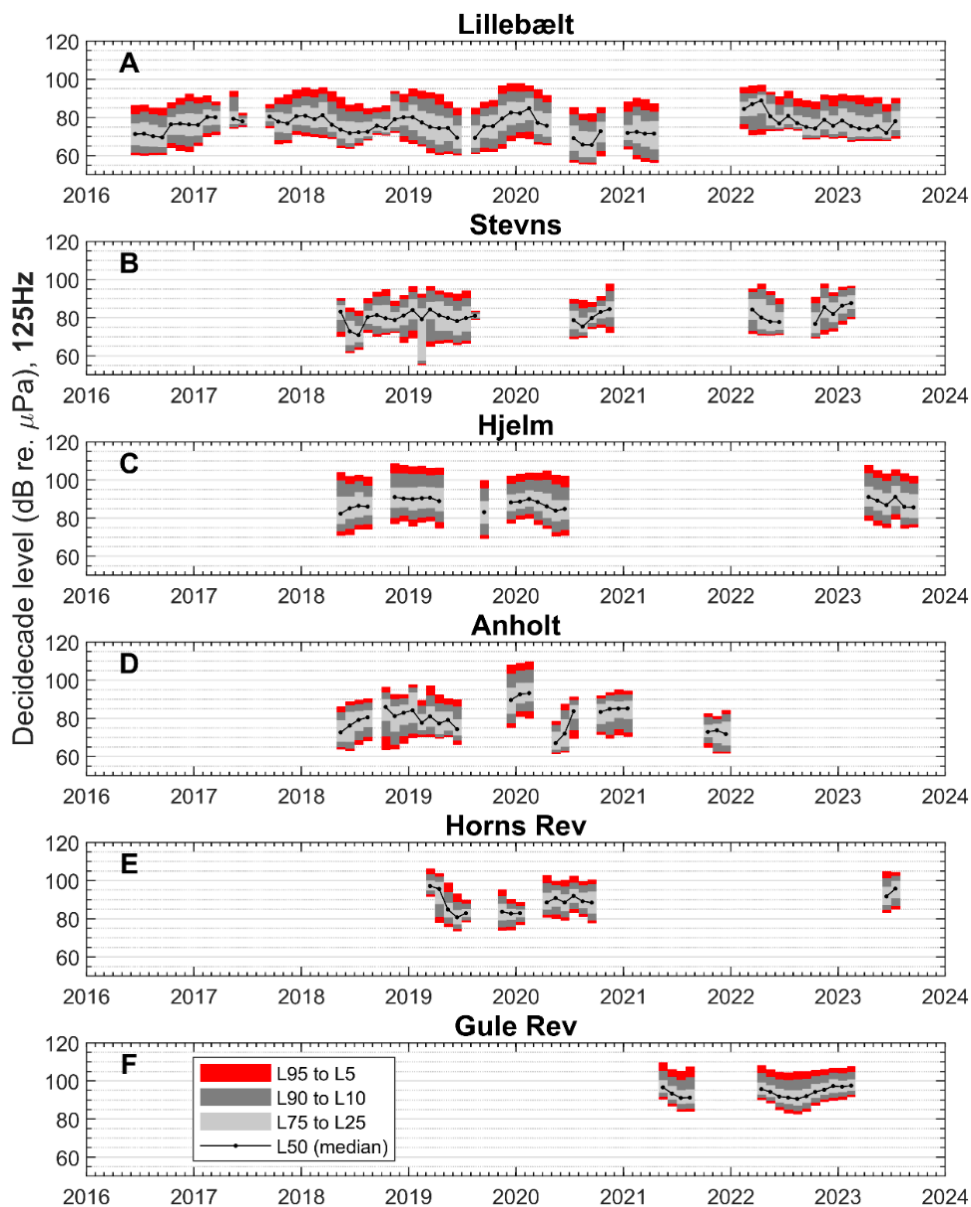
4696

4697

4698

Overvågningen af vedvarende lavfrekvent undervandsstøj varetages af DCE for Miljøstyrelsen i henhold til den tekniske anvisning TA M32 (Tougaard 2019), som er kompatibel med HELCOM's vejledning for overvågning af vedvarende undervandsstøj (HELCOM 2018). Denne overvågning foregår som kontinuerlige lydoptagelser i frekvensområdet 20 Hz - 20 kHz på skift mellem seks målestationer, så der indsamles data fra mindst tre stationer hvert år. To stationer er i Kattegat (ved Anholt og Hjelm), to stationer i den sydlige del af de indre danske farvande (i sydlige Lillebælt og ved Stevns) og to stationer i Nordsøen (ved Horns Rev 3 havvindmøllepark og på Gule Rev). Perioder, hvor data er indsamlet frem til sommeren 2023, fremgår af figur 10.5. Ved udlægning af dataloggerne anbringes de ca. 3 meter over havbunden, så hydrofonen peger opad i vandsøjlen. Udstyret er forankret til to jutesække med granitskærver.

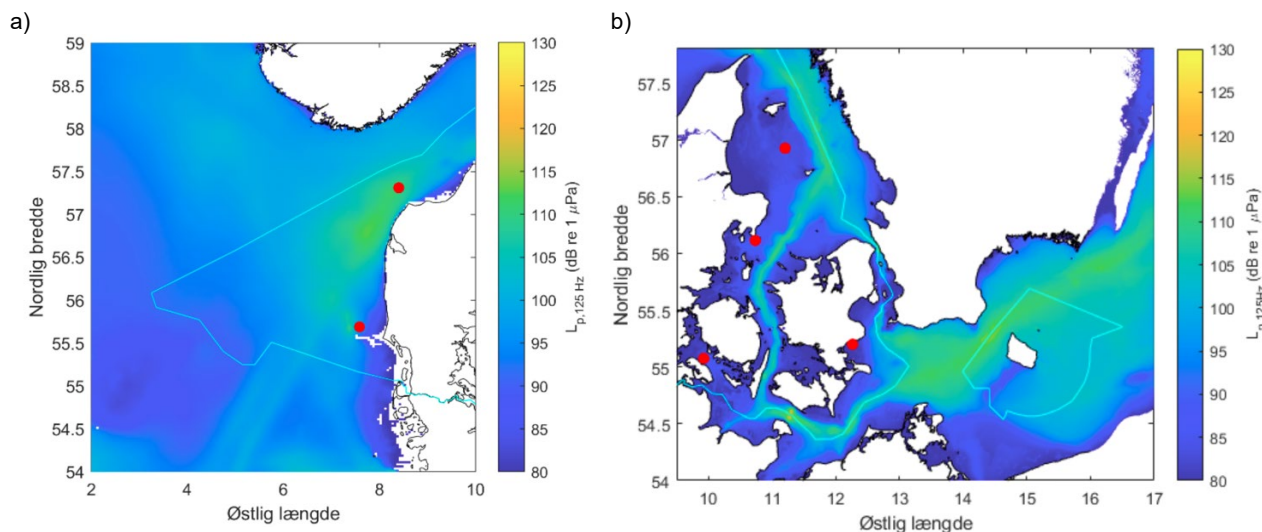
4699



Figur 10.5 Månedlige percentiler for 125 Hz tredjedelsoktavbåndet på de seks målestationer. Det fremgår, at datasættet efterhånden er omfattende, særligt fra stationen i Lillebælt, som dækker syv års næsten kontinuerlig måling. Figur fra Tougaard m.fl. 2024.

4700
4701
4702
4703
4704
4705
4706
4707
4708

Målingerne er analyseret og kvalitetssikret i henhold til den tekniske anvisning M32 (Tougaard 2019) og indrapporteret til HELCOM's database for vedvarende undervandsstøj, som er drevet af ICES. Disse målinger anvendes til kalibrering og validering af fladedækkende støjmodeller, der er udarbejdet for Nordsøen for OSPAR QSR24 af JOMOPANS-projektet (Kinneging & Tougaard 2021) og for Østersøen (inkl. Kattegat) for HOLAS 3 af BLUES-projektet (HELCOM 2023a). Figur 10.6 viser eksempler på sådanne støjkort. På begge kort er sejlruten fra Den engelske Kanal rundt om Skagen og gennem Bælterne ind i Østersøen tydelig.



Figur 10.6 Medianniveauer af undervandsstøj i 125 Hz tredjedelsoktavniveauet i a) Nordsøen for juni 2018 og b) indre farvande for marts 2018. Røde cirkler angiver danske målestasjoner. Figurer fra Tougaard m.fl. 2024.

4709
4710
4711
4712
4713
4714
4715
4716
4717
4718
4719
4720
4721
4722
4723
4724
4725
4726
4727
4728
4729
4730
4731
4732
4733
4734

Følgende afsnit efter Tougaard m.fl. (2024) beskriver kvantificeringen af den lavfrekvente, vedvarende støj. Støjen bliver som udgangspunkt kvantificeret og vurderet vha. gennemsnitlige lydniveauer (dB re 1 μ Pa, Root Mean Square (rms)) i specificerede tredjedelsoktavniveauer. Tredjedelsoktavniveauerne 63 Hz og 125 Hz er specifikt nævnt i havstrategidirektivet (direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008) og efterfølgende præcisering (Kommissionens afgørelse (EU) 2017/848 af 17. maj 2017). Baggrunden for valget af 63 Hz- og 125 Hz-båndene er primært baseret på de akustiske forhold. På dybt vand (over 50-100 meters dybde) er forskellen mellem den naturlige baggrundsstøj og skibsstøjen maksimal i dette frekvensområde, hvilket gør, at skibene kan høres over meget lange afstande. Desuden er frekvensområdet direkte relevant for fisk. Derudover kvantificeres støjen i tredjedelsoktavniveauerne 500 Hz og 2 kHz, som vurderes at have større relevans end de to øvrige for havpattedyr, og som sikrer, at vi lever op til kravene i HELCOM's anbefalinger for overvågning af den fælles pre-CORE indikator "Continuous noise" (HELCOM 2018). Båndene har særligt relevans for marsvin, der som det eneste havpattedyr i Østersøen findes i habitatdirektivets bilag IV, der omfatter de dyr, der er under streng beskyttelse (Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992). Både 500 Hz- og 2 kHz- båndene ligger i den nedre ende af marsvins høreområde, og studier indikerer, at det er energi ved de højere frekvenser i skibsstøjen, der er ansvarlige for, at marsvin reagerer på støjen (Dyndo m.fl. 2015). Som en del af disse undersøgelser er der bl.a. bestemt en proxyreaktionstærskel i 16 kHz-frekvensbåndet (Wisniewska m.fl. 2018). Da frekvensspektrene af skibsstøj imidlertid er meget stereotypiske og har en meget stabil korrelation mellem energiindholdet ved de høje frekvenser og de lave frekvenser (fx MacGillivray & de Jong 2021), så kan tærsklen bestemt ved

4735 16 kHz omregnes til proxytærskler ved 500 Hz og 125 Hz. Denne tilgang
4736 blev anvendt i HELCOM's vurdering for marsvin i HOLAS 3, hvor 500 Hz-
4737 båndet blev anvendt. I basisanalysen (*Tougaard 2023*) blev 125 Hz båndet an-
4738 vendt for Nordsøen, da 500 Hz-båndet ikke blev modelleret i JOMOPANS-
4739 projektet, der leverede kortene.

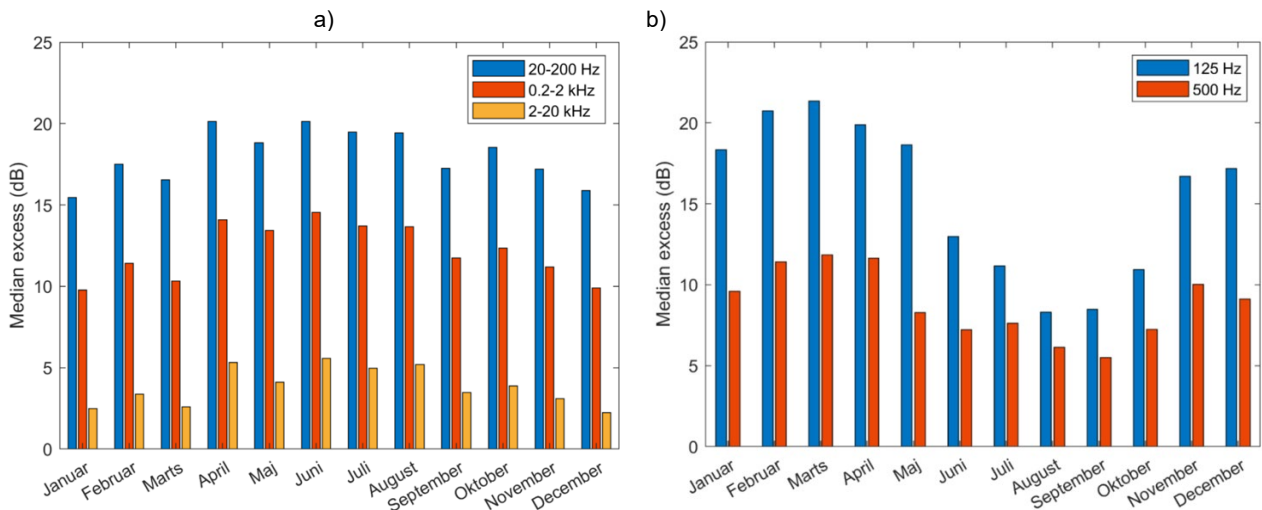
4740 Udgangspunktet for støjmodellerne anvendt i QSR24 og HOLAS3 er en mol-
4741 del for naturlig baggrundsstøj med vindhastighed som input, og en model
4742 for skibsstøj (*Folegot m.fl. 2016, Jong m.fl. 2021*). Informationer om skibene
4743 skaffes fra AIS-systemet, der giver løbende information om alle større skibes
4744 position og fart samt oplysninger om størrelse og skibstype (alt sammen in-
4745 put til skibsstøjmodellen). Selve lydudbredelsen modelleres med standard-
4746 modeller (fx *Hodges 2010*). Det endelige støjkort fremkommer som statistiske
4747 mål for støjen beregnet over længere perioder, fx en måned eller et år.

4748 **Sæsonvariation**

4749 Månedlige medianværdier kan udregnes for *excess*-støjen i danske havområ-
4750 der. *Excess*-støjen er udtryk for, hvor meget det samlede modellerede støjbil-
4751 lede (baggrundsstøj + skibsstøj) overstiger den modellerede naturlige bag-
4752 grundsstøj og er således et statistisk mål for, hvor meget baggrundsstøjen er
4753 blevet hævet på grund af skibenes bidrag.

4754 I den danske del af Nordsøen er der en mindre sæsonvariation i skibsstøjens
4755 bidrag til den totale støj (*figur 10.7a*). For de laveste frekvensbånd (20 Hz –
4756 200 Hz) er median-excess således 15-20 dB, hvilket svarer til, at lydtrykket
4757 fra skibene er op til ti gange kraftigere end den naturlige baggrundsstøj (idet
4758 decibelskalaen er logaritmisk). *Excess*-niveauet stiger lidt om sommeren,
4759 hvilket tilskrives, at den naturlige baggrundsstøj er lavere om sommeren på
4760 grund af lavere vindhastigheder. Skibstrafikken, og dermed støjledningen,
4761 vurderes at være stort set den samme året rundt, men når baggrunds-
4762 støjen går ned om sommeren, går skibenes relative bidrag til totalstøjen op.

4763 I de indre danske havområder er sæsonvariationen langt større end i Nord-
4764 søen med høj *excess*-støj om vinteren og lavere om sommeren. Dette kan til-
4765 skrives betydelige variationer i hydrografiske forhold såsom temperatur og
4766 saltholdighed hen over året, hvor springlag i vinterhalvåret med koldt, min-
4767 dre saltholdigt vand over springlaget kan bevirke, at lyden bøjes opad mod
4768 overfladen, hvilket giver meget lange transmissionsafstande. Om sommeren
4769 er overfladevandet betydeligt varmere, og det kan medføre, at lyden bøjes
4770 nedad og føre til absorption af lyden i havbunden, hvilket igen forårsager
4771 kortere transmissionsafstande. Den samme mængde skibstrafik kan således
4772 medføre forskellig eksponering af det marine liv hen over året særligt i de
4773 indre danske havområder.



Figur 10.7 Skibsstøjens bidrag i forhold til den naturlige baggrundsstøj (excess level) udregnet månedsvi i 2018 som median i (a) den danske del af Nordsøen og (b) indre danske havområder. Median excess level er angivet for (a) tre frekvensbånd, der dækker 20-20000 Hz, og (b) tredjedelsoktavbåndene 125 og 500 Hz, som anvendt i HELCOM HOLAS 3. Figurer fra *Tougaard m.fl. 2024*.

4774

Vurdering af miljøtilstand for vedvarende lavfrekvent støj

4775

I henhold til havstrategidirektivets GES-beslutning (*Kommissionens afgørelse (EU) 2017/848 af 17. maj 2017*) skal undervandsstøj vurderes i forhold til tærskelværdier for rumlig og tidsmæssig udbredelse samt lyd niveauer med negative effekter på marine dyr. EU vedtog tærskelværdier for den rumlige og tidsmæssige udbredelse i 2022 (*TG-Noise 2022b*). Tærskelværdier for lyd niveauer, der medfører negativ påvirkning på marine dyr, er ikke fastsat endnu. I DCE's faglige vurdering (*Tougaard m.fl. 2023*) anvendes dog de foreløbige værdier, som blev anvendt i HOLAS 3, og som fremgår af *tabel 10.3*. Vurderingen tager udgangspunkt i året 2018, som antages at være repræsentativt for vurderingsperioden 2016-2021.

4776

4777

4778

4779

4780

4781

4782

4783

4784

4785

Eftersom marsvins kommunikation og ekkolokalisering foregår ved langt højere frekvenser end skibsstøjen, vurderes maskering ikke at være af betydning. For marsvin er den primære negative effekt fra skibsstøj derfor adfærdsmæssig forstyrrelse såsom fortrængning og forstyrrelse af normaladfærden. Der er stigende evidens for, at de adfærdsmæssige reaktioner hos marsvin sker ved et konstant oplevet lyd niveau uanset lydens frekvens, dvs. et fast niveau over høretærsklen (konstant loudness, fx *Tougaard 2021a*). Som beskrevet ovenfor er tærsklen for reaktioner på skibsstøj bestemt som en proxy-tærskel i 16 kHz tredjedelsoktav-båndet til 96 dB re 1 μ Pa (*Wisniewska m.fl. 2018*). Denne tærskelværdi kan ekstrapoleres til tilsvarende tærskler i de lavere frekvensbånd, hhv. 125 Hz i Nordsøen og 500 Hz i Kattegat og indre farvande. Se *Tougaard m.fl. 2023* for yderligere detaljer.

4786

4787

4788

4789

4790

4791

4792

4793

4794

4795

4796

4797

For torsk og sæler vurderes den primære negative effekt af skibsstøj at være maskering af kommunikationssignaler, idet frekvensområderne for deres kommunikation overlapper med det frekvensområde, hvor skibsstøjen dominerer. Sæler påvirkes også adfærdsmæssigt af skibe, men det vurderes at have mindre betydning med hensyn til de store skibruter og er endnu ikke så velstuderet, at der kan fastsættes reaktionstærskler. De anvendte tærskelværdier for maskering udtrykkes som excess-niveauer, altså et forhøjet støjniveau i forhold til den naturlige baggrundsstøj, forårsaget af vind og bølger. Excess-niveauet udtrykker den relative formindskelse af kommunikati-

4798

4799

4800

4801

4802

4803

4804

4805

4806
4807
4808
4809
4810
4811

onsafstande. Når støjen hæves med 20 dB, falder afstanden, hvor dyrene kan høre hinanden, teoretisk med cirka 90 % (ved uændret signalstyrke inden for samme frekvensområde som støjen), som følge af forholdet for lydets spredning og energitab i vandet (se i øvrigt *Tougaard m.fl. 2023*). Et tab i kommunikationsafstand på 90 % svarer teoretisk til 99 % tab i kommunikationsareal, givet en simpel geometrisk udregning.

Tabel 10.3 Foreløbige tærskelværdier for, hvornår indikatorarter har negative reaktioner på vedvarende lavfrekvent støj, som det fremgår af *Tougaard m.fl. 2023*.

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
Tærskelværdi / LOBE	115 dB re 1 µPa (Nordsøen) 109 dB re 1 µPa (Bælter og Østersø)	20 dB excess	20 dB excess	20 dB excess
Frekvensbånd vurderet	125 Hz (Nordsø) 500 Hz (Bælter og Østersø)	125 Hz	200 Hz – 2 kHz (Nordsø) 500 Hz (Bælter og Østersø)	125 Hz

4812
4813
4814
4815
4816
4817
4818

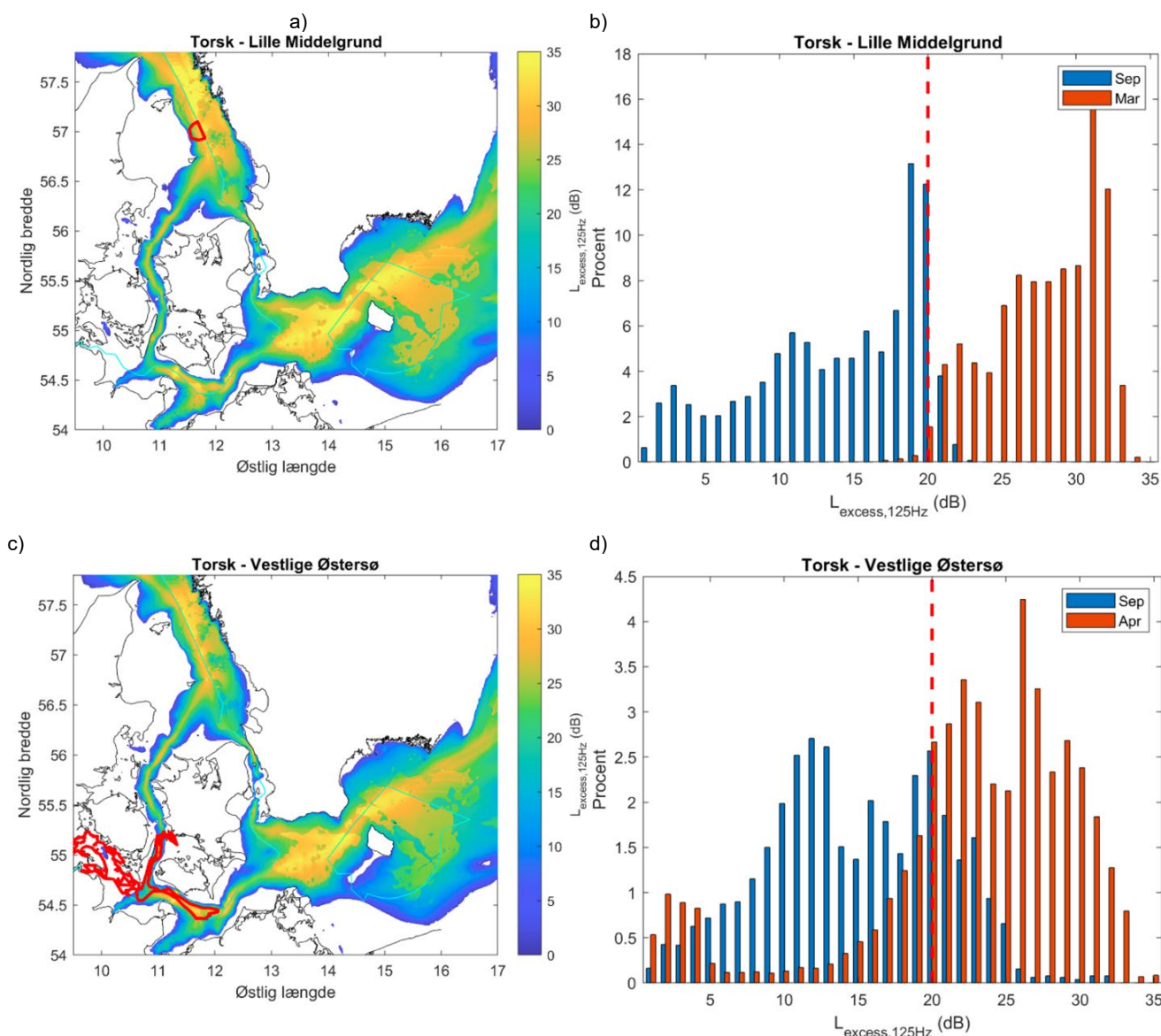
Vurderingen af vedvarende lavfrekvent undervandsstøj for fire indikatorarter i deres respektive forvaltningsområder er opsummeret i *tabel 10.4*. Det fremgår, at hverken Nordsøområdet eller indre danske havområder er i god miljøtilstand, da tærskelværdier for torsk overskrides i alle områder, imens tærskelværdier overskrides for spættet sæl i nogle områder af Nordsøen. Tærskelværdierne er ikke overskredet for hverken marsvin eller gråsæl. Vurderingerne er uddybet i *Tougaard m.fl. 2023*.

