

Miljøtilstand og presfaktorer i Lillebælt

Karen Timmermann, Jesper Christensen, Signe Sveegaard, Flemming Hansen, Jonas Teilmann, Martin Mørk Larsen, Niels Jepsen og Jens Würgler Hansen

DTU Aqua-rapport nr. 404-2022



Miljøtilstand og presfaktorer i Lillebælt

Karen Timmermann¹, Jesper Christensen², Signe Sveegaard², Flemming Hansen¹, Jonas Teilmann², Martin Mørk Larsen², Niels Jepsen¹ og Jens Würgler Hansen²

¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

DTU Aqua-rapport nr. 404-2022

Kolofon

Titel:	Miljøtilstand og presfaktorer i Lillebælt
Forfattere:	Karen Timmermann ¹ , Jesper Christensen ² , Signe Sveegaard ² , Flemming Hansen ¹ , Jonas Teilmann ² , Martin Mørk Larsen ² , Niels Jepsen ¹ og Jens Würgler Hansen ² ¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet ² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet
DTU Aqua-rapport nr.:	404-2022
År:	August 2022
Reference:	Timmermann, K., Christensen, J., Sveegaard, S., Hansen, F., Teilmann, J., Larsen, M.M., Jepsen, N. & Hansen, J.W. Miljøtilstand og presfaktorer i Lillebælt. DTU Aqua-rapport nr. 404-2022. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 52 pp.
Forsidefoto:	Lillebælt. Foto: Sten B. Frandsen
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-332-3

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Forord

Miljø- og naturtilstanden i Lillebælt er presset af bl.a. eutrofiering med iltsvind mm. til følge, trawlfiskeri, miljøfremmede stoffer og manglende levesteder for dyr og planter. Vandområderne i Lillebælt lever ikke op til kravene i vandrammedirektivet og N2000-områderne er ikke i gunstig bevaringsstatus, som krævet af habitatdirektivet. Der meldes om nedgang i fiskebestande, og den marine biodiversitet er fortsat under pres. Fra national side er der igangsat en række initiativer i form af næringsstofreduktioner fra land, som på sigt forventes at bidrage til forbedret miljøtilstand i danske vandområder, herunder Lillebælt. Men andre presfaktorer kan også have en betydning. Aktiv naturrestaurering og forvaltningstiltag direkte i det marine miljø kan ligeledes bidrage til at forbedre miljø- og naturforhold og kan være afgørende for, at forsvundne levesteder som ålegræsbede, tangskove og stenrev kan komme tilbage til Lillebælt. For at forbedre miljø- og naturtilstanden i Lillebælt har 10 kommuner i oplandet til Lillebælt¹ taget initiativ til et forprojekt til belysning af miljøtilstand, presfaktorer og mulige virkemidler til forbedring af miljø – og naturtilstanden i Lillebælt. Forprojektet skal kvalificere et større projekt ”Liv i Lillebælt”, hvor Lillebæltskommunerne vil etablere et partnerskab omkring Lillebælt med henblik på at iværksætte nye initiativer til gavn for havmiljøet og naturen i Lillebælt. Det skal gøres ved at inddrage en række aktører, herunder forskere, frivillige borgere, erhvervsliv, NGO’er m.m. I nærværende rapport belyses miljø- og naturtilstanden i Lillebælt, og de eksisterende presfaktorer kortlægges. Arbejdet er støttet af VELUX fonden og udført af forskere ved DTU og AU. Valg af metoder, behandling af data, beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været forfatterens beslutning og ansvar. Lillebæltskommunerne har haft et udkast af rapporten til kommentering.

¹ Kommunerne omkring Lillebælt er: Vejle, Middelfart, Fredericia, Kolding, Haderslev, Assens, Åbenrå, Sønderborg, Fåborg-Midtfyn og Svendborg.