Tabel 10.4 Vurdering af miljøtilstanden mht. vedvarende lavfrekvent støj for fire indikatorarters bestande i deres respektive forvaltningsområder. For hver bestand er det optalt, i hvor mange måneder af 2018 tærskelværdierne for påvirkning er overskredet. Tabel fra *Tougaard m.fl. 2023*

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
Sydlig Nordsø		0/12		2/12
Nordlig Nordsø + Skagerrak	0/12	12/12	0/12	
Kattegat		2/12		10/12
Bælterne	0/12	0/12		6/12
Farvandet omkring Bornholm	0/12	-	0/12	7/12

4819
4820
4821
4822
4823
4824
4825
4826
4827
4828

Som det fremgår af *tabel 10.4*, er torsk i særlig risiko for påvirkning fra vedvarende lavfrekvent undervandsstøj, om end der er stor uvished omkring støjens reelle effekter for torsk. Risikoen skyldes kombinationen af skibsstøjens maskeringspotentiale ift. torskens lavfrekvente parringssignaler, samt at torskens gydeområder er i nærheden af store skibsruter (se eksempler i *figur 10.8*). Den store sæsonvariation i undervandsstøj i indre danske havområder bevirker, at undervandsstøjen i 125 Hz-båndet er hævet mere end 20 dB (LOBE) det meste af tiden ved Lille Middelhund og vestlige Østersø i den måned, hvor støjen er kraftigst, mens overskridelserne er små i den måned, hvor støjen er lavest (*figur 10.8*).

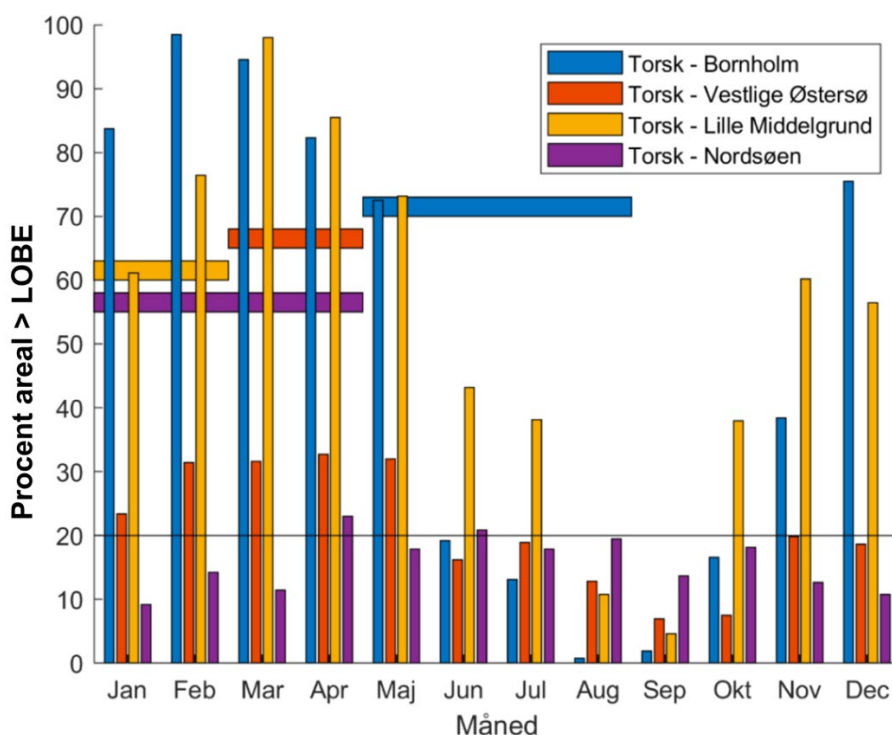


Figur 10.8 Modellerede støjniveauer i to af torskens gydeområder: Kattegat (Lille Middelgrund) (a, b) og vestlige Østersø (c, d). Kortene viser medianniveauer af excess støj i tredjedelsoktav-båndet omkring 125 Hz for den måned i 2018, hvor støjniveauerne var højest. Histogrammerne viser fordelingen af excess-niveauer i gydeområderne for måneden med det laveste lydtryk (blå) og det højeste lydtryk (rød). De lodrette røde stiplede linjer indikerer tærskelværdien på dB excess-støj. Figurer fra *Tougaard m.fl. 2023*.

4829
4830
4831
4832
4833
4834
4835
4836
4837
4838
4839
4840
4841
4842

For hver måned i 2018 er det udregnet, i hvor stor en del af gydeområderne tærskelværdien (LOBE, Level of Onset of Biologically adverse Effects) på 20 dB excess blev overskredet mere end halvdelen af tiden. At det er mere end halvdelen af tiden ses af, at værdien, der vurderes, er det månedlige median-niveau, dvs. det niveau, der er overskredet 50 % af tiden (pr. definition). De fire gydeområder havde 2-10 måneder, hvor der var mere end 20 dB excess-støj i mere end 20 % af området i 2018 (figur 10.9). Sammenholdes dette med gydeperioden i de fire områder, er risikoen for påvirkning størst for torsk i Lille Middelgrund og vestlige Østersø, hvor tærskelværdierne overskrides i de aktive gydeperioder (hhv. januar-februar og marts-april, figur 10.9), hvor torsken laver sine parringskald. Den egentlig effekt på torskens ynglesucces er dog fortsat ukendt, og den reelle påvirkning af støj på torskbestandene kendes derfor ikke. Højden af søjlerne skal derfor tages som en indikation af størrelsen af presfaktoren på torskene og ikke som et direkte mål for effekten.

Figur 10.9 Månedlig opgørelse af andelen af hver af de fire delområder for torsk, hvor medianniveauet for excess i 125 Hz tredjedelsoktav-båndet overskred tærskelværdien på 20 dB excess (Level of Onset of Biologically adverse Effects, LOBE) i 2018. Vandrette farvede bånd indikerer omtrentlig gydeperiode for de fire bestande. Den vandrette sorte linje indikerer EU's tærskelværdi for rumlig udbredelse af støj (20 %). Figur fra Tougaard m.fl. 2023.



4843

4844

4845

4846

4847

4848

4849

4850

4851

4852

4853

4854

4855

4856

4857

4858

4859

4860

4861

4862

4863

4864

4865

4866

4867

4868

4869

4870

10.3 Sammenfatning

Impulsstøj

- Indrapporteret impulsstøj varierer meget fra år til år, hvilket både kan skyldes et reelt varierende aktivitetsniveau, men også varierende indrapporteringsniveauer.
- Airgun surveys var den dominerende indrapporterede kilde til impulsstøj i 2016-2021, hvilket både kan skyldes, at aktiviteten typisk berører flere ICES-underrektangler og således impulsblokdage, samt at aktiviteten kan have en god indrapporteringsdækning.
- Miljøtilstanden mht. impulsstøj vurderes at være ikke-god i både Nordsøen og de indre danske havområder. I Nordsøen overskrides tærskelværdier dog kun for spættet sæl, mens tærskelværdier for samtlige indikatorarter overskrides i indre danske havområder.
- Miljøtilstanden mht. impulsstøj er således ikke-god for begge marsvinebestande i indre danske havområder. Særligt for den kritisk truede Østersøbestand er tærskelværdien for maksimal daglig arealpåvirkning ofte overskredet, og undervandsstøj udgør derfor endnu en presfaktor på bestanden ud over de øvrige betydelige presfaktorer, særligt bifangst og miljøfremmede stoffer.

Vedvarende lavfrekvent støj

- De seks danske målestationer for vedvarende støj har samlet data siden 2016 og tæller således syv års processeret data.
- Skibsfarten er den altovervejende kilde til menneskeskabt vedvarende lavfrekvent støj, og der er generelt høje støjniveauer i danske havområder centreret omkring de store sejlruiter.
- Den vedvarende lavfrekvente støj er relativt konstant over de vurderede år, eftersom støjen primært stammer fra skibsfarten, som ikke har store udsving.

4871
4872
4873
4874
4875
4876
4877
4878
4879
4880
4881
4882
4883
4884
4885
4886
4887
4888

- I indre danske havområder varierer støjen med sæsonen på grund af hydrografien og de fysiske forhold i miljøet, der påvirker, hvor langt støjen spredes fra skibene.
- I Nordsøen er der ikke nævneværdig sæsonvariation, og skibsfarten er mere spredt end i de indre danske havområder, hvor den samler sig i skibsruterne.
- Miljøtilstanden mht. vedvarende lavfrekvent støj er ikke-god i både Nordsøen og de indre danske havområder. Det skyldes, at tærskelværdierne overskrides for torsk i alle områder samt for spættet sæl i nogle områder i Nordsøen.
- Torsk er således i særlig risiko for bestandspåvirkning af vedvarende lavfrekvent støj, om end der er betydelig usikkerhed om de reelle effekter.

11 Risikoen er særlig stor for torsk i Kattegat og vestlige Østersø, da overskridelsen af tærskelværdierne overlapper med torskens gydeperioder og således maskerer deres parringssignaler. For torskebestanden omkring Bornholm er der et meget lille overlap mellem perioden med megen skibsstøj og gydeperioden, og skibsstøj vurderes derfor at være en mindre betydelig presfaktor for denne bestand.

12 Marint affald

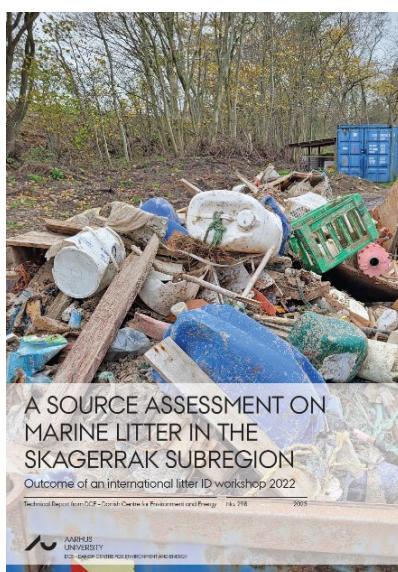
Jakob Strand

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*).

Tablet 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 mallebukker (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 2023 samt en kort sammenfatning fra nedenstående tre DCE-rapporter.



4900

12.1 Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)

4901

Sammenfatning (*Strand & Metcalfe 2023*)

4902

4903

4904

4905

4906

4907

4908

4909

4910

4911

4912

4913

Denne rapport beskriver resultaterne fra den nationale overvågning af marint affald ved strande i Danmark, som i 2023 omfatter data fra otte forskellige strande. Heraf er seks lokaliteter referencestrande med en længere overvågningshistorik, og to lokaliteter er nye peri-urbane strande, hvor overvågning er påbegyndt i april 2022. De udvalgte referencestrande formodes fortrinsvist at modtage affald, der fra havet skylles op på kysterne, mens de peri-urbane strande i højere grad også modtager affald fra de mange strandgæster, der måtte besøge disse strande. Overvågningen gennemføres kvartalsmæssigt efter den gældende danske tekniske anvisning for overvågning af affald ved 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.

4914

4915

4916

4917

4918

4919

4920

4921

4922

I alt blev der indsamlet og registreret 8.245 affaldsgenstande i forbindelse med 32 undersøgelser udført på de otte overvågningsstrande i 2023, hvoraf 74 % af alle genstandene blev indsamlet på stranden ved Skagen. For alle strandene var medianværdien for antallet af affaldsgenstande 89 stykker pr. 100 m strand. Der var en betydelig variation mellem strandene beliggende i forskellige danske farvandsområder, hvor medianværdier for Nordsø/Skagerrak var 360 genstande pr. 100 m, for Kattegat 116 genstande pr. 100 m og for Østersøen 50 genstande pr. 100 m. For de to peri-urbane strande var medianværdien for årets surveys på 81 genstande pr. 100 m.

4923

4924

4925

4926

4927

4928

4929

4930

4931

4932

4933

4934

4935

4936

Affald bestående af plastik udgjorde den overvejende del af det marine affald på alle strandene med i gennemsnit 91 % af alle registrerede genstande (ekskl. paraffin, madrester og lign.) i 2022. Blandt de 20 hyppigste affaldstyper var bl.a. forskellige typer af uidentificerbare fragmenter af plast og skumplast. Derudover var bl.a. snor og sejlgarn (diameter <1 cm) samt forskellige typer af engangsplastik (SUP), fx slikpapir/chips-posere og vatpinde, generelt udbredt på de danske overvågningsstrande. SUP-genstande udgjorde 11-27 % af affaldet i de tre farvandsområder i 2022-23. Havbaseret affald, fortrinsvist fra fiskeriaktiviteter, udgjorde en relativt stor mængde af affaldet ved strandene i Nordsøen/Skagerrak med en andel på 25 % af det totale affald. De to peri-urbane badestrande ved Brøndby og Gudmindrup adskilte sig fra referencestrandene, ved at hyppigheden for en række affaldsgenstande var større, og disse må formodes at stamme fra aktiviteter på selve stranden herunder cigaretskod og filtre, metalkapsler, legetøj m.m.

4937

4938

4939

4940

4941

4942

4943

4944

4945

4946

Analyserne af den tidlige udvikling siden 2015 viste et markant fald i mængderne af affaldsgenstande, både på de enkelte overvågningsstrande, opdelt på subregionale farvandsområder og nationalt set. Analyserne viste også, at når data for de enkelte strande normaliseres i forhold til en baselineværdi for 2015-16, blev de faldende tendenser for de tre farvandsområder Nordsøen/Skagerrak, Kattegat og Østersøen, endnu mere tydelige. I alle tre farvandsområder var niveauet stadig højere end den regionalt baserede tærskelværdi på 20 affaldsgenstande pr. 100 m, som er fastsat af EU, og det gælder særligt strandene i Nordsøen/Skagerrak, hvor mængderne af affald generelt er størst.

4947
4948

12.2 Forekomst af indtaget marint affald i havfuglen malle- muk fra Skagerrak (DCE, DOF)

4949

Sammenfatning (*Strand m.fl. 2023*)

4950
4951
4952
4953
4954
4955
4956
4957
4958
4959
4960
4961
4962
4963
4964
4965

Belastningen med plast og andet affald i miljøet betragtes i dag som en væsentlig presfaktor i forskellige økosystemer, især i de marine miljøer. Plast og andet marint affald kan bl.a. påvirke havfugle ved indtagelse eller ved, at de bliver viklet ind i det. Stormfuglen malle-muk (*Fulmarus glacialis*) er, pga. artens fødesøgningsadfærd, der kan medføre et højt indtag af plast, udvalgt som regional miljøindikator for affald indtaget af havdyr. Denne indikator kan dermed bidrage til vurderinger af belastningen og miljøpåvirkninger af marint affald i Nordsøområdet. Disse fugle overvåges derfor både nationalt og regionalt med forbindelse til internationale overvågningsaktiviteter under EU's havstrategidirektiv (HSD) og OSPAR-havkonventionen. Denne overvågning fokuserer på maveindholdet af marint affald i dødfundne strandede malle-mukker, hvor resultaterne sammenholdes med OSPAR's tærskelværdi, som er fastsat ved, at højst 10 % af fuglene må indeholde mere end 0,1 gram plastpartikler i deres maver. EU har nu også adopteret denne tærskelværdi for denne indikator i miljøvurderinger af god miljøtilstand (GES), der udføres i regi af HSD.

4966
4967
4968
4969
4970
4971
4972
4973
4974

I denne undersøgelse, udført af Aarhus Universitet i samarbejde med Skagen Fuglestation under Dansk Ornitologisk Forening (DOF), er forekomsten af plast i maverne blevet undersøgt på 24 strandede malle-mukker, der blev indsamlet på strande ved Skagen i perioden fra februar 2022 til marts 2023. Fuglene blev indsamlet under strukturerede indsamlingsture og mere tilfældigt af forskellige strandgæster. Denne indsamlingsstrategi med fokus på vinterindsamlinger og opfordring til offentlig rapportering af fund af strandede fugle førte til en mere vellykket indsamling af malle-mukker sammenlignet med tidligere år.

4975
4976
4977
4978
4979
4980
4981
4982
4983
4984

Dissektion og laboratorieanalyse fulgte etablerede protokoller, herunder karakterisering af plastpartikler efter type, størrelse og vægt. Resultaterne viste, at 79 % af de undersøgte malle-mukker havde indtaget plastik, og 42 % overskred tærsklen på 0,1 gram. Dette er lavere end tidligere år, selvom det stadig er højere end tærskelværdien for GES. Et større datamateriale, helst baseret på mere end 40 undersøgte fugle, vil være nødvendig for en bedre vurdering. Hovedparten af plastikpartikler bestod af mikroplastik (1 - <5 mm), men også mesoplastik (5 - 25 mm) og makroaffald (>25 mm) blev fundet i fuglene. De identificerede plasttyper domineredes af polyethylen (PE), polypropylen (PP) og polystyren (PS), men også andre polymertyper blev registreret.

4985
4986
4987
4988
4989
4990
4991
4992
4993
4994
4995

En død malle-muk, indsamlet i marts 2022, havde i alt 17,8 gram marint affald i maven, hvilket er et meget højt indhold, og det var formentligt årsag til fuglens død. Mængden af affald i denne fugl er kun overgået af en tidligere undersøgt fugl fra Nordsøen blandt samtlige tidligere indrapporterede data siden 2002. To andre fugle fundet i 2022-23 rangerede også blandt de ti højeste for, hvad der tidligere er rapporteret for Nordsøen. Denne undersøgelse bekræfter det vedvarende problem med forurening med marint affald, der påvirker malle-mukker i Nordsøregionen. En fortsættelse af denne overvågning af fugle fra Skagen vil bidrage til at kaste mere lys over de fremtidige tendenser inden for denne type af forurening i Skagerrak-området. Resultaterne understreger behovet for løbende overvågning, som også kan bidrage

4996	med viden til brug for indsatser målrettet til at tackle miljøpåvirkningen af
4997	marint affald i havmiljøet.
4998	12.3 Andre overvågningsrelevante rapporter
4999	DCE har i 2023 publiceret en rapport med relevans for overvågning af ma-
5000	rint affald i Danmark med fokus på en vurdering af kilder til marint affald i
5001	Skagerrak-regionen.
5002	Sammenfatning (<i>Strand m.fl. 2023</i>)
5003	Denne rapport sammenfatter resultatet af den internationale workshop om
5004	grundig analyse af marint strandaffald, der blev indsamlet i 2022 på fire lo-
5005	kaliteter i Skagerrak-regionen. Skagerrak er et område, der er delt af Dan-
5006	mark, Sverige og Norge, og hvor der generelt forekommer høje niveauer af
5007	marint affald fra både lokale landbaserede og maritime kilder samt bidrag
5008	fra lande via transport med havstrømme fra Nordsøen. En bedre forståelse
5009	af kilderne og transportvejene til marint affald er væsentlig for at kunne
5010	iværksætte effektive tiltag til at reducere mængderne af marint affald på bå-
5011	de national, regional og bredere international skala. Rapporten understreger
5012	betydningen af internationalt samarbejde for at tackle problemet. Work-
5013	shopdeltagerne omfattede eksperter og praktiske udøvere fra flere europæi-
5014	ske lande, som også er involveret i den praktiske overvågning af marint af-
5015	fald på strande i OSPAR-regionen. Workshoppen havde primært fokus på
5016	følgende tre elementer: 1) geografisk oprindelse og aldring af strandaffald,
5017	2) betydning af forskellige fiskerirelaterede aktiviteter og 3) tilgange til bed-
5018	re kildeallokering.
5019	Resultaterne vedrørende den geografiske oprindelse og alderen af det under-
5020	søgte affald i Skagerrak-regionen blev baseret på sortering og undersøgelse af
5021	en større mængde affald indsamlet på to danske og en svensk indsamlings-
5022	plads. Fokus lå på forskellige typer af emballage, hvor den geografiske oprin-
5023	delse blev bestemt ved at undersøge mærkater og design. Data viste, at 52 %
5024	af de undersøgte genstande kunne tilskrives en geografisk oprindelse, hvoraf
5025	33 % stammede fra nordiske lande, 36 % fra andre Nordsølande og 34% fra
5026	lande uden for Nordsøen. Tilførsler fra andre lande transporteret med hav-
5027	strømme samt havbaserede aktiviteter blev identificeret som potentielle fakto-
5028	rer for marint affald med geografisk oprindelse uden for Skagerrak-regionen.
5029	Mens der var en lignende tendens i den geografiske oprindelse af affald fra
5030	uden for Skagerrak-regionen på tværs af lokaliteterne, var der forskelle mel-
5031	lem lokaliteterne i Danmark og Sverige, når det kom til nationale bidrag fra de
5032	nordiske lande. Dette understøtter, at også lokale kilder er vigtige. Mht. alde-
5033	ren på det marine affald på Skagerraks kyster viste undersøgelserne, at stør-
5034	stedelen af emballagen var mærket med datoer fra de seneste år, hvilket støt-
5035	ter op om, at tilførslerne til Skagerrak er af nyere oprindelse.
5036	Hvad angår analyserne af det indsamlede affald relateret til fiskeri fra Ska-
5037	gerrak-kysterne, fokuserede workshoppen på tabte, mistede eller kasserede
5038	fiskeredskaber (ALDFG) samt affaldsgenstande, som kan tillægges slid og
5039	fragmentering af fiskeredskaber eller akvakultur. Under denne session vur-
5040	derede eksperter sammen med to lokale fiskere genstandenes oprindelse, og
5041	det blev konstateret, at størstedelen af netstykkerne stammede fra trawlfis-
5042	keri. Hovedparten af de større stykker net (>50 cm) kunne identificeres som
5043	såkaldte netafskæringer fra reparationer af trawl-net, og kun en mindre andel
5044	på 20 % vurderedes at stamme fra iturevne tabte redskaber. Også de mindre

5045 netstykker (<50 cm) og snore blev vurderet fortrinsvist at stamme fra trawl-
5046 fiskeri, herunder reparationer af net.

5047 Undersøgelsen understregede vigtigheden af at forbedre indsamlingsproce-
5048 durer for affald i havne, om bord på fiskerfartøjer og under operationer til
5049 søs for at forebygge tilførslerne af affald til havmiljøet. Resultaterne stemte
5050 overens med observationer i andre dele af Nordatlanten og understregede
5051 behovet for målrettede løsninger. Under workshop-sessionen om at udvikle
5052 metoder til at foretage bedre kildeallokering af marint affald på kysterne
5053 blev der hentet inspiration fra tidligere studier i OSPAR-regionen. Her blev
5054 især potentialet ved brugen af matrixscoreteknikker til vurdering af sand-
5055 synligheden for forskellige kilders bidrag til specifikke affaldstyper diskute-
5056 ret. Der blev identificeret et behov for at foreslå en mere harmoniseret meto-
5057 de, der kan anvendes i forskellige delregioner inden for Nordsøen, herunder
5058 med fokus på affaldsgenstande såsom engangsplastik og emballage, der kan
5059 stamme fra flere forskellige kilder. Tolv primære kildegrupper blev identifi-
5060 ceret, og de omfattede både flere hav- og landbaserede kilder til marint af-
5061 fald. Diskussionerne omfattede også muligheden for at opdele visse kildeka-
5062 tegorier såsom rekreativt fiskeri som et delelement af fiskeri eller havneakti-
5063 viteter som en del af de generelle skibsrelaterede aktiviteter. Forslaget til de
5064 tolv kildegrupper afveg en smule fra dem, der er blevet brugt i tidligere stu-
5065 dier, hvilket understreger behovet for yderligere præcisering og enighed om
5066 definitionen af hver kildekategori. Dette arbejde kan derfor også have rele-
5067 vans for det videre arbejde med marint affald i regi af den regionale hav-
5068 konvention OSPAR og de tilknyttede faglige ekspertgrupper involveret i
5069 problemstillinger om vurdering af tiltag, kilder, forekomst og miljøpåvirk-
5070 ninger af marint affald i det Nordøstlige Atlanterhav, inklusive Nordsøen.
5071 Der var enighed om, at en videreudvikling af matrixscoreteknikken kan
5072 danne grundlag for forbedret kildeidentifikation og -allokering både i for-
5073 bindelse med rutinemæssig overvågning og bredere tiltag målrettet mod at
5074 begrænse marint affald på kysterne.

5075

13 Ikke-hjemmehørende arter

5076

Peter Anton Upadhyay Stæhr

5077

5078

5079

5080

5081

Den nationale marine overvågning af ikke-hjemmehørende arter (non-indigenous species, NIS) omhandler registrering af disse arter i tilknytning til den eksisterende overvågning samt overvågning ved brug af eDNA, begroningsplader, skrab og bundprøver i seks udvalgte større havne og tre lystbådehavne.

5082

DCE har desuden bidraget til at opdatere den nationale bruttoliste over NIS.

5083

Nedenfor er en kort beskrivelse af NIS-aktiviteter.

5084

13.1 Overvågning i seks havne og 3 lystbådehavne

5085

5086

5087

5088

5089

5090

Som en del af det danske marine overvågningsprogram for perioden 2021-2026 blev prøver indsamlet til kvantificering af NIS (inkl. kryptogene arter, dvs. arter af ukendt oprindelse) i seks større industrihavne (Esbjerg Havn, Hirtshals Havn, Frederikshavn Havn, Aarhus Havn, Fredericia Havn, Københavns Havn) og tre store lystbådehavne (Esbjerg, Aarhus, Svanemøllen). Prøverne blev indsamlet i 2023.

5091

5092

5093

5094

Overvågningen har til formål at registrere antallet af NIS ved anvendelse af konventionelle (skrabprøver, bundprøver og begroningsplader) og eDNA-baserede (qPCR) overvågningsmetoder fra juni til oktober 2023. Resultaterne vil blive afrapporteret med udgangen af 2024.

5095

13.2 Opdatering af NIS bruttolisten

5096

5097

5098

5099

5100

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

5101

5102

5103

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

5104

14 Sedimentkemi

5105

Signe Høgslund

5106

5107

5108

5109

5110

5111

5112

5113

5114

5115

5116

5117

5118

5119

5120

5121

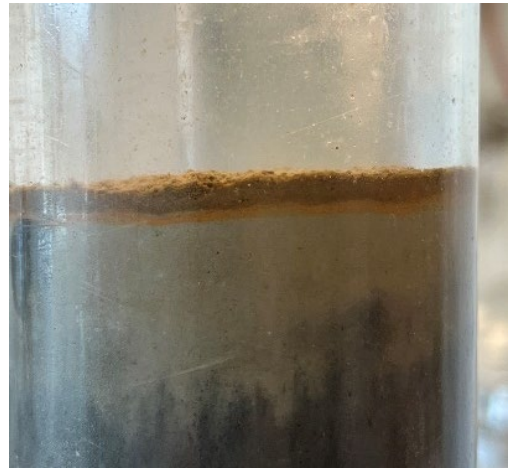
5122

5123

5124

5125

Den bløde havbund, som også kaldes marine sedimenter, er en integreret del af det marine økosystem. Sedimentets store lager af organisk stof og næringsstoffer har en vigtig regulerende funktion i økosystemet. Sedimentet påvirker den sæsonmæssige iltbalance i bundvandet, forekomsten af giftig svovlbrinte og frigivelsen af næringsstoffer til vandsøjlen, som igen påvirker væksten af planteplankton. Desuden udgør sedimentet det fysiske substrat, hvor bundplanter forankres, og hvor bundfaunaen har sit levested. Sedimentets sammensætning og stofomsætning kan derfor påvirke den økologisk tilstand - både i havbunden og i vandsøjlen.



I sedimenter, hvor strømførende kabelbakterier er aktive, ses af og til et rustrødt lag af oxideret jern nær overfladen. Foto: Signe Høgslund.

5126

5127

5128

5129

I overvågningen af marine sedimenter bliver der på hver station målt 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 ti centimeter af sedimentet.

5130

5131

5132

5133

Resultater og analyse af sedimentdata fra den seneste programperiode, der sluttede i 2021, er beskrevet i NOVANA-rapporten 'Marine områder 2021' (Hansen og Høgslund 2023). I dette års rapport gives en kort oversigt over data indsamlet på de otte stationer, der blev besøgt i 2023 (figur 13.1).

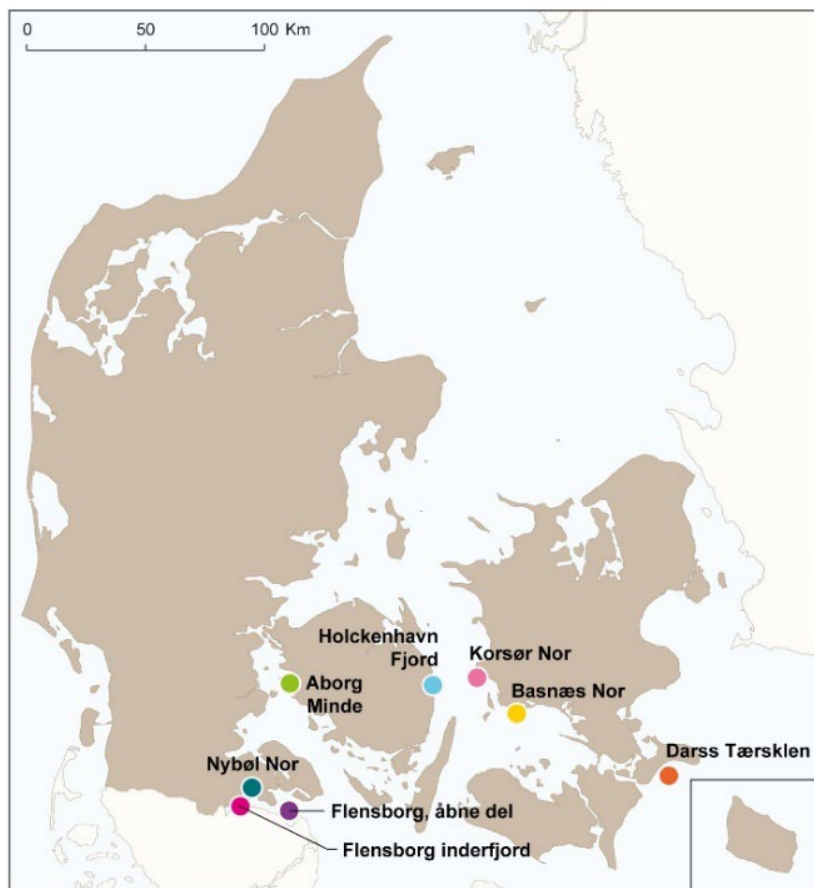
5134

5135

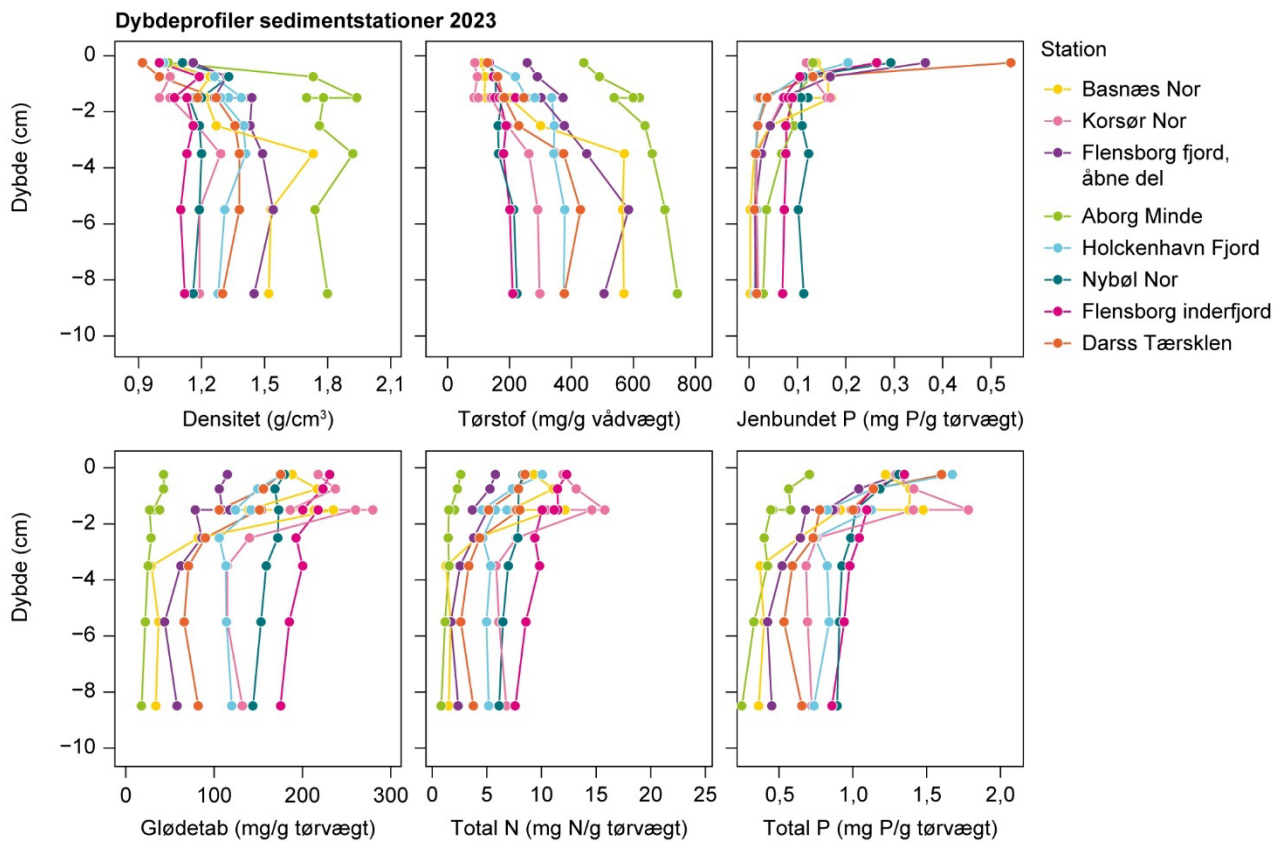
Bestemmelse af sedimentkarakteristika og næringsstofpuljer er foretaget iht. den tekniske anvisning 'Næringsstoffer i sediment' TA nr. M23 (Fossing 2018).

5136

Figur 13.1. Kort over stationer besøgt i 2023.



5137



Figur 13.2. Dybdeprofiler for de otte stationer undersøgt i 2023. Værdierne på Y-aksen angiver afstanden fra sedimentoverfladen. I dybden 1-2 cm er bestemmelserne foretaget i tripliket.

5138
5139
5140
5141
5142

Dybdeprofilerne for de målte parametre på de enkelte stationer er vist i figur 13.2. Hvert punkt angiver værdien for en puljet prøve, hvor sediment fra tre sedimentkerner er blandet og derefter analyseret. Dog er der for dybden 1-2 centimeter foretaget bestemmelser på tre individuelle sedimentkerner, og i denne dybde angiver de tre punkter værdier målt i hver sin kerne.

5143
5144
5145

På de to stationer i Flensborg Fjord er der tidligere foretaget sedimentundersøgelser (både i perioden 1999-2004 og i perioden 2018-2021). De resterende seks stationer er undersøgt for første gang i 2023.

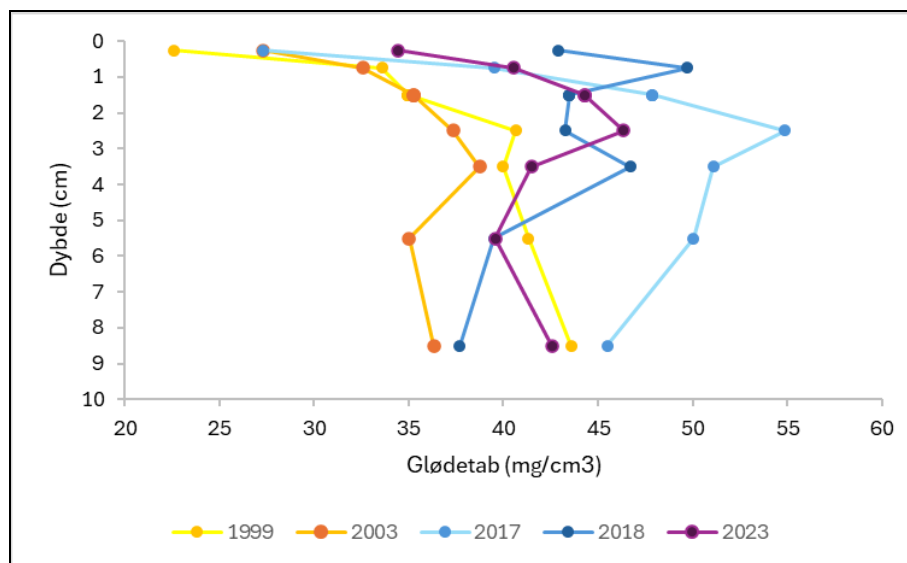
5146
5147
5148

I den indre del af Flensborg Fjord var profilerne sammenlignelige med tidligere målinger, hvor der også blev målt et relativt højt indhold af organisk stof (glødetab), TN og TP.

5149
5150
5151
5152
5153
5154
5155
5156
5157
5158
5159

På stationen i den åbne del af Flensborg Fjord er der en vedvarende tendens til øget tørstofindhold siden første prøvetagning i 1999. Denne tendens er især drevet af en øgning i indholdet af organisk stof (glødetab) på stationen. Opgøres glødetabet pr. volumenenhed, ses en øgning i indholdet af organisk stof i perioden 2017-2023 sammenholdt med perioden 1999-2003, specielt i de øverste 4 cm af sedimentprofilen (figur 13.3). Når den totale mængde kvælstof og fosfor angives i forhold til tørstofindholdet, er der en tendens til, at puljerne bliver mindre med tiden, men hvis N- og P-puljerne opgøres pr. sedimentvolumenen, er der ingen tydelig tidslig udvikling. Der er således tilført organisk stof til stationen, men det har ikke ledt til en øgning i næringsstofindholdet i sedimentet.

Figur 13.3. Tidslig udvikling i indholdet af organisk stof (glødetab) i den åbne del af Flensborg Fjord.



5160
5161

Profilerne på stationerne, der er undersøgt for første gang, ligger inden for de forventede værdier i danske sedimenter.

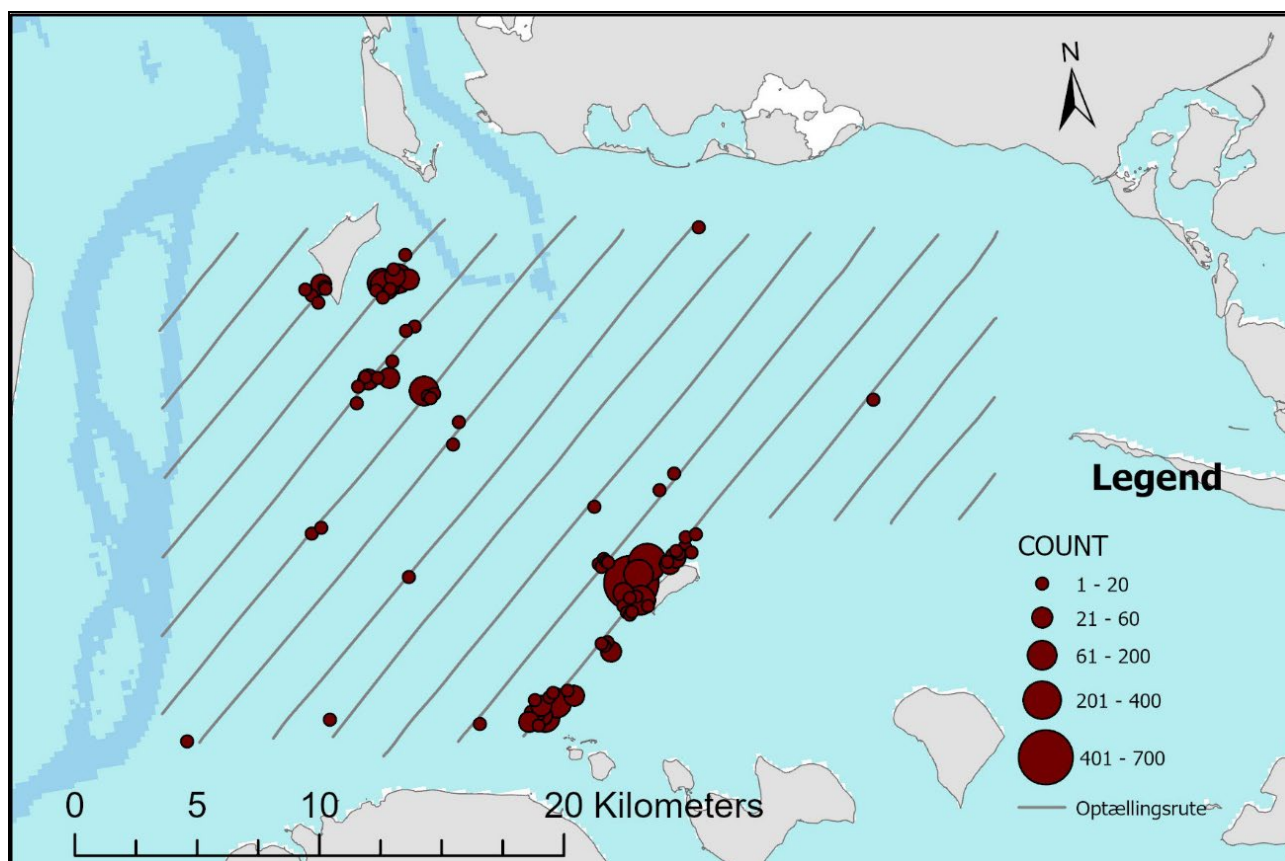
15 Havfugle

Ib Krag Petersen, Ramus Due Nielsen & Jacob Sterup

I 2023 blev der i regi af havstrategidirektivet gennemført optællinger fra fly af fældende havdykænder i tre områder: Sejerøbugten, Omø Stålgrunde og Aalborg Bugt. Alle optællinger blev gennemført efter transektoptællingsmetoden, hvor der blev talt fugle langs foruddefinerede transekter. De indsamlede data kan efterfølgende anvendes til beregning af totale antal for udvalgte arter og disses fordeling i området.

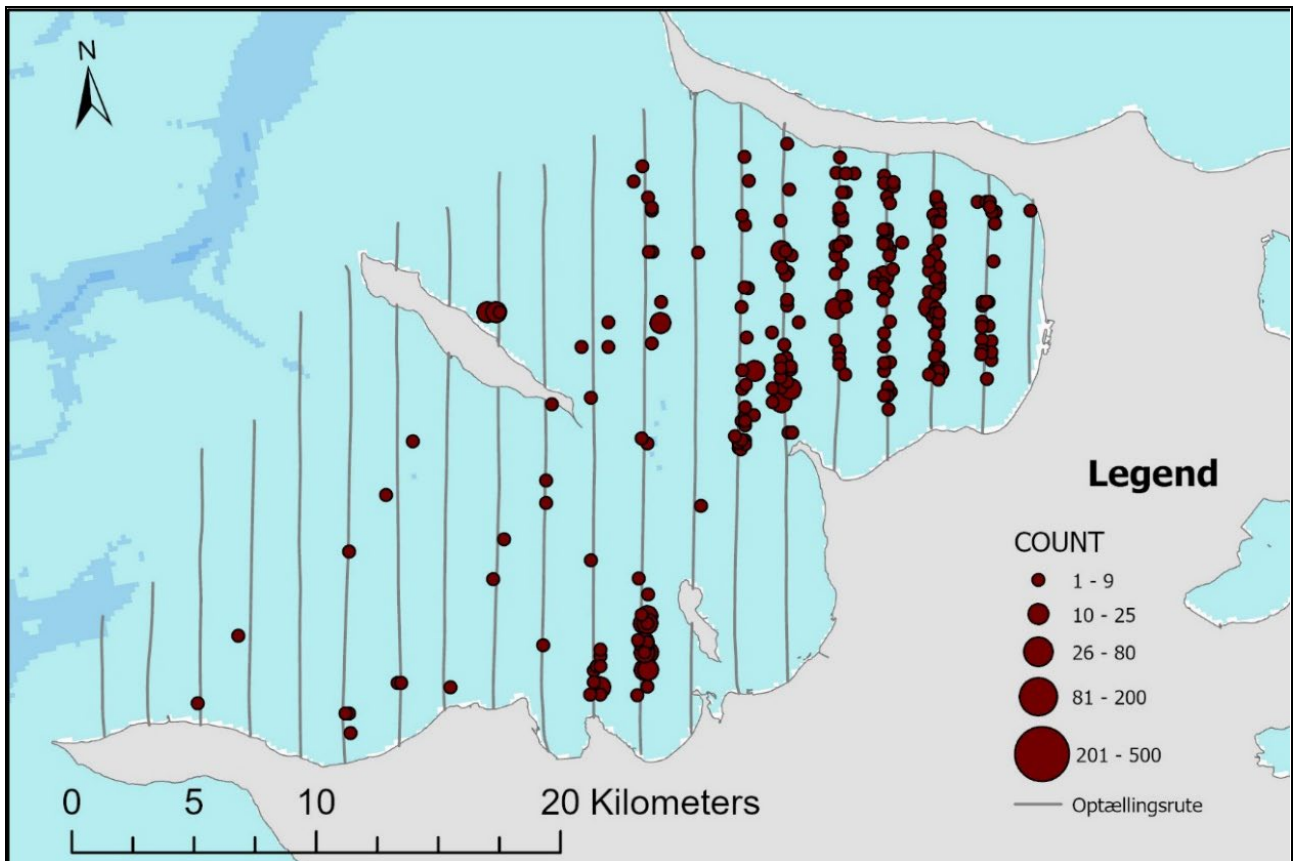
Tællingerne i Sejerøbugten og Smålandsfarvandet blev gennemført d. 11. august, mens Aalborg Bugt blev dækket med to fly d. 18. august. De fløjne transektlinjer kan ses på artskortene fra de respektive områder herunder.