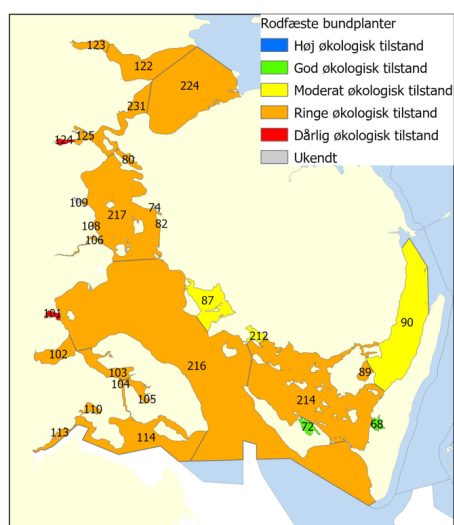
Indhold

Opsummering	5
1. Lillebæltsområdet	9
2. Miljø- og naturforhold i Lillebælt	11
2.1 Klorofyl-a koncentrationer	11
2.2 Ålegræs	12
2.3 Makroalger	14
2.4 Bundfauna	16
2.5 Marsvin	18
2.6 Udvalgte fiskearter	20
2.7 Udvalgte fuglearter	25
3. Presfaktorer	28
3.1 Eutrofiering – næringsstofforurening	29
3.2 Fiskeri med bundsløbende redskaber	35
3.3 Iltsvind	37
3.4 Havbrug	39
3.5 Råstofindvinding	40
3.6 Klaphning	41
3.7 Miljøfarlige stoffer	41
3.8 Stenfiskeri	43
3.9 Invasive arter	43
3.10 Global opvarmning	44
3.11 Naturlige "presfaktorer"	46
4. Sammenfatning	49
5. Referencer	50

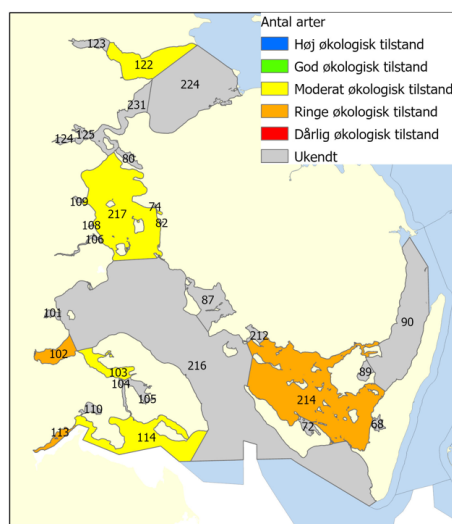
Opsummering

Lillebæltsområdet er meget varieret, hvad angår dybde – og strømforhold, eksponering, bundtyper og naturforhold. Som følge heraf, er Lillebæltsområdet hjemsted for mange trækkende og ynglende fugle, marsvin, en del fiskearter og et variabelt bundfaunasamfund. Data for miljø- og naturforholdene viser imidlertid, at vandområderne i Lillebælt ikke lever op til kravene om god økologisk tilstand, som er målet i vandrammedirektivet og Natura2000 områderne lever ikke op til kravene om gunstig bevaringsstatus, som er målet i habitatdirektivet.

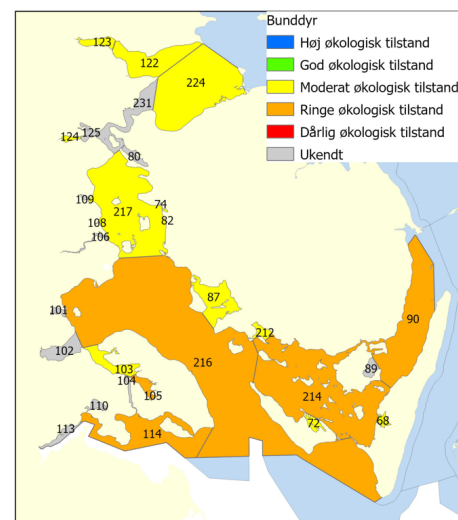
Naturforholdene i Lillebælt er forarmede, hvilket bl.a. kan ses ved, at ålegræsset kun i to områder vokser ud til den målsatte vanddybde (Fig. O1a). Det betyder, at ålegræs dækker et mindre areal end forudsat, hvilket har konsekvenser for hele økosystemet i Lillebælt. Makroalgerne vokser heller ikke så dybt og deres dækningsgrad er mindre ift., hvordan forholdene burde være (Fig O1b). Makroalgerne er, sammen med ålegræsset, nogle af de vigtigste strukturskabende organismer, og deres udbredelse er en helt central forudsætning for et velfungerende økosystem. Biodiversiteten for bunddyrene i Lillebælt lever heller ikke op til kravene i vandrammedirektivet (Fig O1c), og den forarmede biodiversitet blandt bunddyrene viser, at naturforholdene på og i havbunden ikke er gode, hvilket kan have betydning for bl.a. stofomsætning og fødegrundlaget for fisk og fugle.



Figur O1a: Tilstanden for ålegræs i Lillebæltsområdet vurderet ud fra ålegræssets dybdegrænse. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farveskala refererer til vandrammedirektivets tilstandsklasser. Vandområder skal opnå mindst god økologisk tilstand (grøn). Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering. Data er fra NOVANA-programmet og behandlet iht. guidelines (Miljøstyrelsen 2020).

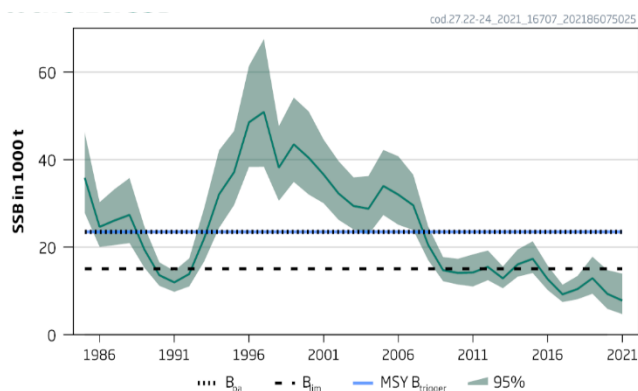


Figur O1b: Tilstand for makroalger i Lillebælt vurderet ud fra antallet af arter. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farveskala refererer til vandrammedirektivets tilstandsklasser. Vandområder skal opnå mindst god økologisk tilstand (grøn). Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering. Data er fra NOVANA-programmet og behandlet iht. Carstensen et al., 2020.

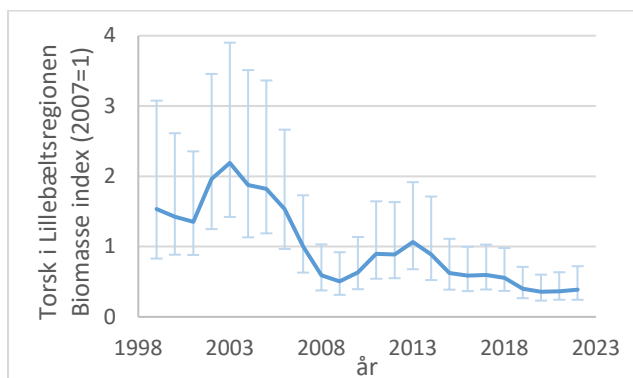


Figur O1c: Tilstanden for biodiversiteten af bunddyr i Lillebæltsområdet vurderet ud fra indekset DKI. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farveskala refererer til vandrammedirektivets tilstandsklasser. Vandområder skal opnå mindst god økologisk tilstand (grøn). Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering. Data er fra NOVANA-programmet og behandlet iht. guidelines (Miljøstyrelsen 2020).

For fisk, marsvin og fugle er det ikke på tilsvarende vis muligt at vurdere tilstanden specifikt for Lillebælt, men kun på en større rumlig skala. Torsken, som holder til i bl.a. Lillebælt, er truet, og bestandens størrelse er under bæregrensen (Figur O2a). Bestandsudviklingen for torsk i Lillebælt reflekterer den generelle udvikling med faldende biomasse, som nu er på det laveste niveau i den årrække, hvor målingerne har fundet sted (Figur O2b).