Optællingen på Omø Stålgrunde i Smålandsfarvandet blev domineret af edderfugl (figur 14.1), mens der var et mindre antal af sortand, fløjlsand og gråstrubet lappedykker.



Figur 14.1. Geografisk fordeling af 3.014 observerede edderfugle ved en optælling på Omø Stålgrunde d. 11. august 2023. De optalte transektlinjer er indikeret.

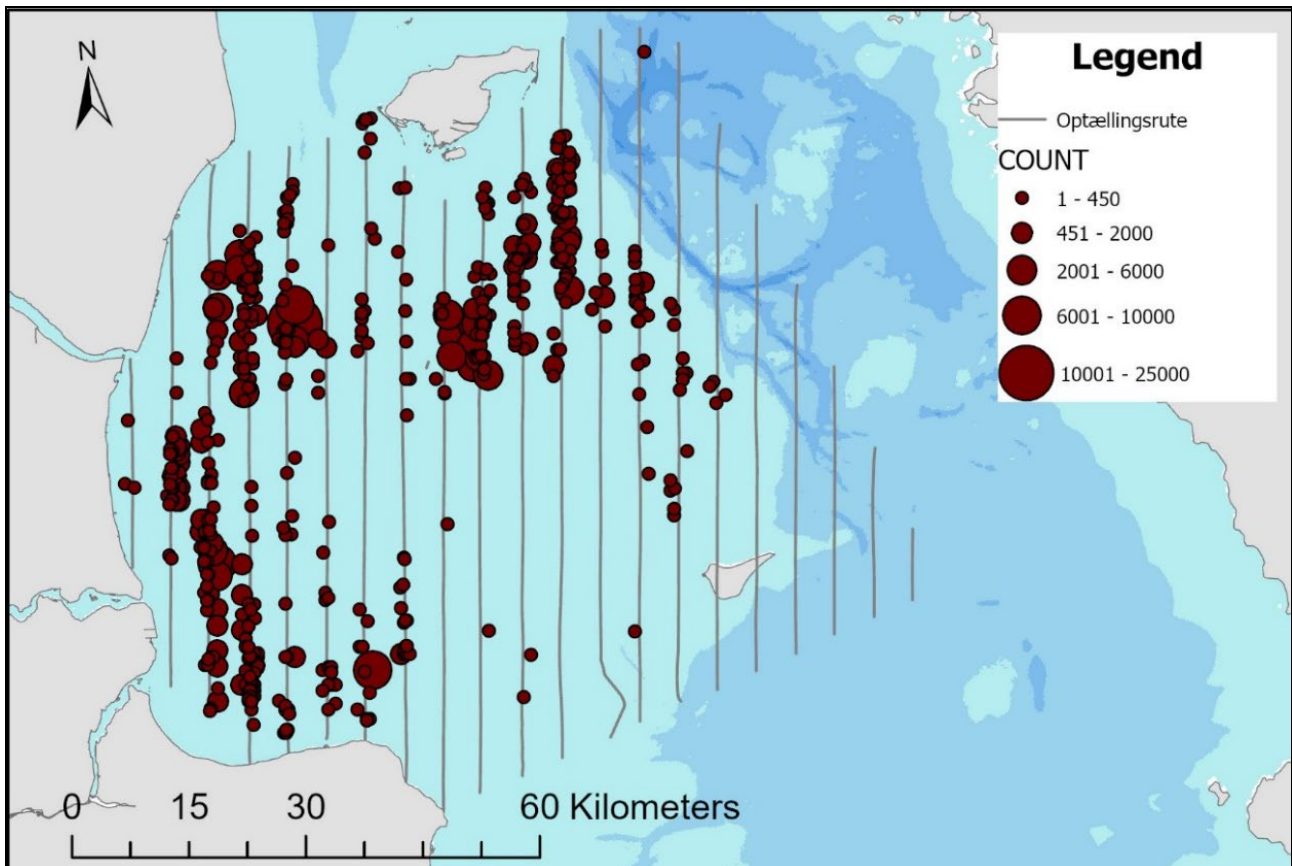
Optællingen i Sejerøbugten blev domineret af de samme arter som på Omø Stålgrunde (figur 14.2).



Figur 14.2. Geografisk fordeling af 950 observerede fløjsænder ved en optælling i Sejerøbugten d. 11. august 2023. De optalte transektlinjer er indikeret.

5178
5179
5180
5181
5182

Optællingen i Aalborg Bugt blev gennemført under nær optimale forhold, hvilket især for sortand betød et meget højt antal registrerede fugle. Antallet af registrerede sorttænder, i alt 213.964, var således det højeste nogensinde på en sensommertælling foretaget med den anvendte metode (figur 14.3). Det totale antal fugle i området er ikke estimeret.



Figur 14.3. Geografisk fordeling af 213.964 observerede sortænder ved en optælling i Aalborg Bugt d. 18. august 2023. De optalte transektlinjer er indikeret

5183

I *Nielsen m.fl. (2023)* er der en mere udførlig gennemgang af tællingerne.

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 brakvandede 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 vejrforholdene.

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 både næringsstoffer og miljøfarlige stoffer fra Danmark og nabolandene til de danske farvande. Hertil kommer påvirkningen fra forskellige aktiviteter på havet bl.a. fiskeri, klapning og råstofudvinding. Desuden påvirker også klimaforandringerne havmiljøet.

Det danske marine 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, samt 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 vidensbaseret forvaltning af det danske havmiljø.

- 5229 **A** 5279
- 5230 **alkalinitet** – er et mål for vandets indhold af basi-5280
5231 ske ioner og dermed dets evne til at neutralisere5281
5232 syre. 5282
- 5233 **ammoniak (NH₃)** – er en gasart, som er letopløse5283
5234 lig i vand. Det er en kemisk forbindelse mellem5284
5235 kvælstof og brint. Ammoniak har en meget kraf5285
5236 tig lugt, som kendes fra salmiakspiritus. 5286
- 5237 **ammonium (NH₄⁺)** – er en kvælstofforbindelse5287
5238 der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium5288
5239 kan uden brug af energi omdannes til gassen5289
5240 ammoniak, NH₃. 5290
- 5241 **analysant** – et stof eller en stofgruppe der analyse5291
5242 res for fx Ni eller PCB'er. 5292
- 5243 **antibegroningsmidler** – er giftige kemiske forbin5293
5244 delser, der tilsættes maling. Maling med antibe5294
5245 groningsmiddel bruges på skibsbunde eller an5295
5246 dre genstande, der skal være længe i vand eller5296
5247 fugtige miljøer for at undgå, at dyr og planter5297
5248 sætter sig på overfladen. 5298
- 5249 **arter** – defineres som en gruppe af organismer der5299
5250 kan parre sig med hinanden og samtidig få af5300
5251 kom, der kan formere sig. 5301
- 5252 **assessment** – engelsk for 'vurdering'. 5302
- 5253 **ASP** – er en forkortelse for den muslingeforgift5303
5254 ning, der fremkalder hukommelsestab eller am5304
5255 nesi. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske5305
5256 betegnelse 'Amnesic Shellfish Poisoning'. 5306
- 5257 **atmosfærisk nedfald** – nedfald af næringsstoffer5307
5258 tungmetaller og andre forurenende stoffer fra5308
5259 luften. 5309
- 5260 5310
- 5261 **B** 5311
- 5262 **BAC** – Background Assessment Criteria - bag5312
5263 grundsvurderingskriterium. OSPAR-værktøj til5313
5264 statistisk vurdering af om koncentrationen af et5314
5265 miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrunds5315
5266 koncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en5316
5267 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforu5317
5268 renet område eller sedimentsøjler dateret til præ5318
5269 industrialiseret tid), eller lav koncentration for5319
5270 organiske stoffer. Til den lave værdi (LC) eller5320
5271 baggrundsværdien (BC) lægges analyseusikker5321
5272 heden for at få et tal at foretage de statiske sam5322
5273 menligninger med. 5323
- 5274 **bioaktivt kvælstof** – kvælstoffraktion, som kan5324
5275 udnyttes af alger til vækst. 5325
- 5276 **biomasse** – vægten af organismer i et bestemt om5326
5277 råde, enten rumfang eller areal. 5327
- 5278 **biota** – organismer, der anvendes til analyser. 5328
- bioturbation** – bunddyrenes aktivitet med at rode
godt og grundigt rundt i den øverste del af hav-
bunden.
- 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 arve-
materiale, som ligger i cellevæsken eller cyto-
plasma, omgivet af en cellemembran. Blågrøn-
alger og bakterier har ikke nogen kerne, og arve-
materialet ligger frit i cytoplasma.
- ciliater** – dyregruppe, der er meget almindelig i
dyreplankton. Nogle ciliater kan udnytte kloro-
plasterne hos de alger, som de spiser. De kan
derfor udføre fotosyntese og fungerer derved li-
gesom 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 uøns-
skede effekter i fisk. Måles vha. EROD-metode.
- D**
- DDT** – pesticid, dichlordiphenyltriklorethan. For-
budt i Nordeuropa, bruges stadig mod malaria-
myg i troperne. Persistent og med mulighed for
lufttransport.
- Delprogram for luft under NOVANA** - det natio-
nale luftkvalitetsovervågningsprogram. Lands-
dækkende 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 Na-
turOvervågning) – understøtter miljømålsloven
og er en væsentlig aktivitet i forbindelse med op-
fyldelse af forpligtigelserne i vandrammedirekti-
vets operationelle overvågning og Natura 2000-
direktivernes behov. I DEVANO indgår 5 del-
programmer for henholdsvis søer, vandløb,
kystvande, grundvand og naturtyper.

5329 **diffuse kilder** – større geografiske områder (åbent5384
5330 land og områder med spredt bebyggelse), hvor5385
5331 fra næringssalte eller miljøfarlige stoffer udva5386
5332 skes til vandområder (se også punktkilder). 5387
5333 **DIN** – opløst uorganisk kvælstof, som indbefatter5388
5334 summen af nitrat, nitrit og ammonium, som kan5389
5335 optages af planter til primærproduktion. 5390
5336 **dinoflagellater** – eller furealger er mikroskopiske5391
5337 alger, tilhører den taksonomiske gruppe Di-5392
5338 nophyceae. Furealger kan groft taget deles i5393
5339 nøgne og pansrede og er alle karakteriseret ved5394
5340 en længdefure og tværfure med hver sin flagel5395
5341 Furealgerne kaldes også panserflagellater, dino-5396
5342 flagellater eller dinophyceer. 5397
5343 **dioxin** – oprindeligt navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodi-5398
5344 benzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende5399
5345 klorerede forbindelser, der typisk opstår i for-5400
5346 bindelse med afbrænding af plasticholdige stof-5401
5347 fer men også naturlige processer. Dioxinerne er5402
5348 måske de mest giftige og bioakkumulerbare for-5403
5349 bindelser man kender, med grænseværdier i fø-5404
5350 devarer i pg g⁻¹ fedt. 5405
5351 **DIP** – opløst uorganisk fosfor, dvs. fosfat, som kan5406
5352 optages af planter til primærproduktion. 5407
5353 **DMU** – Danmarks Miljøundersøgelser (nu Aarhus5408
5354 Universitet). 5409
5355 **DSi** – opløst uorganisk silicium, dvs. silikat, som5410
5356 kiselalger bruger til opbygning af deres kiselskal.5411
5357 **DSP** – er en forkortelse for diarréfremkaldende5412
5358 muslingeforgiftning. Forkortelsen er dannet ud5413
5359 fra den engelske betegnelse 'Diarrhetic Shellfish5414
5360 Poisoning'. 5415
5361 **dyreplankton** – eller planktondyr er små organis-5416
5362 mer i havvand og ferskvand, som kun har lille5417
5363 eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkår-5418
5364 ligt rundt med vandbevægelser. Dyreplankton5419
5365 kaldes også for zooplankton og består blandt an-5420
5366 det af vandlopper og ciliater. 5421
5367 5422
5368 **E** 5423

5369 **EAC** – Ecotoxicological Assessment Criteria. Øko-5424
5370 toksikologisk vurderingskriterium som bruges af5425
5371 OSPAR til vurdering af risikoen for graden af5426
5372 forurening af miljøfarlige stoffer ud fra deres5427
5373 koncentration i miljøet. 5428
5374 **eDNA** – miljøDNA, på engelsk 'environmental5429
5375 DNA' er indsamlet genetisk materiale, som bru-5430
5376 ges til at beskrive tilstedeværelsen af organismer5431
5377 i et område. 5432
5378 **ekstern belastning** – den (næringsstof)transport5433
5379 der foregår til et givet geografisk område fx en5434
5380 fjord. Kan omfatte atmosfærisk nedfald, tilførsler
5381 fra vandløb og punktkilder eller tilførsel fra til-
5382 grænsende vandområder.
5383 **emission** – udslip til luft.

EMEP – *European Monitoring and Evaluation Pro-
gramme er et internationalt forskningsbaseret over-
vågningsprogram, som arbejder under FN konventio-
nen for at begrænse langtrækkende grænseoverskri-
dende luftforurening (LRTAP).*

epifyt – en plante, som vokser på en anden plante
uden at tage næring fra denne. Epifytter er me-
get udbredt i regnskove og i næringsrige vand-
miljøer. I vandmiljøet gror epifytter i form af al-
ger på havgræsser og tang.

EQS – Ecological Quality Standard er et vandkva-
litétskriterium fastsat i EU's vandrammedirektiv.
Overholdelse af EQS-kriterier regnes som opnå-
else af 'god økologisk tilstand', som er målsæt-
ningen for vandrammedirektivet. EQS gælder
generelt for vandfasen, bortset fra 3 stoffer (kvik-
sølv, hexachlorbenzen og hexachlorobutadien),
hvor EQS er fastsat for biota.

ERL – Effect Range Low. US-EPA udviklet kriteri-
um der angiver den nedre grænse for koncentra-
tionen af et miljøfarligt stof, hvor det ikke vurde-
res at udgøre en risiko for uønskede effekter på
miljøet.

EROD – Ethoxyresorufin-O-deethylase er en bio-
markør, 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 blan-
ding, hvor det salte bundvandslag gradvist
blandes op i overfladelaget og dermed driver en
indadgående strømning mens vandet i overfla-
delaget strømmer ud af estuariet.

eutrofiering – at tilføre organisk stof eller nærings-
stoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det
kan være en naturlig proces, men udtrykket br-
uges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af or-
ganisk stof eller kvælstof og fosfor. Kommer af
græsk og betyder 'velnæret'.

F

farvande – store havområder som Kattegat, Store-
bælt, 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 tyde-
liggøre, at der ikke er tale om fjorde og bugter.

fauna – dyr.

5435 **fedt** - indholdet af fedt (lipid) er typisk 1-2 % i5489
5436 muslinger og 20-30 % i fiskelever. Mange organi-5490
5437 ske forureninger opkoncentreres i fedtvæv, fx5491
5438 PCB og dioxin, og ofte angives indholdet af disse5492
5439 stoffer omregnet til fedtbasis. 5493

5440 **flagellater** - er mikroskopiske encellede organis-5494
5441 mer, som lever i vand. De kan bevæge sig vha.5495
5442 en eller flere svingtråde også kaldet flageller. 5496

5443 **flageller** - er en eller flere lange tynde trådlignen-5497
5444 de udvækster hos flagellater, sædceller og andre5498
5445 celler. Flagellerne laver rytmiske bølgeformede5499
5446 bevægelser, der gør cellen i stand til at bevæge5500
5447 sig. Hos fastsiddende former laver flagellen en5501
5448 vandstrøm, som bringer føde hen til cellen. 5502

5449 **flux** - transport af (nærings)stof mellem fx bunden5503
5450 og vandfasen. 5504

5451 **fosfat (PO₄)** - er et vigtigt fosforholdigt nærings-5505
5452 stof og den kemiske form, planter optager deres5506
5453 fosfor i. 5507

5454 **fosfor** - grundstoffet fosfor, som kemisk betegnes5508
5455 P, indgår fx i fosfater (se dette). 5509

5456 **fotosyntese** - den proces, hvorved planter omdan-5510
5457 ner vand og kuldioxid til organisk materiale og5511
5458 ilt ved hjælp af solens energi. 5512

5459 **fytoplankton** - se planktonalger. 5513

5460 **fødekæde** - kæde af organismer, som beskriver5514
5461 hvorledes føden føres gennem økosystemet fra5515
5462 primærproducenterne til de største byttedyr: Ek-5516
5463 sempel fra marint økosystem: alger → ciliater →5517
5464 vandlopper → fisk → sæler. 5518

5465 **fødenet** - beskrivelse af, hvem der spiser hvem i et5519
5466 økosystem. I sin simpleste form en fødekæde.5520
5467 men hyppigst et net, hvor flere grupper af orga-5521
5468 nismer kan spise den samme føde. 5522

5469 5523

5470 **G** 5524

5471 **græsning** - når nogle organismer æder andre orga-5525
5472 nismer. I plankton kaldes de organismer, der5526
5473 spiser, for græssere. 5527

5474 **græsningstryk** - fjernelse af planktonalgebiomasse5528
5475 pr. tidsenhed af græssere. 5529

5476 **gårdbidrag** - den del af landbrugets forurening5530
5477 som skyldes udledninger, udslip eller tab fra5531
5478 gård eller stald (se også markbidrag). 5532

5479 5533

5480 **H** 5534

5481 **Habitatdirektivet** - EU-direktiv fra 1992 der for5535
5482 pligter EU's medlemsstater til at bevare naturty-5536
5483 per og arter, som er af betydning for EU. 5537

5484 **haloklin** - adskillelse af to vandlag grundet forskel5538
5485 i densitet som følge af forskellig saltholdighed. 5539

5486 **HCB** - pesticid, hexaklorbenzen, persistent og med5540
5487 mulighed for lufttransport. 5541

5488 **HCBD** - hexachlorbutadien.

HCH - pesticid, også kaldet lindan, hexaklorcy-
clohexan. Forbudt i Nordeuropa. Persistent og
med mulighed for lufttransport.

hektar - er et flademål. En hektar er 10.000 kva-
dratmeter.

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 medlemssta-
terne 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 vandtempera-
turer og saltholdigheder. I Danmark defineres
koncentrationer under 4 mg O₂ pr. liter som ilt-
svind og koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter
som kraftigt iltsvind. Lave iltkoncentrationer op-
står normalt kun i de bundnære vandlag. Det er
derfor primært dyr og planter, der lever ved og i
bunden, der er udsatte. Når koncentrationen fal-
der under 4 mg O₂ pr. liter, søger de mest føl-
somme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre
aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O₂ pr.
liter flygter de fleste fisk. Hvis det kraftige ilt-
svind fortsætter i længere tid, begynder bunddy-
rene at dø. Det er dog meget forskelligt, hvor føl-
somme dyrene er.

immunforsvar - er en samlet betegnelse for de
forskellige stoffer og specialiserede celler, en or-
ganisme 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 nor-
male køns karakterer. Skyldes hormonforstyrrel-
ser 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 fo-
regår inden for et givent vandlag eller et givent
geografisk område, fx en fjord.

5542	intersex – synlige kønsændringer i alm. strand-	5594	landovervågning – overvågning af næringsstoffab
5543	snegl, hvor hunnens normale køns karakterer	5595	og dyrkningspraksis i repræsentative land-
5544	(pallial ovidukt) omdannes til hanlige karakterer	5596	brugsdominerede oplandsområder.
5545	som prostatakirtel. Skyldes hormonforstyrrelser	5597	lipid – se fedt.
5546	pga. miljøgiften TBT.	5598	
5547	ISI – intersex-indeks er et mål for, hvor fremskre-	5599	M
5548	dent udviklingen af intersex er i alm. strand-	5600	makroalger – store alger, tang.
5549	snegl.	5601	markbidrag – den del af landbrugets forurening,
5550		5602	som skyldes aktiviteter på markerne (se også
5551	K	5603	gårdbidrag).
5552	kiselalger – er mikroskopiske alger, der tilhører	5604	matrice – noget der analyseres i typisk sediment,
5553	den taksonomiske gruppe Bacillariophyceae. Ki-	5605	blåmuslingekød, fiskemuskel eller lever. Matricen
5554	selalgerne er specielle ved at have to skaller af	5606	kan enten være 'frisk', dvs. inklusive det nat-
5555	kisel, der passer sammen som æske og låg. Ki-	5607	urlige vandindhold (VV-basis) eller tørret ved
5556	selalger kaldes også diatomeer.	5608	fjernelse af vandet ved tørring i ovn eller fryse-
5557	klorofyl – kemisk forbindelse, som er nødvendig	5609	tørrer (TS-basis), eller eventuelt baseret på ind-
5558	for fotosyntesen og derfor findes i alle autotrofe	5610	holdet af fedt for dyr eller organisk kulstof for
5559	organismer. Det er klorofylet, der gør lysets	5611	sediment.
5560	energi brugbart for de kemiske processer. Kloro-	5612	medrivning – den blanding der sker på grænsen
5561	fyl er et grønt pigment.	5613	mellem to vandlag (springlaget), når de to vand-
5562	klorofyl a – et plantepigment (kemisk forbindelse)	5614	lag strømmer i forskellig retning eller med for-
5563	som er nødvendig for fotosyntese.	5615	skellig hastighed.
5564	kloroplaster – organel hos fototrofe eukaryote	5616	metabolisme – stofskifte. Summen af alle kemiske
5565	organismer. Det indeholder fotosynteseapparatet	5617	processer der foregår i en organisme.
5566	med klorofyl og andre pigmenter.	5618	mg – forkortelse for milligram, dvs. 1/1.000 g.
5567	konfidensinterval – den statistiske usikkerhed ved	5619	mg/kg = mg kg ⁻¹ – også kaldet ppm (parts per mil-
5568	en talstørrelse. Stor usikkerhed medfører brede	5620	lion) eller µg/g; angiver antallet af mg af en ana-
5569	intervaller, og lille usikkerhed medfører smalle	5621	lytant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller
5570	intervaller.	5622	sediment). kg kan erstattes af l for målinger i
5571	kongener – stoffer med sammenlignelig struktur	5623	vand, mg l ⁻¹ .
5572	og kemiske egenskaber.	5624	µg – forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.
5573	korrelation – et mål mellem -1 og 1 for den lineære	5625	µg/kg = µg kg ⁻¹ – også kaldet ppb (parts per billi-
5574	sammenhæng mellem to variable. Positive vær-	5626	on) eller ng/g; angiver antallet af µg af en ana-
5575	dier angiver en positiv sammenhæng, og negati-	5627	lytant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller se-
5576	ve værdier angiver en negativ sammenhæng.	5628	diment). kg kan erstattes af l for målinger i vand,
5577	kvartil – en fjerdedel af et datasæt. For eksempel er	5629	µg l ⁻¹ .
5578	den nedre kvartil den mindste observation, hvor	5630	ml – forkortelse for milliliter, dvs. 1/1.000 l.
5579	alle de observationer der er mindre end den, ud-	5631	µl – forkortelse for mikroliter, dvs. 1/1.000.000 l.
5580	gør mindst en fjerdedel af datasættet.	5632	miljøfarlige stoffer – er stoffer, som er giftige for
5581	kvælstof (N) – er et grundstof. Det kaldes også	5633	levende organismer. De fleste af stofferne er
5582	nitrogen. Omkring 80 % af atmosfæren består af	5634	svære at nedbryde i miljøet. De miljøfarlige stof-
5583	kvælstof. Kvælstof er en væsentlig del af protei-	5635	fer kaldes også miljøskadelige eller miljøfrem-
5584	ner og er derfor livsnødvendig for alle levende	5636	mede stoffer.
5585	organismer. Kvælstof indgår fx i nitrat og am-	5637	miljøfremmede stoffer – anvendes om stoffer, der
5586	monium.	5638	er industrielt produceret og som ikke forekom-
5587	kvælstofdeposition – proces hvormed atmosfæri-	5639	mer naturligt i miljøet. Anvendes ofte som
5588	ske kvælstofpartikler aflægges via nedbør eller	5640	'slang' for organiske forureninger, også PAH og
5589	vind i havet eller på land. Se også tørdeposition	5641	dioxiner, der kan forekomme ved naturlige pro-
5590	og våddeposition.	5642	cesser som fx skovbrande. Inkluderer IKKE me-
5591		5643	taller. Se også miljøfarlige stoffer.
5592	L	5644	miljøkvalitetskrav – konkrete miljøkrav for til-
5593	lagdeling – se skilleflade.	5645	standen i et vandområde opstillet af myndighe-
		5646	der. Typiske kvalitetskrav er koncentrations-
		5647	grænser for miljøfremmede stoffer i sediment el-
		5648	ler organismer.