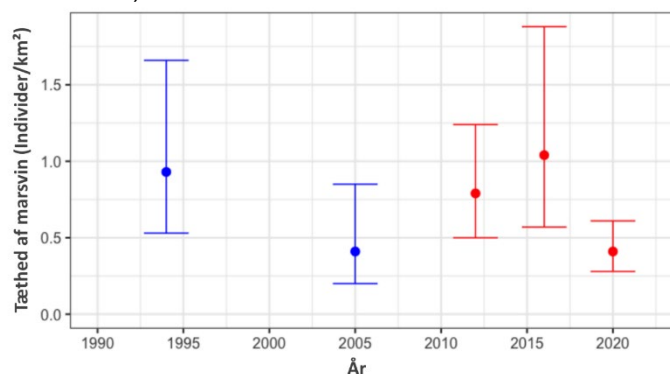


Figur O2a: Bestandsstørrelse af vestlig Østersøtorsk i ICES-områderne 22-24, som dækker den sydvestlige Østersø fra Bornholm, inkl. indre danske farvande op til Kattegat. Når bestandsstørrelsen er under B_{lim} har populationen ringe mulighed for selvopretholdelse (begrænset reproduktionskapacitet). Kilde: <https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2021/2021/cod.27.22-24.pdf>

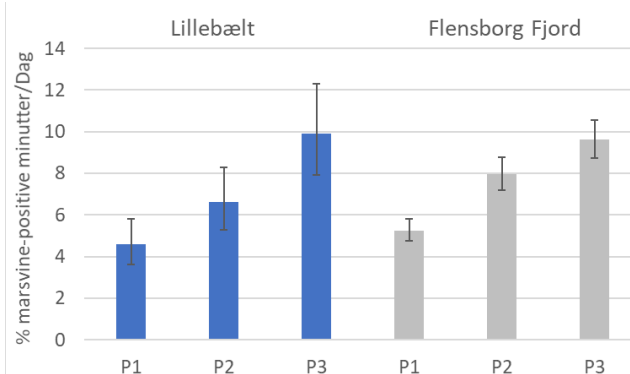


Figur O2b: Relativ biomasse af torsk i Lillebælt estimeret ud fra survey-data i perioden 1999 til 2022. Biomassen i 2007=1. Error bars repræsenterer 95% konfidensintervallet. Data er fra databasen ICES og behandlet af DTU-Aqua. Bemærk at data indtil ca. 2000 ikke er indsamlet på samme standardiserede måde som i den senere periode.

Bestanden af marsvin i Bælthavsregionen (som Lillebælt hører ind under) vurderes at være stabil baseret på analyse af tællingerne fra 2005, 2012, 2016 og 2020 (Fig. O3a). Inkluderer data fra 1994, er tendensen let nedadgående. I de to Natura2000-områder i Lillebælt er der registreret et stigende antal marsvin, hvilket indikerer at disse områder er vigtige for bestanden (Fig. O3b).



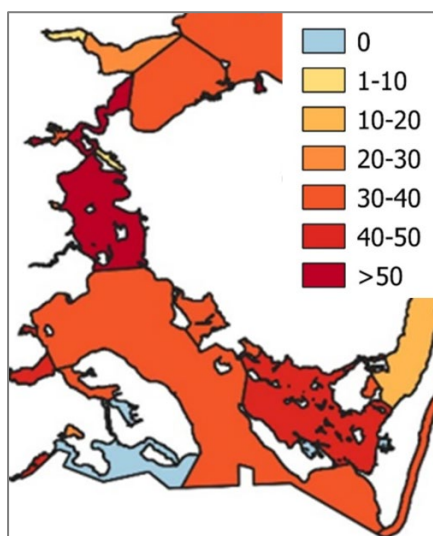
Figur O3a: Marsvin i Bælthavsregionen. Tidsserie af gennemsnitlig marsvinetæthed estimeret for optællinger i Bælthavsregionen. Optællingerne dækkede enten forvaltningsområdet for populationen (dvs. sydlige Kattegat, Bælthavet, Øresund og vestlige Østersøen markeret i rød) eller et større område inkluderende nordlige Kattegat og dele af Skagerrak (markeret i blå). For detaljer om områder og metoder se Unger et al. (2021) og Hammond et al. (2021). Figur modificeret fra Unger et al. (2021).