5649	mixotrof – betegnelse for ernæring både ved foto-	5701	opportunistisk art – er en art, hvis levevis er til-
5650	syntese og optagelse af andre organismer.	5702	passet omskiftelige forhold med en hurtig vækst
5651	monitering – samlebetegnelse, der dækker over	5703	og en hurtig reproduktionsrespons.
5652	tilsyns- og overvågningsaktiviteter, se også ‘til-	5704	OSPAR – Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde
5653	syn’ og ‘overvågning’.	5705	om Nordsøens havmiljø (www.ospar.org).
5654		5706	organisk – organiske forbindelser er forbindelser,
5655	N	5707	der indeholder grundstoffet kulstof. Undtaget er
5656	N – se kvælstof.	5708	dog karbonater og kulilte. Tidligere blev beteg-
5657	Nationalt program for overvågning af vandmiljø	5709	nelsen organisk stof anvendt om stof, som
5658	et – se NOVA-2003.	5710	stammede fra levende væsner.
5659	ng – forkortelse for nanogram, dvs.	5711	organisme – et levende væsen; det kan være et dyr
5660	1/1.000.000.000 g (10^{-9} g).	5712	eller en plante.
5661	ng/kg = ng kg^{-1} – også kaldet ppt (parts per trilli-	5713	overvågning – en betegnelse for en samlet proces,
5662	on) eller pg/g; angiver antallet af ng af en analy-	5714	der indbefatter prøvetagning (monitering) og
5663	sant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller se-	5715	vurdering (assessment) med det formål at kunne
5664	diment). kg kan erstattes af l for målinger i vand,	5716	vurdere fx miljøtilstanden.
5665	ng l^{-1} .	5717	oxidativ nedbrydning – kemisk opdeling af sam-
5666	NIS – ikke-hjemmehørende arter, på engelsk non-	5718	mensatte stoffer til deres bestanddele ved hjælp
5667	indigenous species (NIS), er arter, der forekom-	5719	af en elektronoverførsel fra fx ilt og frigørelse af
5668	mer uden for deres naturlige udbredelsesområ-	5720	energi.
5669	de.	5721	
5670	nitrat (NO₃) – er et vigtigt kvælstofholdigt næ-	5722	P
5671	ringsstof og den kemiske form, planter optager	5723	PAH – polycykliske aromatiske hydrocarboner er
5672	det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af	5724	tjærestoffer fra bl.a. forbrændingsprocesser og
5673	salpetersyre.	5725	oliespild.
5674	nl – forkortelse for nanoliter, dvs. 1/1.000.000.000	5726	PCB – polychlorerede biphenyler, kemisk stof-
5675	(10^{-9} l).	5727	gruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved
5676	nonylphenol – vaskeaktivt stof, der kan holde det	5728	afbrænding af plast i saltholdige miljøer. An-
5677	fangede snavs i vandfasen.	5729	vendtes desuden tidligere i kondensatorer.
5678	normalisator – en parameter, der kan anvendes til	5730	Sammensætning af de enkelte PCB-forbindelser
5679	at forudsige det ‘naturlige’ indhold af analysan-	5731	kaldes congen-mønster og kan afspejle forure-
5680	ter.	5732	ningskilden.
5681	normalisering – at omregne værdier mod en fy-	5733	P – se fosfor.
5682	sisk/kemisk størrelse, der kan anvendes som ud-	5734	pelagisk – ‘pelag’ betyder det åbne hav. Dyr, der
5683	tryk for et ‘naturlig’/‘normalt’ niveau for ud-	5735	lever i de fri vandmasser og ikke kommer ned på
5684	gangsstoffet.	5736	bunden, lever pelagisk.
5685	NOVA-2003 – er en forkortelse af ‘Det Nationale	5737	pg – forkortelse for pikogram, dvs.
5686	Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-	5738	1/1.000.000.000.000 g (10^{-12} g).
5687	2003’. NOVA-2003 afløser Vandmiljøplanens	5739	pigmenter – farvestoffer. I organismer, der udfører
5688	Overvågningsprogram, se dette.	5740	fotosyntese, er det pigmenter, der fanger lysets
5689	NPO – en betegnelse for kvælstof (N), fosfor (P) og	5741	energi. Pigmenterne giver planktonalgerne deres
5690	organisk stof (o).	5742	farve. Det vigtigste pigment er klorofyl.
5691	næringsalte – se næringsstoffer.	5743	pl – forkortelse for pikoliter, dvs.
5692	næringsstoffer – er stoffer, som er nødvendige for,	5744	1/1.000.000.000.000 l (10^{-12} l).
5693	at levende organismer kan opretholde deres livs-	5745	plankton – de organismer, der svæver rundt i
5694	funktioner. I miljøsammenhæng taler man oftest	5746	vandet i havet, søer eller vandløb. Plankton ind-
5695	om planternes næringsstoffer. Her er kvælstof-	5747	deles i planteplankton eller dyreplankton.
5696	og fosforforbindelser de vigtigste.	5748	planktonalger – eller algeplankton er mikroskopi-
5697		5749	ske og ofte encellede organismer i havvand og
5698	O	5750	ferskvand, som kun har lille eller ingen svøm-
5699	oligotrofiering – den modsatte proces af eutrofie	5751	mekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med
5700	ring, dvs. at et miljø bliver mere næringsfattigt.	5752	vandets bevægelser. Planktonalger kaldes også
		5753	for fytoplankton.
		5754	planteplankton – se planktonalger.

5755 **population** – samling af organismer af samme art,5806
5756 som lever sammen. 5807
5757 **primærproduktion** – opbygning af organisk stof,5808
5758 vha. fotosyntese. 5809
5759 **punktkilder** – en betegnelse, der her dækker over,5810
5760 udledninger i et punkt. Kildetyperne omfatter,5811
5761 renseanlæg, industrier, regnvandsoverløb, fersk-,5812
5762 vandsdambrug, udledninger fra saltvandsbase,5813
5763 ret fiskeopdræt (havbrug og saltvandsdambrug). 5814
5764 5815
5765 **R** 5816

5766 **redoksforhold** – hvor iltet sedimentet er. 5817
5767 **reduktionsmålsætning** – målsætningerne i Vand-,5818
5768 miljøplan I og II med hensyn til reduktion af ud-,5819
5769 ledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor be-,5820
5770 tegnes 'reduktionsmålsætninger'. 5821
5771 **repræsentative områder** – NOVA 2003-,5822
5772 terminologi, som dækker over 34 kystområder,5823
5773 jævnt fordelt ud over de forskellige danske far-,5824
5774 vandsområder. Overvågningsaktiviteterne fokuserer,5825
5775 serer først og fremmest på eutrofiering. 5826
5776 **respiration** – ånding. 5827
5777 **resuspension** – havbundens opblanding i vandet,5828
5778 som følge af, at havbunden bliver rodet rundt af,5829
5779 bølgepåvirkning eller en stærk vandstrøm hen-,5830
5780 over bunden. 5831
5781 5832
5782 **S** 5833

5783 **salinitet** – se saltholdighed. 5834
5784 **saltholdighed** – mængden af salte i vandet. Ofte,5835
5785 angivet som gram salt pr. kilo vand = saltpromil-,5836
5786 le (‰). I havvand er natriumklorid det salt, der,5837
5787 findes i størst mængde og derfor også det salt,5838
5788 som stort set bestemmer saltholdigheden. Natri-,5839
5789 umklorid er også det vigtigste salt i køkkensalt. 5840
5790 **sediment** – havbundsmateriale dannet ved sedi-,5841
5791 mentation, dvs. mere eller mindre permanent af-,5842
5792 lejring af materiale, som er faldet ned på hav-,5843
5793 bunden. 5844
5794 **signifikans** – er et udtryk for graden af væsentlig-,5845
5795 hed i en sammenhæng. Signifikans for en sam-,5846
5796 menhæng udtrykkes ved, at sandsynligheden for,5847
5797 ingen sammenhæng er meget lille (oftest < 5 %). 5848
5798 **sigtdybde** – mål for vandets klarhed. 5849
5799 **skilleflade** – eller springlag – er en vandret grænse,5850
5800 mellem to vandmasser med forskellig vægtfylde,5851
5801 Skillefladen dannes typisk på grund af forskelle i,5852
5802 temperatur eller saltholdighed. 5853
5803 **SMHI** – Sveriges meteorologiska och hydrologiska,5854
5804 institut. 5855
5805 **springlag** – se skilleflade. 5856
5857

standard error (eller spredning på dansk) – et mål
for variationen på en stokastisk variabel, som es-
timeres ved standardafvigelsen. Spredning og
standardafvigelse forveksles ofte i den videnska-
belige litteratur. Betegnelsen spredning forud-
sætter 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 ski-
be.
termoklin – adskillelse af to vandlag grundet for-
skel i densitet som følge af forskellig temperatur.
tilsyn – den overvågning, som kommuner og sta-
ten udfører i medfør af Miljøbeskyttelsesloven
eller Planloven.
TN – total kvælstof, som indbefatter DIN og orga-
nisk bundet kvælstof.
total oplukning – en oplukningsmetode, der in-
kluderer 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), cadmi-
um (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 dan-
ner derfor en slags tærskel til et dybere bassin
længere inde i fjorden. En tærskelfjord kan lette-
re blive udsat for iltsvind, da tærsklen medfører
en reduceret udskiftning af bundvandet i fjor-
den.
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.

5858 **V**

5859 **vandlopper** - er små krebsdyr, typisk 0,5-4 mm
5860 lange, der lever i de frie vandmasser, på bunden
5861 eller som parasitter. Deres navn skyldes, at de
5862 ofte svømmer i små hop ved at bevæge deres
5863 lange antenner. Vandlopper kaldes også
5864 copepoder.

5865 **Vandmiljøplan I** - plan vedtaget af Folketinget i
5866 1987 med formålet at reducere udledningerne af
5867 kvælstof og fosfor med hhv. 50 og 80 %.

5868 **Vandmiljøplan II** - opfølgning på Vandmiljøplan
5869 I med fokus på yderligere virkemidler til be-
5870 grænsning af kvælstofudvaskning fra dyrkede
5871 arealer.

5872 **Vandmiljøplan III** - opfølgning på Vandmiljøplan
5873 I og II med fokus på fosfor fra dyrkede arealer.
5874 Landbrugets fosforoverskud skal halveres og
5875 kvælstofudvaskningen reduceres med yderligere
5876 13 % frem til 2015.

5877 **Vandmiljøplanens overvågningsprogram** - ved
5878 Vandmiljøplan I's vedtagelse i 1987 blev der
5879 etableret et landsdækkende overvågningspro-
5880 gram. Programmet blev i 1998 afløst af det nati-
5881 onale program for overvågning af vandmiljøet
5882 1998-2003 (se under NOVA-2003).

5883 **VDSI** - Vas deferens sekvens indeks er et mål for,
5884 hvor fremskredent udviklingen af imposex er i
5885 konksnegle. Vas deferens betyder sædleder.

5886 **VV** - vådvægtsbasis.

5887 **våddeposition** - nedfald af stof fra atmosfæren i
5888 regnvejr (se også tørdeposition).

5889

5890 **Z**

5891 **zooplankton** - se dyreplankton.

5892

5893 **Å**

5894 **ålegræs** (*Zostera marina*) - en blomsterplante, som
5895 lever under vandet langs hovedparten af de dan-
5896 ske kyster

Referenceliste

- 5898 Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A.,
5899 Feuerpfel, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Ro-
5900 leda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F. & Wie-
5901 se, J. 2008: The genus *Laminaria sensu lato*: recent insights and developments.
5902 European Journal of Phycology 43(1): 1-86.
- 5903 Beca-Carretero, P., Olesen, B., Marbà, N. & Krause-Jensen, D. 2018: Response
5904 to experimental warming in northern eelgrass populations: comparison
5905 across a range of temperature adaptations. Marine Ecology Progress Series
5906 589: 59-72.
- 5907 Bendtsen, J. & Hansen, J.L.S. 2013: A model of life cycle, connectivity and
5908 population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea-Baltic
5909 Sea transition zone. Ecological Modelling 267: 54-65.
- 5910 Bodewes, R., Bestebroer, T.M., van der Vries, E., Verhagen, J.H., Herfst, S.,
5911 Koopmans, M.P., Fouchier, R.A.M., Pfankuche, V. M., Wohlsein, P., Siebert,
5912 U., Baumgärtner, W. & Osterhaus, A.D.M.E. 2015: Avian influenza A
5913 (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. Emerging Infec-
5914 tious Diseases 21: 4.
5915 <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675>.
- 5916 Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the
5917 ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and
5918 coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.
- 5919 Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Ro-
5920 driguez, J.G. & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic
5921 ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to
5922 the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55: 42-
5923 52.
- 5924 Borja, A., Marin, S.L., Muxika, I., Pino, L. & Rodriguez, J.G. 2015: Is there a possi-
5925 bility of ranking benthic quality indices to select the most responsive to different
5926 human pressures. Marine Pollution Bulletin 97: 85-94.
- 5927 Bruhn, A., Flindt, M.R., Hasler, B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Maar,
5928 M., Petersen, J.K. & Timmermann, K. 2020: Marine virkemidler – beskrivelse
5929 af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet,
5930 DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. - Videnskabelig rapport nr.
5931 368 <https://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf>.
- 5932 Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmus-
5933 sen, M.B. & Windelin, A. 2022: Ålegræs og anden vegetation på kystnær
5934 blød bund. Teknisk anvisning nr. M18 fra DCE – Nationalt Center for Miljø
5935 og Energi, Aarhus Universitet. 28 s.
- 5936 Carr, J., D’Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bi-
5937 stability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks
5938 with sediment resuspension and light attenuation. - Journal of Geophysical
5939 Research 115: G03011.

- 5940 <https://doi.org/10.1029/2009JG001103>.
- 5941 Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 2008: Macroalgae
5942 and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal wa-
5943 ters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90
5944 pp. - NERI Technical Report No. 683.
- 5945 Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Josefson, A. 2014: Development and test-
5946 ing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and ben-
5947 thic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre
5948 for Environment and Energy, 85 pp. - Scientific Report from DCE – Danish
5949 Centre for Environment and Energy No. 93.
- 5950 Christensen, J.P.A., Knudsen-Leerbeck, H., Erichsen, A. & Timmermann, K.
5951 2020: Kortlægning af marine vandområders fosforfølsomhed.
- 5952 Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt
5953 på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rap-
5954 port fra DMU nr. 526. 16 s.
- 5955 Dahl, K. & Carstensen, J. 2008: Tools to assess conservation status on open
5956 water reefs in Nature-2000 areas. National Environmental Research Institute,
5957 University of Aarhus. NERI Technical Report No. 663. 25 pp.
- 5958 Dahl, K., Göke, C., Lundsteen, S., Carstensen, J., Al-Hamdani, Z., Leth, J.O.,
5959 Havesteen, C.W. & von Qualen, S. 2011: Seabed and habitat mapping in the
5960 Hatter Barn area - a high-risk area for shipping in the Danish Straits.
5961 BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. 54 pp. - BaltSeaPlan Report, no. 27.
5962 [https://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-](https://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed)
5963 [Publications;809/1#seabed](https://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed).
- 5964 Dahl, K., Andersen, H.B., Norden, O. G., Göke, C. & Tonetta, D. 2020:
5965 Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. 180 udg. Aarhus
5966 University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 2020. 60 s.
- 5967 de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà N., Duarte, C. M.,
5968 van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Jan-
5969 kowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G.,
5970 Ruiz, J.M., Cabaço, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Moy, F.E., Muñoz-Ramos Trayter,
5971 G., Seglar Arañó, X., de Jong, D.J., Fernández-Torquemada, Y., Auby, I., Ver-
5972 gara, J.J. & Santos, R. 2019: Recent trend reversal for declining European
5973 seagrass meadows. *Nature Communications* 10: 3356.
5974 <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>.
- 5975 Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F.F., Schack, H.,
5976 Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. 2015: Marine mammals –
5977 Investigations and preparation of environmental impact assessment for
5978 Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 pp.
- 5979 Direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008. Havstrategirammedirektivet.
- 5980 Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T.S., Olsen, Y.S., Steckbauer, A., Rama-
5981 jo, L., Carstensen, J., Trotter, J.A. & McCulloch, M. 2013: Is Ocean Acidifica-
5982 tion an Open-Ocean Syndrome? Understanding the drivers and impacts of
5983 pH variability in the coastal ocean. *Estuaries and Coasts* 36: 221-236.

- 5984 Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. 2013:
5985 The role of coastal plant communities for climate change mitigation and ad-
5986 aptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961-968.
- 5987 [Duarte, C.M.](#), Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.L., Castilla, J.C., Gattuso, J.P.,
5988 Fulweiler, R.W., Hughes, T.P., Knowlton, N., Lovelock, C.E., Lotze, H.K.,
5989 Predragovic, M., Poloczanska, E., Roberts, C. & Worm, B. 2020: [Rebuilding](#)
5990 [marine life](#). *Nature* 580: 39-51. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7>
- 5991 Dyndo, M., Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L. & Madsen, P.T. 2015:
5992 Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Sci.*
5993 *Rep.* 5, 11083, doi.org/10.1038/srep11083
- 5994 Elmegaard, S.L., Teilmann, J., Rojano-Donate, L., Brennecke, D., Mikkelsen,
5995 L., Balle, J.D., Gosewinkel, U., Kyhn, L. A., Tonnesen, P., Wahlberg, M., Rus-
5996 ser, A., Siebert, U. & Madsen, P.T. 2023: Wild harbour porpoises startle and
5997 flee at low received levels from acoustic harassment device. *Sci. Rep.* 13,
5998 16691, doi.org/10.1038/s41598-023-43453-8
- 5999 Erftemeijer, P.L.A. & Lewis, R.R.R. 2006: Environmental impacts of dredging
6000 on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1553-1572.
6001 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.006>.
- 6002 Erichsen A. C., Timmermann K., Christensen J. P. A., Kaas, H., Markager, S.
6003 & Møhlenberg, F. 2017: Development of models and methods to support the
6004 Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus
6005 University, Department of Bioscience and DHI, 191 pp.
- 6006 Erichsen. A.C., Closter, R.M., Hansen, J.W., Carstensen, J., Timmermann K.,
6007 Christensen J.H. & Tornbjerg, H. 2019: Modelanalyser og hydrografisk rap-
6008 portering. Afsluttende rapport. DHI. 59 pp.
- 6009 Erichsen, A. C., K. Timmermann, T. C. Larsen, J. Christensen, S. E. Bardram
6010 Nielsen & S. Markager 2021: Application of the Danish EPA's Marine Model
6011 Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin
6012 Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2e - Land-based nutri-
6013 ent scenarios (additional Wadden Sea P reductions). Technical Note, DHI.
6014 DTU og Aarhus Universitet.
- 6015 Fietz, K., Galatius, A., Frie, A.K., Teilmann, J., Dietz, R., Jensen, L.F., Graves,
6016 J.A., Hall, A., McConnell, B., Gilbert, M.T.P. & Olsen, M.T. 2016: Fall and rise
6017 -of grey seal (*Halichoerus grypus*) populations in northern Europe - genetic
6018 and demographic consequences of local extinctions and re-colonizations.
6019 *Molecular Ecology* 25: 4097-4112.
- 6020 Flindt, M.R., Steinfurth, R.C., Banke, T.L., Lees, M.K., Svane, N. & Canal-
6021 Vergés, P. 2024: Human Impacts, Environmental Disturbances, and Restora-
6022 tion of Seagrasses. In: Baird, Daniel and Elliott, Michael (eds.) *Treatise on Es-*
6023 *tuarine and Coastal Science, 2nd Edition*, vol. 6, pp. 512-548. Oxford: Elsevier.
6024
- 6025 Flindt, M.R., Steinfurth, R.C., Banke, T.L., Lees, M.K., Svane, N. & Canal-
6026 Vergés, P. (2024.) Human Impacts, Environmental Disturbances, and Resto-
6027 ration of Seagrasses. In: Baird, Daniel and Elliott,
6028 Michael (eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science, 2nd Edition*, vol. 6, pp.
6029 512-548. Oxford: Elsevier.
6030

- 6031 Folegot, T., Clorennec, D., Chavanne, R. & Gallou, R. 2016: Mapping ambient
6032 noise for BIAS. Quiet-Oceans technical report QO.20130203.01.RAP.001.01B,
6033 Brest, France.
- 6034 Fossing, H. & Hansen, J.W. 2018: Vandkemi. Teknisk anvisning nr. M02 fra
6035 DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 15 s.
- 6036 Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A.,
6037 Pawliczka, I., Olsen, M. T. & Dietz, R. 2020: Grey seal *Halichoerus*
6038 *grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat.
6039 *Wildlife Biology* 2020(4). <https://doi.org/10.2981/wlb.00711>.
- 6040 Galatius, A., Brasseur, S., Hamm, T., Jeß, A., Meise, K., Meyer, J., Schop, J.,
6041 Siebert, U., Stejskal, O., Teilmann, J. & Thøstesen C.B. 2023: Suroey Results of
6042 Harbour Seals in the Wadden Sea in 2023. Common Wadden Sea Secretariat, Wil-
6043 helmshaven, Germany. [https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/-](https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/-Harbour_Seal_Report_2023.pdf)
6044 [Harbour_Seal_Report_2023.pdf](https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/-Harbour_Seal_Report_2023.pdf)
- 6045 Galatius, A., Olsen, M.T., Dietz, R. & Teilmann, J. 2024: Recolonisation of for-
6046 mer habitat by harbour seals in southern Denmark despite intensive anthro-
6047 pogenic activity. *Journal of the Marine Biological Association of the United*
6048 *Kingdom*.
- 6049 Gattuso, J.P., Magnan, A.K., Bopp, L., Cheung, W.W., Duarte, C.M., Hinkel,
6050 J., Mcleod, E., Micheli, F., Oschlies, A., Williamson, P. and Billé, R. 2018.
6051 Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosys-
6052 tems. *Frontiers in Marine Science*, 337.
- 6053 Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N., Araújo, H., Blanchard, A.,
6054 Carlström, J., Eira, C., Dorémus, G., Fernández-Maldonado, C., Geelhoed, S.
6055 C. V., Kyhn, L., Laran, S., Nachtsheim, D., Panigada, S., Pigeault, R., Sequei-
6056 ra, M., Sveegaard, S., Taylor, N. L., Owen, K., Saavedra, C., Vázquez-
6057 Bonales, J. A., Unger, B. & Hammond, P. S. 2023: Estimates of cetacean
6058 abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV
6059 aerial and shipboard surveys. Final report published September 2023.
- 6060 Hammer, K.J., Borum, J., Hasler-Sheetal, H., Shields, E.C., Sand-Jensen, K. &
6061 Moore, K.A. 2018: High temperatures cause reduced growth, plant death
6062 and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress*
6063 *Series* 604: 121-132.
- 6064 Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K.A., Karczmarski, L.,
6065 Kasuya, T., Perrin, W., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., & Wilson, B. 2016:
6066 *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threat-
6067 ened Species 2016: e.T17031A98831650. Downloaded on 08 November 2016.
- 6068 Hammond, P., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Mac-
6069 leod, K., Ridoux, V., Santos, M. & Scheidat, M. 2021: Estimates of cetacean
6070 abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III
6071 aerial and shipboard surveys (revised version).
- 6072 Hansen, J.W. & Høgslund S. (red.) 2021: Marine områder 2019. NOVANA.
6073 Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 174 s. - Vi-
6074 denskabelig rapport fra DCE nr. 418.
6075 <https://dce2.au.dk/pub/SR418.pdf>.