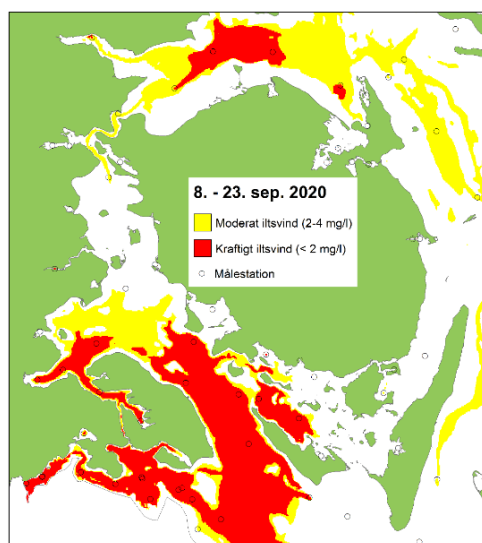
Figur O3b: Marsvin i Lillebælt. Statistisk sammenligning af passiv akustisk overvågning i Natura2000-områderne "Lillebælt" og "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als". Andel marsvinepositive minutter per dag for tre perioder i hvert område. Periode 1: feb2013 – apr2014, periode 2: sep2015 – sep2016, periode 3: sep2019-sep2020. Error bars angiver 95 % konfidensinterval. For kort over områderne se figur 1. Data fra Hansen et al., 2021.

Presfaktorer

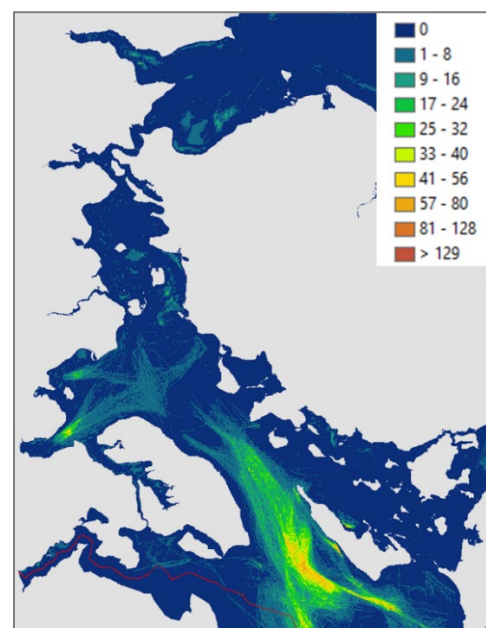
Forurening med næringsstoffer fra land (eutrofiering) er den største presfaktor for miljø- og naturtilstanden i Lillebælt. Alle vandområderne i Lillebæltsområdet har forhøjede niveauer af kvælstof og fosfor i en grad, så god økologisk tilstand og gunstig bevaringsstatus ikke understøttes. Der er således et behov for at reducere de nuværende udledninger af næringsstoffer til vandområderne i Lillebælt (Figur O4a). Men der er også andre presfaktorer, som lokalt kan påvirke levestederne særligt på havbunden, og som også kan have en direkte (lokal) effekt på de dyr og planter, som lever i de påvirkede områder. Iltsvind (Figur O4b) og fiskeri med bundsløbende redskaber (Figur O4c) hører ligeledes med til de mest betydende presfaktorer i Lillebælt, vurderet ud fra det areal, de påvirker.



Figur O4a: Beregnede reduktioner i kvælstofudledning fra dansk land i % af nuværende udledninger. Reduktionerne skal skabe grundlag for opnåelse af god økologisk tilstand og er beregnet under forudsætning af, at andre lande (fx Tyskland og Polen) reducerer deres udledninger som aftalt iht. Baltic Sea Action Plan og vandrammedirektivet.



Figur O4b: Modelleret arealudbredelse af iltsvind i Lillebæltsområdet midt i september i 2020. I kortet er angivet placeringen af de målestationer, som har leveret datagrundlaget for modelberegningerne. Data er fra NOVANA-programmet.



Figur O4c: Fiskeri med bundsløbende redskaber i perioden 2014-2018. Det afbildede fiskeri inkluderer bundtrawl efter fisk samt skrab efter muslinger. Farveskalaen angiver fiskerintensiteten målt i SAR (antal gange i perioden bunden påvirkes af et redskab). Data er baseret på black box data og AIS, som er krav for både > 12 m.

Andre menneskeskabte presfaktorer i Lillebæltsområdet udgøres af råstofindvinding og klapning, kystsikring, invasive arter, miljøfarlige stoffer og fysiske konstruktioner. Derudover er der klimaforandringer, som vil medføre forøgede vandtemperatur, forsuring og bidrage til vandstandsstigninger. Det historiske stenfiskeri har også bidraget til at fjerne vigtige levesteder, ligesom årtiers eutrofiering har reduceret kvaliteten af den bløde bund som levested for dyr og planter. Naturlige "presfaktorer", som fx rovdyrers prædation på byttedyr betragtes her ikke som selvstændig presfaktor for miljø- og naturforholdene i Lillebælt, heller ikke i situationer, hvor det ikke kan udelukkes, at f.eks ubalancer i fødenettet indirekte skyldes menneskelig aktivitet.

Der er stort fokus på forvaltning af næringsstofforureningen i Danmark, og der er igangsat handlingsplaner for at nedbringe næringsstofbelastningerne. Men selv når miljøkvaliteten forbedres, kan

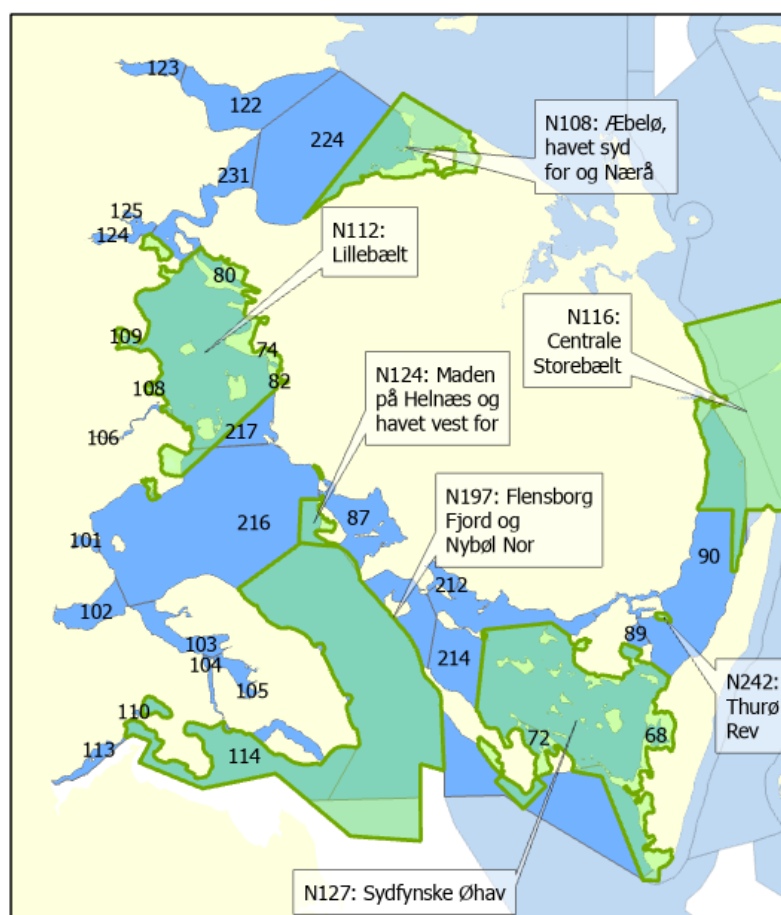
det tage årtier før naturkvaliteten er genskabt. Dette gælder fx ålegræsbede, som kan være lang tid om at brede sig, selv når næringsstofniveauerne er nedbragt. Nogle levesteder som fx stenrev og de tilhørende tangskove kan ikke gendannes af sig selv. Reduktion af menneskeskabte presfaktorer, herunder særligt næringsstofudledningerne, er således vigtigt for at muliggøre gendannelse af levesteder i Lillebæltsregionen, men pga. lange tidsforsinkelser og irreversible skader, vil levestederne ikke nødvendigvis blive genskabt uden aktiv genopretningsindsats.