- 6076 Hansen, J.W. & Høgslund, S. (red.) 2021: Marine områder 2020. NOVANA.
6077 Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 194 s. -
6078 Videnskabelig rapport fra DCE nr. 475.
6079 <https://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf>.
- 6080 Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2023. Marine områder 2021. NOVANA.
6081 Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 220 s. - Vi-
6082 denskabelig rapport fra DCE nr. 529.
6083 <https://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf>.
- 6084 Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2024. Marine områder 2022. NOVANA.
6085 Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 184 s. - Vi-
6086 denskabelig rapport fra DCE nr. 592.
- 6087 Hansen, J.L.S & Josefson, A. 2005: Biodiversitet på sedimentbunden i de indre
6088 danske farvande. - I: Ærtebjerg m.fl. 2005: Marine områder 2004 - Tilstand og
6089 udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgel-
6090 ser. 94 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 551, s. 57-62.
- 6091 Hansen, J.L.S., Dinesen, G., Bastardie, F. & Eigaard, O.R. 2016: Notat om
6092 effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre
6093 danske farvande. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø
- 6094 Hansen, J.W. & Rytter, D. 2023A: Iltsvind i danske farvande 1. juli - 23. au-
6095 gust 2023. Rådgivningsnotat nr. 36 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og
6096 Energi, Aarhus Universitet. 24 s.
- 6097 Hansen, J.W. & Rytter, D. 2023B: Iltsvind i danske farvande i 24. august - 21.
6098 september 2023. Rådgivningsnotat nr. 44 fra DCE - Nationalt Center for Mil-
6099 jø og Energi, Aarhus Universitet. 23 s.
- 6100 Hansen, J.W. & Rytter, D 2023C: Iltsvind i danske farvande i 22. september -
6101 26. oktober 2023. Rådgivningsnotat nr. 52 fra DCE - Nationalt Center for Mil-
6102 jø og Energi, Aarhus Universitet. 25 s.
- 6103 Hansen, J.W. & Rytter, D. 2023D: Iltsvind i danske farvande i 27. oktober -
6104 22. november 2023. Rådgivningsnotat nr. 57 fra DCE - Nationalt Center for
6105 Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 19 s.
- 6106 HELCOM 2003: The 2002 oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea
6107 and Western Baltic. HELCOM. Baltic Sea Environmental Proceedings no. 90. 64 s.
- 6108 HELCOM 2018: HELCOM Guidelines for monitoring continuous noise.
6109 (HELCOM secretariat, Helsinki), p. 9.
- 6110 HELCOM 2023a: Continuous low frequency anthropogenic sound.
6111 [HELCOM core indicator report], Helsinki.
- 6112 HELCOM 2023b: Distribution in time and place of loud low- and mid-
6113 frequency anthropogenic impulsive sounds. [HELCOM core indicator
6114 report], Helsinki.
- 6115 Herman, P., Newton, A., Gustafsson, B., Josefsson, H. & Krüger, R. 2023:
6116 International evaluation of the scientific and legal basis for nitrogen reductions
6117 in the 3rd Danish River Basin Management Plan. 67 s.

- 6118 Hodges, R.P. 2010: Underwater acoustics. An analysis, design and perfor-
6119 mance of sonar. Wiley, Chichester, U.K.
- 6120 Hoegh-Guldberg, O., Lovelock, C., Caldeira, K., Howard, J., Chopin, T. &
6121 Gaines, S. 2019: The ocean as a solution to climate change: Five opportunities
6122 for action.
- 6123 Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A.,
6124 Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S.J., Jepson, P.D., Rasmussen, T.D. &
6125 Thompson, P. 2006: A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus
6126 epidemics in European harbour seals. *Diseases of Aquatic Organisms* 68:
6127 115-130.
- 6128 Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K.,
6129 Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007b: Status of grey
6130 seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France.
6131 *NAMMCO Scientific Publications* 6: 57-68.
- 6132 Härkönen, T., Bäcklin, B.M., Barrett, T., Bergman, A., Corteyn, M., Dietz, R.,
6133 Harding, K.C., Malmsten, J., Roos, A. & Teilmann, J. 2008: Mass mortality in
6134 harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. *Vet-
6135 erinary Record* 162: 155-156.
- 6136 Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. &
6137 Windelin, A. 2014: Makroalger på kystnær hårdbund. Teknisk anvisning nr.
6138 M12 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 27 s.
- 6139 Jakobsen, H.H. & Fossing, H. 2015: Fytoplankton. Teknisk anvisning nr. M09
6140 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 29 s.
- 6141 Jakobsen, H.H. & Markager, S. 2016: Carbon-to-chlorophyll ratio for phyto-
6142 plankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to
6143 nutrients. *Limnology and Oceanography* 61 1853-1868.
- 6144 Jensen, L.F., Galatius, A. & Teilmann, J. 2015: First record of a new born grey
6145 seal pup (*Halichoerus grypus*) in the Danish Wadden Sea since the 16th
6146 century. *Marine Biodiversity Records* 8.
6147 <https://doi.org/10.1017/S1755267215001062>.
- 6148 Jong, C.d., Binnerts, B., Robinson, S. & Wang, L. 2021: Guidelines for
6149 modelling ocean ambient noise. Report of the EU INTERREG Joint
6150 Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans), The
6151 Hague, Netherlands.
- 6152 Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2004: Species richness of benthic macrofauna
6153 in Danish estuaries and coastal areas. *Global Ecology and Biogeography* 13:
6154 273-288.
- 6155 Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009:
6156 Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Compari-
6157 son of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin*
6158 58: 1263-1277.

- 6159 Jørgensen, L., Markager, S. & Maar, M. 2014: On the importance of quantifying
6160 bioavailable nitrogen instead of total nitrogen. *Biogeochemistry* 117: 455-472.
6161 <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9890-9>.
- 6162 Kinneking, N. & Tougaard, J., 2021: Assessment North Sea. Report of the EU
6163 INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea
6164 (Jomopans). Rijkswaterstaadt, The Hague, Netherlands, p. 23.
- 6165 Kinneking, N. 2022: Pilot assessment of ambient noise. In: OSPAR, 2023: The
6166 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission,
6167 London.
- 6168 Knudsen-Leerbeck, H., Mantikci, M., Bentzon-Tilia, M., Traving, S. J., Rie-
6169 mann, L., Hansen, J. L. S. & Markager, S. 2017: Seasonal dynamics and bioa-
6170 vailability of dissolved organic matter in two contrasting temperate estuaries
6171 *Biogeochemistry* 134: 217-236. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0357-2>.
- 6172 Kommissionens afgørelse (EU) 2017/848 af 17. maj 2017 om fastlæggelse af
6173 kriterier af metodiske standarder for god miljøtilstand i havområder samt
6174 specifikationer og standardmetoder for overvågning og vurdering og om
6175 ophævelse af afgørelse 2010/477/EU.
- 6176 Krause-Jensen, D. & Duarte, C.M. 2016: Substantial role of macroalgae in
6177 marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9(10): 737-742.
- 6178 Krause-Jensen, D., Pedersen, M. F., & Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass
6179 (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estu-
6180 aries* 26: 866-877.
- 6181 Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Dahl, K. 2007: Total and opportunistic
6182 algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin*
6183 55: 114-125.
- 6184 Krause-Jensen, D., Duarte, C. M., Sand-Jensen, K., & Carstensen, J. 2021.
6185 Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Global
6186 Change Biology*, 27(3), 563-575.
6187 <https://doi.org/10.1111/gcb.15440>
- 6188 Krog, J.S., Hansen, M.S., Holm, E., Hjulsgager, C.K., Chriél, M., Pedersen, K.,
6189 Andresen, L.O., Abildstrøm, M., Jensen, T.H. & Larsen, L.E. 2015: Influenza
6190 A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. *Emerging Infectious Dis-
6191 eases* 21:4. <https://doi.org/10.3201/eid2104.141484>.
- 6192 Krumhansl, K.A., Okamoto, D.K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J.J.,
6193 Cavanaugh, K.C., Connell, S.D., Johnson, C.R., Konar, B., Ling, S.D. and
6194 Micheli, F. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-
6195 century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13785-
6196 13790.
- 6197 Kyhn, L.A., van Beest, F. & Galatius, A. 2022: Spæktykkelse hos tre danske
6198 havpattedyr 2019-2021. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center
6199 for Miljø og Energi. Nr. 253. Aarhus Universitet, Roskilde, Denmark, 42 s.
6200 <http://dce2.au.dk/pub/TR253.pdf>

- 6201 Kaas, H. & Markager S. (red.) 1998: Teknisk anvisning for marin overvåg-
6202 ning. Danmarks Miljøundersøgelser.
- 6203 Lange, T., Oncken, N. S., Svane, N., Steinfurth, R. C., Kristensen, E., & Flindt,
6204 M. R. 2022. Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and
6205 nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 685, 97-
6206 109.
- 6207 Lefcheck, J.S., Orth, R.J., Dennison, W.C., Wilcox, D.J., Murphy, R.R., Keis-
6208 man, J. et al. 2018: Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented
6209 recovery of a temperate coastal region. – *Proceedings of the National Acad-*
6210 *emy of Sciences of the United States of America* 115: 3658-3662.
6211 <https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115>.
- 6212 Little, C. & Kitching, J.A. 1996: *The biology of rocky shores*. Oxford Univer-
6213 sity Press Inc., New York, 240 pp.
- 6214 Lundsteen, S. & Dahl, K. 2016: Fauna på kystnær hårdbund. Teknisk anvis-
6215 ning nr. M17 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Univer-
6216 sitet. 23 s.
- 6217 Lyngsgaard, M.M., S. Markager, K. Richardson, E.F. Møller & H. H. Jakobsen.
6218 2017: How well does chlorophyll explain the seasonal variation in phytoplank-
6219 ton activity? *Estuaries and Coasts* 40: 1263-1275.
- 6220
6221 Lyngsgaard, M. M., Markager, S. & Richardson, K. 2014: Changes in the ver-
6222 tical distribution of primary production in response to land-based N-
6223 loading. *Limnology and Oceanography* 59, (5) 1679-1690.
6224 <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0215-4>.
- 6225 Lønborg, C. & Markager, S. 2021: Nitrogen in the Baltic Sea: Long-term
6226 trends, a budget and decadal time lags in responses to declining inputs. *Es-*
6227 *tuarine, Coastal and Shelf Science* 261.
6228 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107529>.
- 6229 MacGillivray, A. & de Jong, C. 2021: A Reference Spectrum Model for
6230 Estimating Source Levels of Marine Shipping Based on Automated
6231 Identification System Data. *Journal of Marine Science and Engineering* 9,
6232 369, doi.org/10.3390/jmse9040369
- 6233 Markager, S., Vincent W. & Tang E.Y. 1999: Carbon fixation by phytoplank-
6234 ton in high Arctic lakes: Implications of low temperature for photosynthesis.
6235 - *Limnology and Oceanography* 44: 597-607.
- 6236 Markager, S. & Fossing, H. 2015: Primærproduktion. Teknisk anvisning nr.
6237 M08, vers. 2, fra DCE – National Center for Miljø og Energi, Aarhus Univer-
6238 sitet. 18 s.
- 6239 Markager, S., C. C. Hoffmann, D. Zak, J. P. A. Christensen & H. S. Jensen
6240 2021. Fosfor, landskabe og fjorde. *Vand og Jord*, 28, 70-74.
- 6241 McCrackin, M.L., Jones, H.P., Jones, P.C. & Moreno-Mateos, D. 2017: Recov-
6242 ery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global
6243 meta-analysis. *Limnology and Oceanography* 62: 507-518.

- 6244 Merchant, N.D., Kinneging, N. & Liebschner, A. 2022a: Distribution of
6245 Reported Impulsive Sounds in the Sea. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality
6246 Status Report for the Northeast Atlantic. Available at:
6247 [https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-](https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/distribution-reported-impulsive-sounds-sea/)
6248 [2023/indicator-assessments/distribution-reported-impulsive-sounds-sea/](https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/distribution-reported-impulsive-sounds-sea/),
6249 London.
- 6250 Merchant, N.D., Kinneging, N. & Liebschner, A. 2022b: Risk of Impact from
6251 Anthropogenic Impulsive Sound. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status
6252 Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available
6253 at: [https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-](https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/risk-impact-anthropogenic-sound)
6254 [reports/qsr-2023/indicator-assessments/risk-impact-anthropogenic-sound](https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/risk-impact-anthropogenic-sound)
- 6255 Miljøstyrelsen 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997.
6256 Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2/1993, 168 s.
- 6257 Miljøstyrelsen 2000: NOVA. Nationalt program for overvågning af vandmil-
6258 jøet 1998-2003. - Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/2000, 397 s.
- 6259 Miljøstyrelsen 2020: Danmarks Havstrategi II. Overvågningsprogram. Rede-
6260 gørelse fra Miljøstyrelsen, 67 s.
- 6261 Mollerup, I-M., Bjørneset, J., Krock, B., Jensen, T. H., Galatius, A., Dietz,
6262 R., Teilmann, J., van den Brand, J. M. A., Osterhaus, A., Kokotovic,
6263 B., Lundholm, N. & Olsen, M. 2024: Did algal toxin and Klebsiella infections
6264 cause the unexplained 2007 mass mortality event in Danish and Swedish
6265 marine mammals? *Science of the Total Environment* 914: 169817-169817.
- 6266 Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W. 2005: The suitability of marine biotic index
6267 (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators*
6268 5: 19-31.
- 6269 Müller, A., Juretzek, C., Borsani, J. F., Sigray, P., Eigenmann, R., Maquil, T. &
6270 Niesterok, B. 2021: A Harmonized and Applicable Assessment Framework
6271 for Impulsive Noise - Interim Report. Interim Report of EU-Project "HAR-
6272 MONIZE". Funded by DG Environment, Grant Agreement No.
6273 110661/2020/839605/SUB/ ENV.C.2. (Hamburg).
- 6274 Nielsen, R.D., Sterup, J. & Pedersen, I.K. 2023: Togtrapport over optællinger
6275 af fældende havdykænder i sensommeren 2023. Aarhus Universitet, DCE -
6276 Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. Teknisk rapport nr. 306.
- 6277 Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegis-
6278 mund, H.R. 2014: Integrating genetic data and population viability analyses
6279 for the identification of harbor seal (*Phoca vitulina*) populations and mana-
6280 gement units. *Molecular Ecology* 23: 815-831.
- 6281 Olsen, M. T., Galatius, A., & Härkönen, T. 2018: The history and effects of
6282 seal-fishery conflicts in Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 595, 233-
6283 243. <https://doi.org/10.3354/meps12510>

- 6284 Owen, K., Gilles, A., Authier, M., Carlström, J., Genu, M., Kyhn, L. A.,
6285 Nachtsheim, D. A., Martinez, N. R., Siebert, U., Sköld, M., Teilmann, J., Un-
6286 ger, B. & Sveegaard, S. 2024: A negative trend in abundance and an exceeded
6287 mortality limit call for conservation action for the Vulnerable Belt Sea har-
6288 bour porpoise population. *Frontiers in Marine Science*, 1289808.
6289 <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1289808>
- 6290 Pastor, A. Mariani, P., Erichsen, A.C., Hansen, F.T. and Hansen J.L.S. 2018:
6291 Modeling dispersal and spatial connectivity of macro-invertebrates in Dan-
6292 ish waters: an ABM approach. *Regional studies in Marine Science* 20: 0-14.
- 6293 Pedersen, M.F. & Borum, J. 1997: Nutrient control of estuarine macroalgae:
6294 growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake.
6295 *Marine Ecology Progress Series* 161: 155-163.
- 6296 Pirotta, E., Brookes, K.L., Graham, I.M. & Thompson, P.M. 2014: Variation in
6297 harbour porpoise activity in response to seismic survey noise. *Biol. Lett.* 10,
6298 4, doi.org/10.1098/rsbl.2013.1090
- 6299 Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia.
6300 *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 385(1-2), 8-13.
- 6301 Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K., Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield,
6302 P.J., Bruhn, A., Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özyaydinli, M., Chušev, R.,
6303 Muxika, I., Nygård, H., Papadopoulou, N., Pantazi, M. & Krause-Jensen, D.
6304 2016: An objective framework to test the quality of candidate indicators of
6305 good environmental Status. *Frontiers in Marine Science* 3: 73.
6306 <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00073>.
- 6307 Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen,
6308 H.H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmer-
6309 mann, K., Windolf J. & Andersen, J.H. 2016: Recovery of Danish coastal eco-
6310 systems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach.
6311 *Estuaries and Coast* 39: 82-97. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-9980-0>.
- 6312 Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2021: Forbedret iltsvindsmode-
6313 l. Rådgivningsnotat nr. 60 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi,
6314 Aarhus Universitet 14 s.
6315 [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_60.pdf)
6316 [60.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_60.pdf)
- 6317 Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltsvindsmode-
6318 l. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.
- 6319 Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt
6320 vilde dyr og planter
- 6321 Sherwood, E.T., Greening, H.S., Johansson, J.R., Kaufman, K. & Raulerson,
6322 G.E. 2017: Tampa Bay (Florida, USA): Documenting seagrass recovery since
6323 the 1980's and reviewing the benefits. *Southeastern Geographer* 57: 294-319.
- 6324 Strand, J. & Metcalfe, R.A. 2023: Overvågning af marint affald i Danmark i
6325 2023 - Mængder, sammensætning og trends. Aarhus Universitet, DCE - Na-
6326 tionalt Center for Miljø og Energi, 27 s. - Teknisk rapport nr. 299.

- 6327 Strand, J., Feld, L., Strietman, W.J., Tairova, Z., Metcalfe, R.d'A. 2023: A
6328 source assessment of marine litter in the Skagerrak subregion. - Outcome of
6329 an international Litter ID workshop 2022. Aarhus University, DCE – Danish
6330 Centre for Environment and Energy, 29 pp. - Technical report No. 298.
- 6331 Strand, J., Linnebjerg, J.F., Christiansen, S.S. & Petersen, I.K. 2023: Forekomst
6332 af indtaget marint affald i havfuglen mallek fra Skagerrak. Undersøgelser
6333 af strandede fugle fra Skagen 2022-23. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt
6334 Center for Miljø og Energi, 24 s. - Teknisk rapport nr. 296.
- 6335 Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L. A., Koblitz, J. C., Amundin,
6336 M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.H.S., Andersen, L.W., & Teilmann,
6337 J. 2015: Defining management units for cetaceans by combining genetics,
6338 morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conserva-*
6339 *tion* 3: 839-850.
6340 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002>
- 6341 Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NO-
6342 VANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen.
6343 Programbeskrivelse - del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig
6344 rapport fra DMU nr. 508.
- 6345 SYKE, NILU, IOW, BNI & Deltares 2017: International evaluation of the
6346 Danish marine models – Performed by the panel of international experts.
6347 Miljø- og Fødevarerministeriet 10. oktober 2017, 46 s.
- 6348 Søndergaard, N.-O., Joensen, A.H. & Hansen, E.B. 1976: Danske Vildtunder-
6349 søgelser 26: 1-80.
- 6350 Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest
6351 communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 579-589.
- 6352 TG-Noise 2022a: Setting of EU Threshold Values for impulsive underwater
6353 sound. Deliverable DL2 from the Technical Group on Underwater Noise.
6354 (Bruxelles).
- 6355 TG-Noise 2022b: Setting of EU Threshold Values for continuous underwater
6356 sound. Recommendations from the Technical Group on Underwater Noise
6357 (DL4). (Bruxelles).
- 6358 Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-
6359 Mathiesen, G., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. 2023: Vandløb 2021. NO-
6360 VANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Vi-
6361 denskabelig rapport nr. 527, 90 s.
- 6362 Thodsen, H., Tornbjerg, H & Larsen, S.E. 2020: Udvikling i afstrømnings-
6363 normaliseret total-kvælstof transport fra målt opland mellem 2018 og 2019.
6364 Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Rådgiv-
6365 ningsnotat nr. 64, 6 s.
- 6366 Timmermann, K., Christensen, J., Murray, C. & Markager, S. 2015: Modeller
6367 for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – del 3. Statistiske modeller og
6368 metoder til bestemmelse af indsatsbehov. - Notat fra DCE – Nationalt Center
6369 for Miljø og Energi, 26 s.

- 6370 Timmermann, K., Markager, S. & Gustafsson, K. 2010: Streams or Open Sea?
6371 Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a
6372 coupled 3D hydrodynamic-ecological model. *Journal of Marine Systems* 82:
6373 111-121.
- 6374 Tougaard, J. 2019: Kontinuerlig undervandsstøj. Teknisk anvisning M32.
6375 Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
- 6376 Tougaard, J. 2021a: Thresholds for behavioural responses to noise in marine
6377 mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish
6378 Energy Agency. Technical Report No. 225. Aarhus University, DCE – Danish
6379 Centre for Environment and Energy, 32 pp.
- 6380 Tougaard, J. 2021b: Thresholds for noise induced hearing loss in marine
6381 mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish
6382 Energy Agency. Scientific note no. 2021|28. Aarhus University, DCE -
6383 Danish Centre for Environment and Energy, 34 s.
- 6384 Tougaard, J. 2020: Indrapportering af impulsstøj. Teknisk Anvisning M33.
6385 Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 24 s.
6386 [https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M33_Indrap](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M33_Indrapportering_af_impulsstoej_ver1.pdf)
6387 [portering_af_impulsstoej_ver1.pdf](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M33_Indrapportering_af_impulsstoej_ver1.pdf)
- 6388 Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H. & Rasmussen, P. 2009: Pile
6389 driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises
6390 (*Phocoena phocoena* (L.)). *J. Acoust. Soc. Am.* 126, 11-14, doi.org/-
6391 10.1121/1.3132523
- 6392 Tougaard, J., Ladegaard, M., Griffiths, E. & Marcolin, C. 2023: Vurdering af til-
6393 standen i de danske havområder for havstrategidirektivets deskriptor 11. Kri-
6394 terierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj. Aarhus
6395 Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 93 s. - Videnskabelig
6396 rapport nr. 568.
- 6397 Unger, B., Nachtsheim, D., Martínez, N.R., Siebert, U., Sveegard, S., Kyhn,
6398 L.A., Balle, J.D., Teilmann, J., Carlström, J., Owen, K. & Gilles, A. 2021:
6399 MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic
6400 Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Report. University of Veterina-
6401 ry Medicine Hannover, Büsum, Germany. pp. 26.
- 6402 Vang, T. & Hansen, J.W. 2015: Ilt i vandsøjlen. Teknisk anvisning nr. M04 fra
6403 DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.
- 6404 Viquerat, S., Herr. H., Gilles. A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S. &
6405 Teilmann, J. 2014: Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in
6406 the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology* 161: 745-754.
6407 <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2374-6>.
- 6408 Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K. & Pedersen, M.F. 2019: Status
6409 and trends for the world's kelp forests. In *World seas: An environmental*
6410 *Winter* J.E. 1969: Über der einfluss der Nahrungskonzentration und anderen
6411 faktoren auf filtrierleistung und nahrungsausnutzug der Muscheln *Arctica*
6412 *islandia* und *Modiolus modiolus*. *Marine Biology* 4: 87 -135
- 6413 Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz,
6414 R. & Madsen, P.T. 2018: High rates of vessel noise disrupt foraging in wild
6415 harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* 285,
6416 doi.org/10.1098/rspb.2017.2314

6417

6418

Bilag 1 Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

6419

Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würigler Hansen

6420

6421

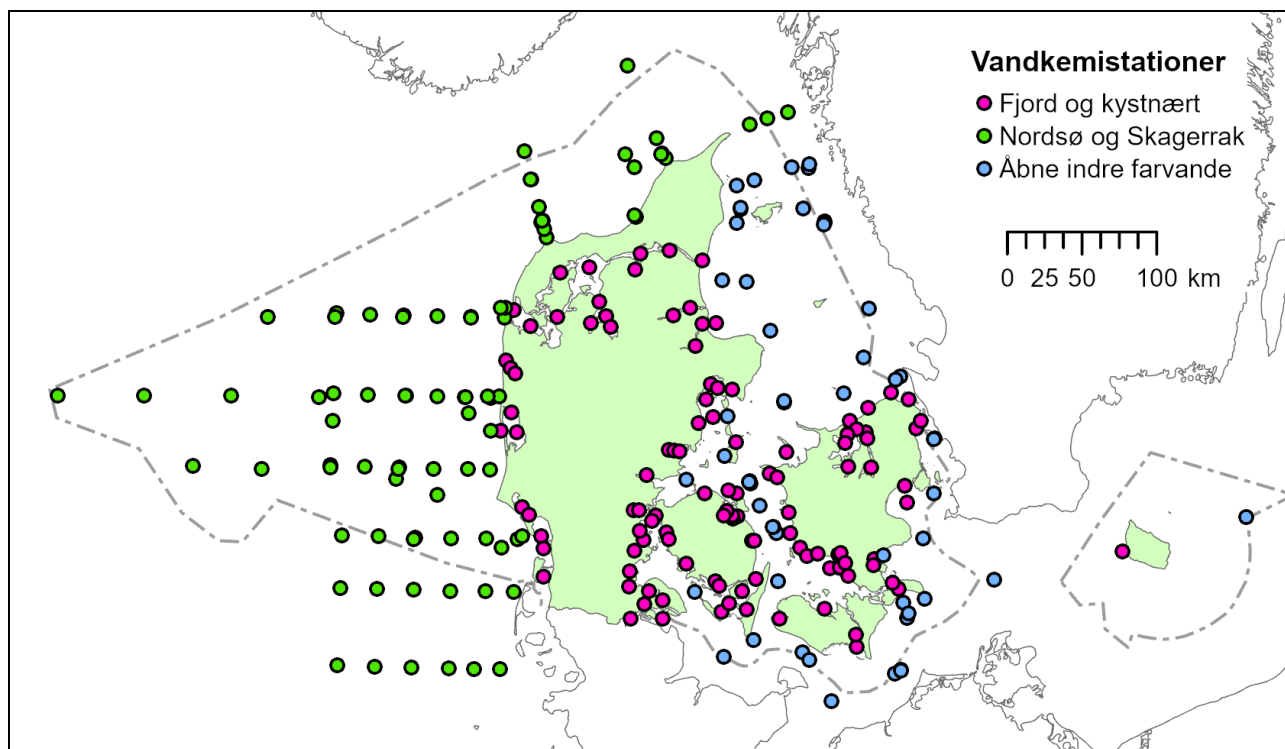
6422

6423

6424

6425

Vandkemistationerne i kapitlerne om klima og næringsstoffer er inddelt i de tre farvandstyper 'Fjorde og kystvande', 'Åbne indre farvande' og 'Nordsø og Skagerrak'. Denne opdeling er foretaget, fordi de tre farvandstyper adskiller sig fra hinanden og derfor i en vis udstrækning kan have forskellig tidlig udvikling, hvilket tydeliggøres ved denne opdeling og giver grundlag for en diskussion af forskelle mellem områderne.



Figur B1.1. Opdeling af vandkemistationer i farvandstyper.

6426

6427

6428

6429

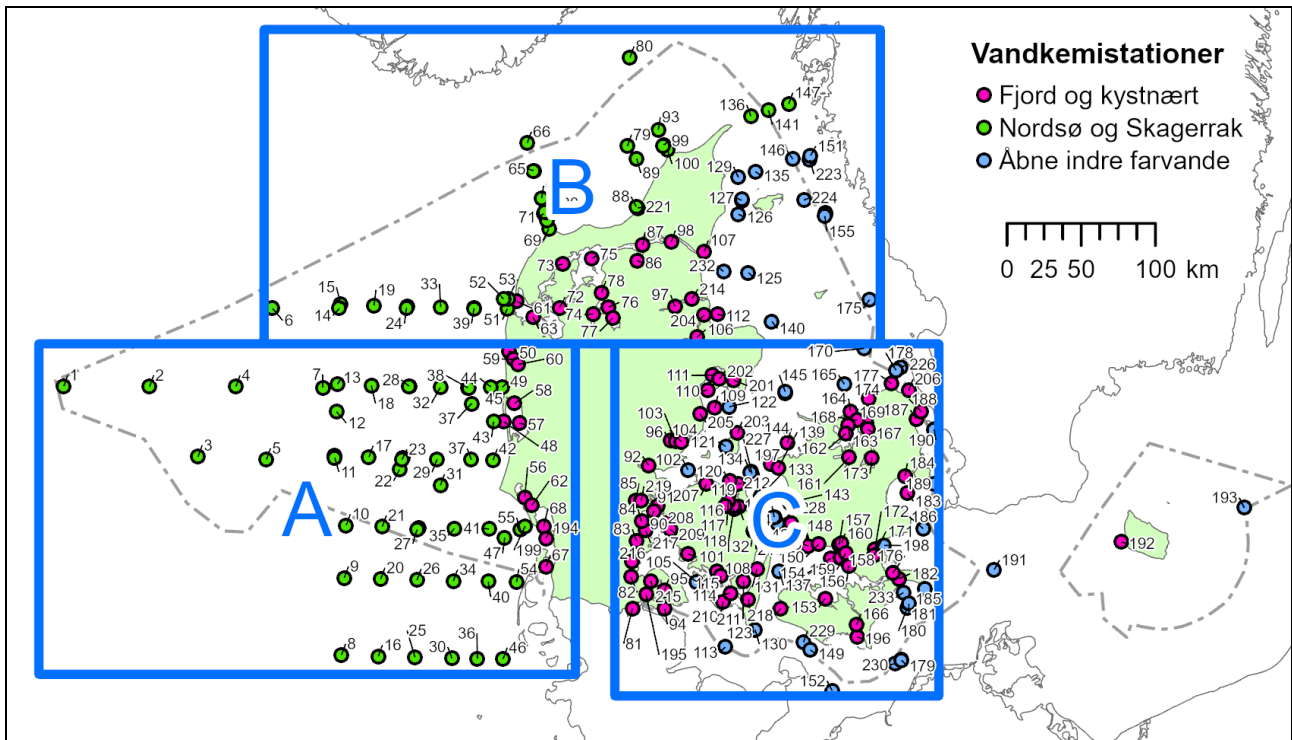
6430

6431

6432

6433

Stationerne ligger for tæt til at vise dem alle samlet på et kort med deres originale stationsnumre. Derfor blev kortene opdelt i tre kortudsnit, undtagen farvandede rundt om Bornholm, som kan ses direkte i figur B1.2. I kortene nedenfor er hver station tildelt et nummer, som går igen i tabellerne. Af historiske årsager kan der i tabellerne være flere stationsnavne tilknyttet det samme nummer. Det er sket, når punktsymbolerne på kortet overlapper meget, men den præcise lokation er ikke altid den samme. Stationernes position er oplyst i tabel B1.5.



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 farvande rundt om Bornholm.

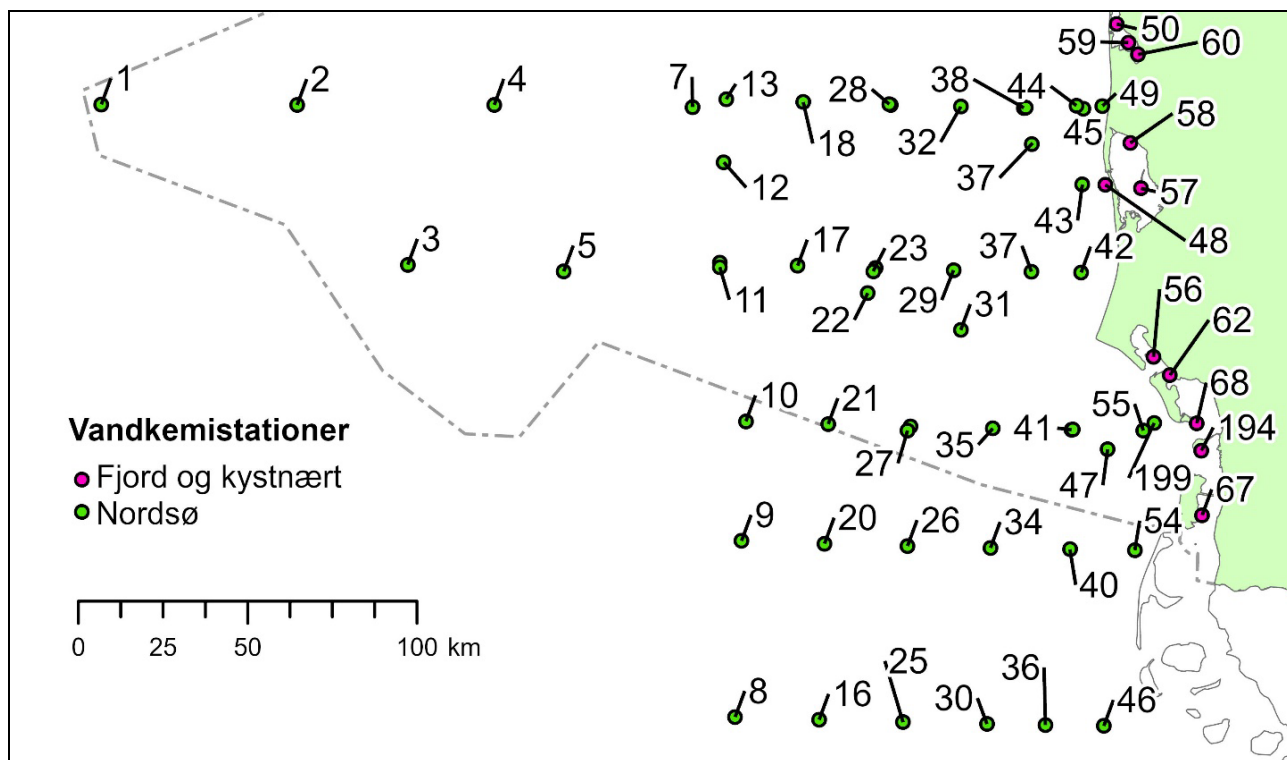
6434

Tabel B1.1. Numre og navne for vandkemistationer i farvande rundt om Bornholm (figur B1.2).

Nr. på kort	Stationsnavn
191	444
	DMU444
192	BRK1040050
193	105
	BRKBMPK2

6435

6436



Figur B1.3. Vandkemistationer i det vestlige Danmark (kortudsnit A) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

6437

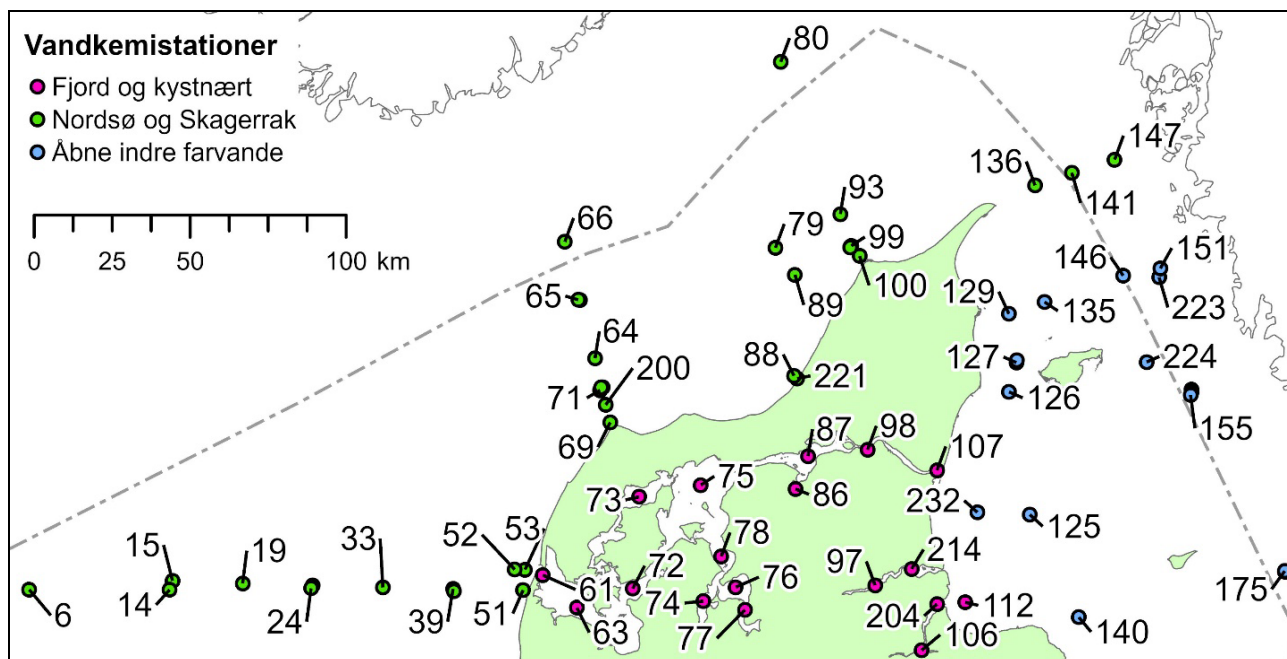
Tabel B1.2. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (figur B1.3).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
1	DMU1077	21	1055	35	1053	49	RKB41
2	DMU1076	22	1047		DMU1053	50	RKB21
3	DMU1048	23	1044	36	1081	54	1059
4	DMU1075		DMU1044	37	1042	55	1086
5	DMU1047	25	1083		DMU1042	56	RIB1610002
7	DMU1074	26	1062	38	1035	57	RKB10
8	1085	27	1054		DMU1035	58	RKB1
9	1064		DMU1054	40	1060	59	RKB22
10	1056	28	1072	41	1052	60	RKB23
11	1046		DMU1072		DMU1052	62	RIB1610008
	DMU1046	29	1043	42	1041	67	SJY3
12	1075		DMU1043	43	RKB44	68	RIB1620014
13	1074	30	1082	44	RKB42	194	RIB1630016
16	1084	31	1048	45	1034	199	RIB1510007
17	1045	32	1071	46	1080		
18	1073		DMU1071	47	RIB1510009		
20	1063	34	1061	48	RKB43		

6438

6439

6440



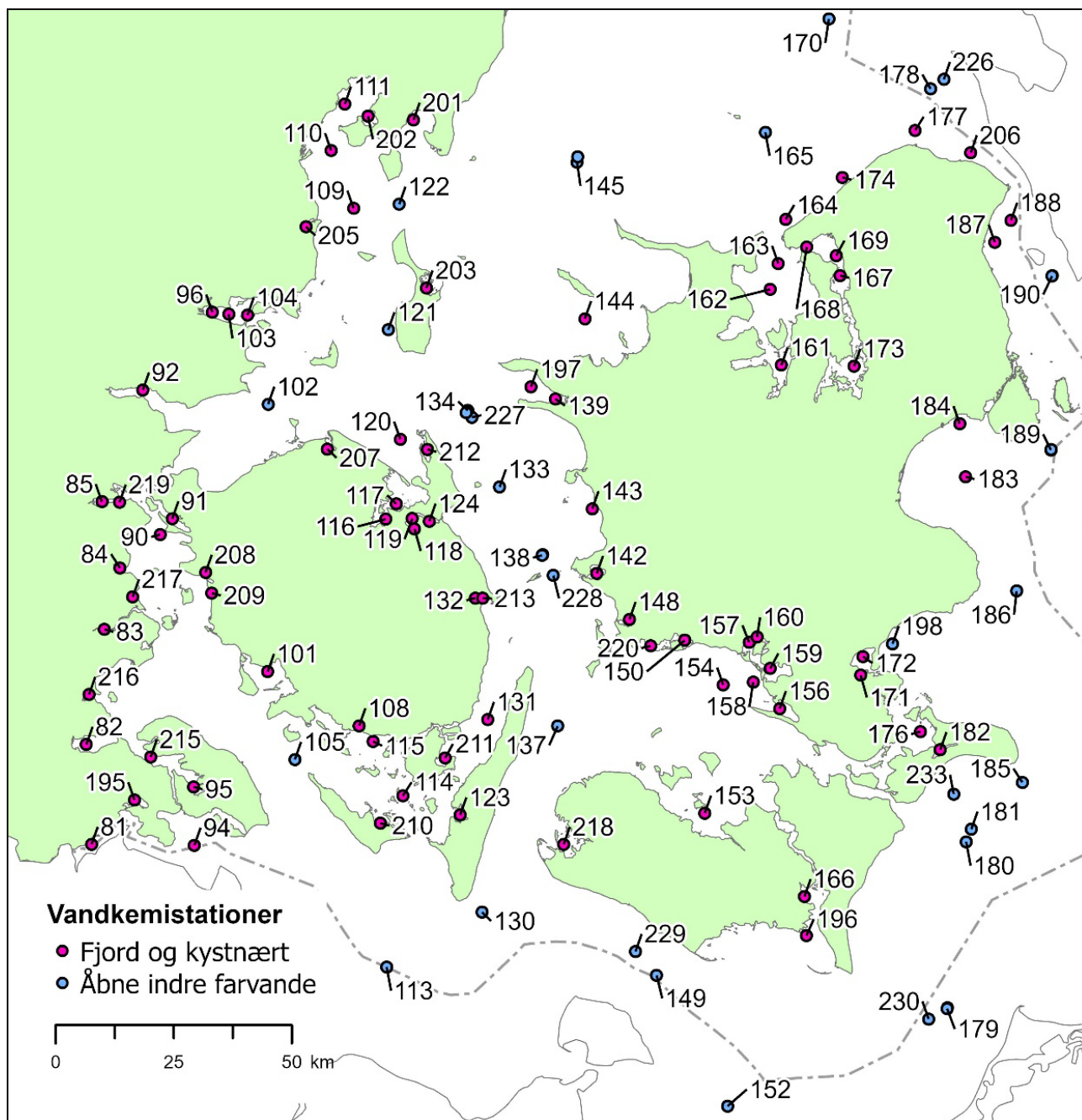
Figur B1.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

6441

Tabel B1.3. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (figur 1.4).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	
6	DMU1027	71	1130	99	1101	141	1002	
14	DMU1026		DMU1130		DMU1101		146	1007
15	1027		VIB2300-23102		NOR7725			DMU1007
19	1026	72	VIB3705-00001	100	1013	147	1004	
24	1025	73	VIB3723-00001		NOR7715		151	1001
	DMU1025	74	VIB3727-00001	106	ARH230902	DMU1001		
33	1024	75	VIB3708-00001	107	NOR4411	155	405	
	DMU1024	76	VIB3728-00001	112	ARH190004		905	
39	1023	77	VIB3729-00001	125	409		DMU905	
	DMU1023	78	VIB3726-00001		DMU409	175	413	
51	1022	79	1106	126	NOR403		DMU413	
52	RKB63	80	1006	127	403	200	VIB2300-23101	
53	RKB62	86	NOR6602		DMU403	204	ARH230905	
61	RKB59	87	VIB3711-00001	129	1009	214	NOR5501	
63	VIB3702-00001	88	NOR1106		DMU1009	221	NOR1102	
64	1131	89	1104	135	1008	223	401	
65	1133	93	1102		DMU1008	224	404	
	DMU1133	97	NOR5503	136	1005	232	NOR4410	
66	1135	98	VIB3713-00001	140	415			
69	1019				DMU415			

6442



Figur B1.5. Vandkemistationer i det østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Bornholm (kortudsnit C) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

6443

Tabel B1.4. Numre og navne for vandkemistationer i det østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Bornholm (figur B1.5).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
81	SJYKFF2	92	VEJ0004273	104	VEJ0006489	113	DMUN3
82	SJY15	94	SJYKFF5	105	FYN6300043		N3
83	SJYHADf0008	95	SJY12	108	FYN0018361	114	FYN6500062
84	SJYhadf008	96	VEJ0005790	109	ARH170117	115	FYN6500051
85	VEJ0003350	101	FYN0018232	110	ARH170006	116	FYN6910008
90	FYN6100021	102	FYN6100014	111	ARH170002	117	FYN6900017
91	FYN0018112	103	VEJ0006089			118	FYN0018841

6444

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
119	FYN0018843	150	VSJ53016	176	STO0704010	198	STO0801008
120	FYN6940622	152	DMUM2	177	FRB1939	201	ARH160031
121	432		M2	178	921	202	ARH170142
122	427	153	STO0201061		DMU921	203	ARH220103
123	FYN0018571	154	STO0101015	179	954	205	ARH250031
124	FYN0018825	156	STO0104002		DMU954	206	FRB9000
130	450	157	STO0102006	180	449	207	FYN0018002
	DMU450	158	STO0101047		DMU449	208	FYN0018152
131	FYN6500053	159	STO0103052	181	STO0901032	209	FYN0018172
132	FYN0018752	160	STO0102013	182	STO0703006	210	FYN0018322
133	FYN6700053	161	VSJ10006	183	ROS1727	211	FYN0018691
134	935	162	VSJ10003	184	KBH1723	212	FYN0018881
	DMU935	163	FRB8000	185	STO0901008	213	FYN6600007
137	443	165	922	186	441	215	SJY13B
	DMU443		DMU922		DMU441	216	SJY19
138	939	166	STO0601056	187	FRB1877	217	SJYLBBR0006
	DMU939	167	FRB8550	188	FRB2013	218	STO0302051
139	VSJ41008	168	FRB75	189	1728	219	VEJ0003749
142	VSJ44011	169	FRB65		DMU1728	220	VSJ52021
143	VSJ43020	170	418	190	431	226	421
144	VSJ30006		DMU418		DMU431	227	435
145	925	171	STO0802023	195	SJYFF31	228	439
145	DMU925	172	STO0802008	196	STO0501059	229	452
148	VSJ51013	173	ROS60	197	VSJ41007	230	454
149	952	174	FRB1937			233	STO0901016
	DMU952						

6445

6446

Tabel B1.5. Navne, numre og koordinater for alle vandkemistationer i figur B1.1.