Konklusion

Næringsstofreduktioner er en nødvendig betingelse for at opnå god miljøtilstand og gunstig bevaringsstatus på større skala i Lillebæltsområdet, men en mere direkte og aktiv indsats for at (gen)skabe levesteder vil øge naturkvaliteten lokalt og understøtte den naturlige (gen)dannelse af levesteder, som ellers kan tage årtier. For irreversible tab af levesteder (fx stenrev) er aktiv genopretning en nødvendighed. Tilstedeværelse af forskellige typer af levesteder (fx stenrev, biogene rev, ålegræsenge, makroalger og forskellige bundsubstrater) vil bidrage til øget biodiversitet og over tid skabe grundlag for balancerede marine fødenet med fisk, havpattedyr og fugle.

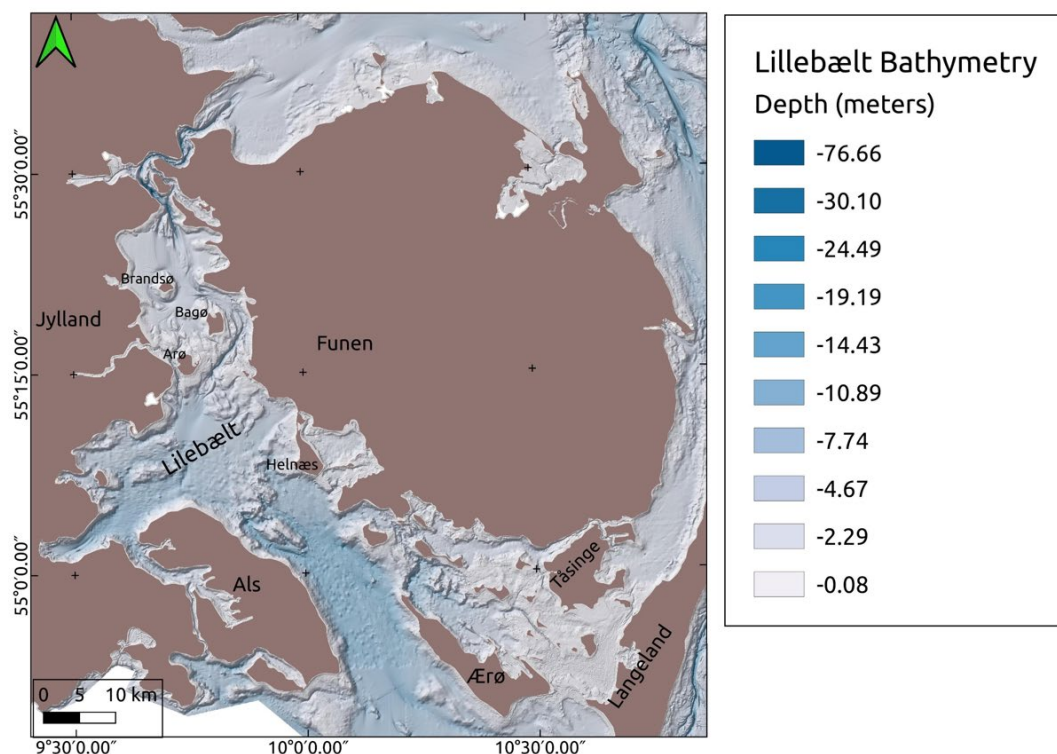
1. Lillebæltssområdet

Lillebæltsområdet, som behandles i denne rapport, fremgår af figur 1.1. Området inkluderer dels selve Lillebælt, men også de mange tilstødende fjorde som fx Flensborg Fjord, Haderslev Fjord, Kolding Fjord, Åbenrå Fjord og Vejle Fjord og mere bugtagtige områder som Genner Bugt og Helnæs Bugt samt det Sydfynske Øhav. Lillebæltsområdet er inddelt i nummererede vandområder (Fig. 1.1). Data fra disse områder anvendes til vurdering af tilstanden for bl.a. ålegræs, makroalger og bundfauna. Vandområderne er dækket af vandrammedirektivet og skal derfor opnå god økologisk tilstand senest i 2027. Der er også fem Natura 2000 områder i Lillebæltsområdet (Fig. 1.1). Disse områder er dækket af habitatdirektivets krav om gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, som er udpegningsgrundlag for de enkelte områder. Alle Natura 2000 områder i Lillebælt er udpeget, fordi de indeholder væsentlige habitater og naturtyper, som skal beskyttes og på sigt opnå gunstig bevaringsstatus. Derudover er område N112 et fuglebeskyttelsesområde og marsvin er på udpegningsgrundlaget i N112, N124, N3116 og N108.



Figur 1.1: Kort over Lillebælt og tilstødende fjorde og bugter, som indgår i analysen. På kortet er vandområder (blå) og Natura 2000 områder (grøn) indtegnet. Vandområderne er dækket af vandrammedirektivet og skal opnå "god økologisk tilstand" senest i 2027. Natura 2000 områderne er dækket af habitat direktivet og skal opnå "gunstig bevaringsstatus" for de naturtyper og arter som er på det enkelte områdes udpegningsgrundlag.