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit	Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
1001	151	651098	6381422	B	1101	99	551750	6388220	B
1002	141	622715	6412029	B	1102	93	548526	6398784	B
1004	147	636440	6416185	B	1104	89	533989	6379432	B
1005	136	610943	6407973	B	1008	135	613969	6370743	B
1006	80	529417	6447375	B	1009	129	602562	6366913	B
1007	146	639196	6379140	B	1013	100	554773	6385476	B
1024	33	401898	6279571	B	1019	69	474779	6332305	B
1025	24	379419	6280156	B	1022	51	446859	6278762	B
1026	19	356943	6280860	B	1023	39	424378	6279107	B
1027	15	334468	6281686	B	1135	66	460210	6389940	B
1034	45	437902	6225080	A	1728	189	734328	6160686	C
1035	38	420309	6225371	A	401	223	650702	6378622	B
1041	42	437205	6176854	A	403	127	604962	6351382	B
1042	37	422553	6177090	A	404	224	646676	6351547	B
1043	29	399530	6177560	A	405	155	661100	6342802	B
1044	23	376509	6178153	A	409	125	609251	6302861	B
1045	17	353489	6178867	A	413	175	690983	6284623	B
1046	11	330472	6179703	A	415	140	624970	6270074	B
1047	22	374202	6170795	A	418	170	687313	6251948	C
1048	31	401646	6159884	A	421	226	711664	6239154	C
105	193	943545	6144867	D	427	122	596333	6212723	C
1052	41	434422	6130517	A	431	190	734622	6197599	C
1053	35	411154	6130923	A	432	121	594002	6186137	C
1054	27	386829	6131479	A	435	227	611718	6167628	C
1055	21	362507	6132169	A	439	228	628968	6134139	C
1056	10	338186	6132993	A	441	186	727088	6130849	C
1059	54	453090	6095037	A	443	137	629898	6102245	C
1060	40	433900	6095280	A	444	191	774986	6103263	D
1061	34	410447	6095688	A	449	180	716389	6077733	C
1062	26	385929	6096246	A	450	130	613847	6062841	C
1063	20	361413	6096938	A	452	229	646362	6054497	C
1064	9	336899	6097765	A	454	230	708450	6040209	C
1071	32	401681	6225758	A	905	155	661137	6341874	B
1072	28	380985	6226283	A	921	178	708869	6237145	C
1073	18	355117	6227080	A	922	165	673859	6227974	C
1074	13	332356	6227912	A	925	145	633999	6221608	C
1075	12	331630	6209369	A	935	134	610842	6169090	C
1080	46	443920	6043209	A	939	138	626727	6138528	C
1081	36	426665	6043454	A	952	149	650838	6049446	C
1082	30	409411	6043765	A	954	179	712449	6042623	C
1083	25	384609	6044326	A	ARH160031	201	599369	6230538	C
1084	16	359808	6045023	A	ARH170002	111	584825	6233938	C
1085	8	335010	6045854	A	ARH170006	110	581914	6224084	C
1086	55	455576	6130254	A	ARH170117	109	586671	6211870	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit	Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
ARH170142	202	589715	6231375	C	DMU443	137	629898	6102245	C
ARH190004	112	588514	6274838	B	DMU444	191	774976	6103250	D
ARH220103	203	602072	6194974	C	DMU449	180	716389	6077733	C
ARH230902	106	574581	6259482	B	DMU450	130	613847	6062841	C
ARH230905	204	579549	6274289	B	DMU905	155	660786	6341043	B
ARH250031	205	576585	6207983	C	DMU921	178	708865	6237158	C
1106	79	527719	6388008	B	BRK1040050	192	860663	6121823	D
1130	71	472332	6343453	B	BRKBMPK2	193	943545	6144867	D
1131	64	469885	6352747	B	DMU1001	151	651098	6381422	B
1133	65	465025	6371341	B	DMU1007	146	639196	6379140	B
DMU1008	135	613969	6370743	B	DMU939	138	626573	6138375	C
DMU1008	135	613969	6370743	B	DMU939	138	626573	6138375	C
DMU1009	129	602562	6366913	B	DMU952	149	650838	6049446	C
DMU1023	39	424615	6278447	B	DMU954	179	712350	6042432	C
DMU1024	33	401898	6279571	B	DMUM2	152	665863	6021754	C
DMU1025	24	378863	6279299	B	DMUN3	113	593672	6051248	C
DMU1026	14	333537	6278844	B	FRB1877	187	722469	6204670	C
DMU1027	6	288520	6278915	B	FRB1937	174	690161	6218413	C
DMU1035	38	420827	6225404	A	FRB1939	177	705581	6228373	C
DMU1042	37	422592	6214700	A	FRB1993	164	678178	6209523	C
DMU1043	29	399530	6177560	A	FRB2013	188	725877	6209308	C
DMU1044	23	375780	6177208	A	FRB65	169	688892	6201844	C
DMU1046	11	330476	6178459	A	FRB75	168	682641	6203673	C
DMU1047	5	284365	6177155	A	FRB8000	163	676603	6200190	C
DMU1048	3	238312	6179122	A	FRB8550	167	689703	6197625	C
DMU1052	41	434681	6130637	A	FRB9000	206	717367	6223626	C
DMU1053	35	411154	6130923	A	FYN0018002	207	581118	6160886	C
DMU1054	27	385941	6130277	A	FYN0018112	91	548254	6146120	C
DMU1071	32	401681	6225758	A	FYN0018152	208	555318	6134769	C
DMU1072	28	380575	6226431	A	FYN0018172	209	556642	6130375	C
DMU1074	7	322391	6225602	A	FYN0018232	101	568491	6113791	C
DMU1075	4	263847	6226250	A	FYN0018322	210	592315	6081663	C
DMU1076	2	205620	6226203	A	FYN0018361	108	587852	6102289	C
DMU1077	1	147774	6226389	A	FYN0018571	123	609231	6083406	C
DMU1101	99	552053	6388650	B	FYN0018691	211	606065	6095493	C
DMU1130	71	471534	6342556	B	FYN0018752	132	612484	6129346	C
DMU1133	65	464526	6371419	B	FYN0018825	124	602718	6145625	C
DMU1728	189	734349	6160780	C	FYN0018841	118	599576	6144010	C
DMU403	127	605144	6352129	B	FYN0018843	119	599105	6146171	C
DMU409	125	609251	6302861	B	FYN0018881	212	602296	6160807	C
DMU413	175	690975	6284809	B	FYN6100014	102	568575	6170379	C
DMU415	140	624970	6270074	B	FYN6100021	90	545693	6142773	C
DMU418	170	687313	6251948	C	FYN6300043	105	574231	6095149	C
DMU431	190	734575	6197504	C	FYN6500051	115	590791	6098982	C
DMU441	186	727088	6130849	C	FYN6500053	131	615080	6103623	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit	Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
FYN6500062	114	597090	6087459	C	SJYFF31	195	540271	6086623	C
FYN6600007	213	613986	6129307	C	SJYHADF0008	83	533904	6122704	C
FYN6700053	133	617597	6152867	C	SJYhadf008	84	537195	6135735	C
FYN6900017	117	595721	6149297	C	SJYKFF2	81	531181	6077184	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C	KBH1723	184	715027	6166255	C
FYN6940622	120	596566	6162980	C	M2	152	665863	6021754	C
DMU922	165	673859	6227974	C	N3	113	593672	6051248	C
DMU925	145	634112	6222757	C	SJYKFF5	94	552955	6077005	C
DMU935	134	610497	6168618	C	SJYLBRR0006	217	539904	6129597	C
NOR1102	221	534657	6346271	B	STO0101015	154	664962	6110922	C
NOR1106	88	533685	6347172	B	STO0101047	158	671291	6111551	C
NOR403	126	602582	6342041	B	STO0102006	157	670444	6119971	C
NOR4410	232	592439	6303568	B	STO0102013	160	672113	6121090	C
NOR4411	107	579509	6316973	B	STO0103052	159	674892	6114421	C
NOR5501	214	571374	6285490	B	STO0104002	156	676898	6105925	C
NOR5503	97	559681	6280260	B	STO0201061	153	661040	6083806	C
NOR6602	86	534133	6311033	B	STO0302051	218	631131	6077153	C
NOR7715	100	554694	6385419	B	STO0501059	196	682587	6057891	C
NOR7725	99	551661	6388144	B	STO0601056	166	682135	6066117	C
RIB1510007	199	458813	6132541	A	STO0703006	182	710894	6097229	C
RIB1510009	47	445036	6124807	A	STO0704010	176	706702	6101042	C
RIB1610002	56	458605	6151982	A	STO0801008	198	700793	6119658	C
RIB1610008	62	463423	6146560	A	STO0802008	172	694533	6116968	C
RIB1620014	68	471393	6132386	A	STO0802023	171	694048	6113006	C
RIB1630016	194	472749	6124328	A	STO0901008	185	728286	6090325	C
RKB1	58	451721	6215013	A	STO0901016	233	713762	6087825	C
RKB10	57	454870	6201660	A	STO0901032	181	717473	6080387	C
RKB21	50	447671	6250088	A	VEJ0003350	85	533381	6149744	C
RKB22	59	451207	6244573	A	VEJ0003749	219	537114	6149629	C
RKB23	60	454015	6241109	A	VEJ0004273	92	542025	6173380	C
RKB41	49	443503	6225930	A	VEJ0005790	96	556788	6189874	C
RKB42	44	435846	6226038	A	VEJ0006089	103	560238	6189457	C
RKB43	48	444342	6202729	A	VEJ0006489	104	564207	6189236	C
RKB44	43	437580	6202821	A	VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
RKB59	61	453157	6283530	B	VIB2300-23101	200	473302	6337881	B
RKB62	53	447452	6285249	B	VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
RKB63	52	444187	6285291	B	VIB3702-00001	63	464073	6273107	B
ROS1727	183	716245	6155017	C	VIB3705-00001	72	481996	6279207	B
ROS60	173	692643	6178399	C	VIB3708-00001	75	503801	6312267	B
SJY12	95	552761	6089362	C	VIB3711-00001	87	538184	6321458	B
SJY13B	215	543694	6095682	C	VIB3713-00001	98	557245	6323533	B
SJY15	82	530080	6098366	C	VIB3723-00001	73	484020	6308511	B
SJY19	216	530647	6108931	C	VIB3726-00001	78	510356	6289515	B
SJY3	67	472965	6105319	A	VIB3727-00001	74	504653	6275183	B

6454

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit	Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-udsnit
VIB3728-00001	76	514988	6279659	B	VSJ41008	139	629396	6171494	C
VIB3729-00001	77	517961	6272436	B	VSJ43020	143	637214	6148253	C
VSJ10003	162	674905	6194717	C	VSJ44011	142	638170	6134547	C
VSJ10006	161	677266	6178674	C	VSJ51013	148	645070	6124801	C
VSJ30006	144	635642	6188482	C	VSJ52021	220	649585	6119233	C
VSJ41007	197	624244	6174080	C	VSJ53016	150	656817	6120411	C

6455

6456

Bilag 2 Beregning af års- og månedsmidler

6457

Jacob Carstensen

6458

6459

6460

6461

6462

6463

6464

6465

6466

6467

6468

6469

Nedenstående metode anvendes til at analysere et samlet datasæt med tids-serier fra flere stationer og til at beskrive de overordnede tidslige og rumlige variationer (dekomposition). Princippet er at beskrive variationerne i tids-serier 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 sigtddybde, analyseres utransformerede, hvorimod koncentrationer af næringsstoffer og klorofyl log-transformeres inden variansanalysen.

6470

6471

6472

6473

6474

6475

6476

6477

6478

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.

6479

6480

6481

6482

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.

6483

Utransformerede variable:

6484

$$\text{Variable} = \text{Station}_i + \text{År}_j + \text{Måned}_k + e_{ijk},$$

6485

hvor $e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$.

6486

6487

6488

6489

De marginale middelværdier for hovedeffekterne er normalfordelte ($N(\alpha; \beta^2)$) og repræsenterer de overordnede variationer mellem stationer, sæsonvariation og tidlig udvikling. Et approksimativt 95 % konfidensinterval for middelværdierne er

6490

$$[\alpha - 2 \cdot \beta; \alpha + 2 \cdot \beta].$$

6491

Log-transformerede variable:

6492

6493

6494

$$\text{Variable} = \text{Station}_i \times \text{År}_j \times \text{Måned}_k \times e_{ijk},$$

⇔

$$\log(\text{Variable}) = \log(\text{Station}_i) + \log(\text{År}_j) + \log(\text{Måned}_k) + e_{ijk},$$

6495

hvor $e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$.

6496
6497

Alle variable, som repræsenterer koncentrationer, er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

6498
6499
6500
6501
6502
6503
6504
6505
6506
6507
6508
6509
6510
6511
6512
6513

- Stations-, måneds- og årsvariation (tre faktorer) forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringsstoffer og klorofyl, hvilket betyder, at sæsonvariationen skalerer med år-til-år variationen og stationer. Dette har erfaringsmæssigt vist sig at være en bedre beskrivelse end additive effekter. Ved logaritmisk transformation kan multiplikative effekter analyseres med en additiv model.
- 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 ændrer udfaldsrummet, så det passer til normalfordelingen.

6514
6515
6516

De marginale middelværdier for hovedeffekterne er normalfordelte ($N(\alpha; \beta^2)$) for de logtransformerede variable og kan tilbagetransformeres til den geometriske middelværdi μ på oprindelig skala ved eksponentialfunktionen.

6517

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

6518
6519

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

6520

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

6521
6522
6523
6524

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 $[10,98; 13,43]$.

6525
6526
6527

Bilag 3 Beregning af lyssvækkelse (Kd) samt klorofylkoncentrationer baseret på fluorescens og vandkemi

6528

Stiig Markager

6529
6530
6531
6532
6533
6534
6535
6536
6537
6538
6539
6540
6541
6542
6543
6544
6545
6546
6547

I analysen af data for 2023 er der anvendt nye metoder til beregning af indikatorerne for lyssvækkelse og klorofylkoncentrationen. Det sker som en del af det kontinuerte arbejde for at udnytte de målinger, som udføres i NO-VANA-programmet bedst muligt, så mest mulig af den information, der er i målingerne, også anvendes. For begge opdateringer af metoderne er udgangspunktet anvendelse af målinger fra sensorer for lys og fluorescens. Fluorescens er målt fra sidst i 1970'erne og lyssvækkelse fra 1994, og begge målinger blev indført i det nationale måleprogram i 1998. Målesonderne måler desuden en række andre parametre, fx saltholdighed og temperatur. Indtil nu har målingerne af lys og klorofylfluorescens kun været anvendt i beregningerne af algevæksten, hvor de er nødvendige for at kunne beregne arealproduktionen. Hidtil har der ikke været afsat ressourcer til også at anvende målingerne til beregning af indikatorer for sæsonvariation og tidlig udvikling af koncentrationen af klorofyl i vandet og lyssvækkelsen. I analysen af 2023-data, er der fundet tid til at udvikle beregningerne for klorofylkoncentration og lyssvækkelse både i beskrivelsen af sæsonvariationen og den tidlige udvikling og for fjorde og kystvande og åbne indre farvande. Det er hensigten at videreføre arbejdet, så det næste år også omfatter den tidlige udvikling og sæsonvariationen for Nordsødata.

6548
6549
6550
6551
6552
6553
6554
6555
6556
6557
6558
6559
6560
6561
6562
6563

Beregning af klorofylkoncentrationen i vandsøjlen

Metoden til opgørelsen af den tidlige udvikling af klorofylkoncentrationen er i denne rapport ændret, så de elektroniske profilmålinger af fluorescenssignalet fra klorofyl inddrages i beregningen. Udgangspunktet for analysen er stadig de vandkemiske målinger af klorofylkoncentrationen, som typisk tages i 1, 5, 10 og 15 meters dybde. For disse dybder beregnes ratioen mellem klorofylfluorescens og klorofylkoncentrationen. Denne værdi interpoleres derefter lineært for alle dybder (opløsning 0,2 m) og forlænges til overfladen. Herefter beregnes en klorofylkoncentration for hver dybde baseret på det målte fluorescenssignal og ratioen. Herved opnås en dybdeprofil for klorofylkoncentrationen. Denne profil har den egenskab, at den giver de samme værdier for klorofylkoncentrationen i de dybder, hvor der er foretaget en vandkemisk måling (som er de mest pålidelige), men samtidig udnyttes fluorescensmålingerne til at give værdier for hele profilen. I denne analyse er klorofylprofil herefter anvendt til at beregne den gennemsnitlige klorofylkoncentration fra overfladen og ned til ti meters dybde eller til bunden.

6564
6565
6566
6567
6568
6569
6570
6571

Det er et valg kun at medtage koncentrationer ned til maksimalt ti meters dybde, fordi der på dybde stationer – nogle stationer er over 50 meter dybe – vil være en stor del af profilet, som er i mørke, og hvor klorofylkoncentrationen er meget lav. Det vil være uhensigtsmæssigt at beregne et gennemsnit for alle dybder, da det vil give en lav gennemsnitlig koncentration, som ikke afspejler forholdene i det biologisk aktive overfladelag. En dybde på ti meter medtager koncentrationer i hovedparten af den fotiske zone og sætter fokus på forholdene tæt på overfladen, som er det vigtigste, når formålet er at an-

6572	vende en indikator for eutrofiering. Forskning har vist, at eutrofiering betyder, at algevæksten rykker op i vandsøjlen (<i>Lyngsgaard m.fl. 2017</i>). I et mere næringsfattigt system, vil en del af algevæksten foregå omkring springlaget, hvor der stadig er noget lys, og næringsstoffer tilføres fra det dybe vand. Ved eutrofiering stiger lyssvækkelsen, og algevæksten omkring springlaget falder. Derfor er klorofylkoncentrationen i den øverste del af vandsøjlen den bedste indikator for eutrofiering.
6573	
6574	
6575	
6576	
6577	
6578	
6579	Den nye beregningsmetode giver en niveauforskel i klorofylkoncentrationen ift. den gamle metode, fordi den øverste del af vandsøjlen er bedre repræsenteret. For fjorde og kystnære områder giver det en stigning på 98 %, dvs. næsten en fordobling. For de åbne områder er stigningen på 56 %. Det er vigtigt at understrege, at disse stigninger ikke er et udtryk for, at man får en forværret tilstand med den nye metode, men kun for at alle dybder, der indgår i beregningen, nu er vægtet i beregningen af indikatoren.
6580	
6581	
6582	
6583	
6584	
6585	
6586	Den nye beregningsmetode giver et tydeligere mønster for udviklingen over tid. Det må tilskrives, at den nye metode mere præcist beskriver tilstanden i det enkelte år, da der nu indgår mange flere data.
6587	
6588	
6589	Beregningen af lyssvækkelse
6590	Tidligere har vandets klarhed været beskrevet ved sigtdybden. Dette er en robust metode, som har en række fordele, især i klart vand, hvor små forskelle i vandets klarhed giver en stor ændring i sigtdybden. Den har dog også ulemper, især i meget uklart vand, hvor den er usikker, idet relativt store ændringer i lyssvækkelsen kun ændrer sigtdybden marginalt. Desuden fungerer sigtdybdemålinger dårligt i de tilfælde, hvor relativt klart vand og lav vanddybde betyder, at der er sigt til bund, og sigt dybden derfor ikke giver nogen variation. Det er derfor bedre at beregne lyssvækkelsen direkte ud fra egentlige lysmålinger i vandsøjlen. Lyssvækkelseskoefficienten (K_d , enhed m^{-1}) for fotosyntetisk aktivt lys (PAR) erstatter i denne rapport rapportering af sigt dybden. Bemærk, at K_d reagerer modsat sigt dybden i forhold til eutrofieringstilstanden. En lav K_d -værdi er lig med klart vand og en god tilstand og <i>viceversa</i> .
6591	
6592	
6593	
6594	
6595	
6596	
6597	
6598	
6599	
6600	
6601	
6602	
6603	K_d beregnes ud fra målte dybdeprofiler af lys i vandet. Både lysmålinger og beregningen af K_d er beskrevet i de tekniske anvisninger for overvågning af plankton (<i>Kaas & Markager 1998</i> med ændringer beskrevet i <i>Jakobsen & Fossing 2015</i> og <i>Markager & Fossing 2015</i>).
6604	
6605	
6606	
6607	Beregning af indeksværdier
6608	Ud over de ovenfor beskrevne ændringer mht. målingerne er der også indført en ny metode for beregninger af sæsonvariation og tidlig udvikling over år. Metoden er identisk med den metode, som hidtil har været anvendt for algevækst, dog med den forskel, at der er anvendt ti-dages perioder i stedet for måneder, som den tidsperiode observationer integreres over.
6609	
6610	
6611	
6612	
6613	For hver station og år er der beregnet en middelværdi for hver ti-dages periode af året for den pågældende observation (daglig arealbaseret algevækst, gennemsnitlig klorofylkoncentration for vandsøjlen over 0 til 10 meter og lyssvækkelseskoefficienten).
6614	
6615	
6616	
6617	$Obs_{st, \text{år}, p10}$ (station, år, P10) = middel af daglige observationer

6618 Derefter er der beregnet en middelværdi for hver station og 10-dages perio-
6619 de på tværs af alle år.

6620 Obs_{st_P10} (station, P10) = middel af $Obs_{st_år_P10}$

6621 Denne værdi er så divideret op i værdien for hver station, år og ti-dages
6622 periode.

6623 $I_{st_år_P10} = Obs_{st_år_P10} / Obs_{st_P10}$

6624 Nu har man en indekseværdi, som er stationens afvigelse fra middelværdi-
6625 en for hver ti-dages periode og år.

6626 Denne værdi beskriver observationens afvigelse fra det normale mønster for
6627 denne station for et givet år. I analysen af sæsonvariation for 2023 er disse
6628 værdier midlet for alle stationer inden for de to typer af marine områder
6629 (fjorde og kystnære farvande og åbne indre farvande).

6630 $I_{område_2023_P10}$ = middel af $I_{st_2023_P10}$ for alle stationer inden for typen af marine
6631 områder.

6632 I analyse af den tidlige udvikling over år er indekseværdien for hver station
6633 midlet for hvert år.

6634 $I_{st_år} =$ middel af $I_{st_år_P10}$ for hvert år.

6635 Derefter er de årlige indekseværdier midlet over stationer inden for et område.

6636 $I_{område_år} =$ middel af $I_{st_år}$ for alle stationen inden for et område.

6637 Metoden betyder, at man kan analysere udviklingen over en sæson eller in-
6638 den for en type af marine områder over år på en måde, så alle stationer bi-
6639 drager lige meget uanset deres numeriske værdi for observationen. Metoden
6640 betyder også, at man kan inddrage alle observationer over stationer og år i
6641 analysen af tidslig variation.

6642
6643

Bilag 4 Områder og farvandstyper - bundplanter

6644

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

6645
6646

Inddeling af ålegræs- og makroalgetranssekter i områder og farvandstyper

6647
6648
6649
6650
6651
6652
6653

Ålegræs- og makroalgetranssekterne 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.

6654 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.

6655

Makroalgetransekter

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