Lillebæltssområdet er karakteriseret ved meget varieret dybde- og strømforhold. Lillebælt har en maksimal dybde på ca. 80m, hvilket er dybt på en dansk skala, men har også mange lavvandede (< 2m) områder. Dybdeforholdene kan ses af figur 1.2. Strømmen i Lillebælt er visse steder meget stærk, hvilket, sammen med den store vanddybde betyder, at ca. 10% af vandudvekslingen mellem Østersøen og Kattegat sker gennem Lillebælt (Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021).



Figur 1.2: Kort over bathymetrien (vanddybder) i Lillebæltssområdet.

Dybde og strømforholdene i Lillebælt har stor betydning for den rumlige fordeling af forskellige vandmasser, deres fysiske og kemiske karakteristika, og hvordan strømningsmønstret flytter og blander dem og er dermed afgørende for fx stoftransporter af fx næringsstoffer og ilt og for fordelingen af livet i havet. De indre danske farvande er en overgangszone mellem det salte vand fra Nordsøen og Skagerrak og det brakke vand fra Østersøen og strømningsmønstret afspejler denne blanding og er med til at forme de enkelte bassiners karakteristiske vandkemiske og økologiske processer. Hydrodynamikken i det sydlige Lillebælt bevirker fx, at bundvandets opholdstid er relativ lang særligt om sommeren, hvilket kan være medvirkende til at forklare områdets hyppige iltsvind (Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021).

Lillebæltssområdet er et meget divers havområde med dybe og strømfyldte områder, beskyttede fjorde og store lavvandede flader, hvilket bidrager til at gøre Lillebæltssområdet til et vigtigt levested for ynglende og trækkende fugle, som havørn, rørhøg, plettet rørvagtel, engsnarre, klyde, bjergand, edderfugl, hvinand og toppet skallesluger og er derudover vigtig for marsvin, som er den eneste fastboende hval i danske farvande. I de næste kapitler adresseres miljø- og naturforholdene i Lillebæltssområdet.

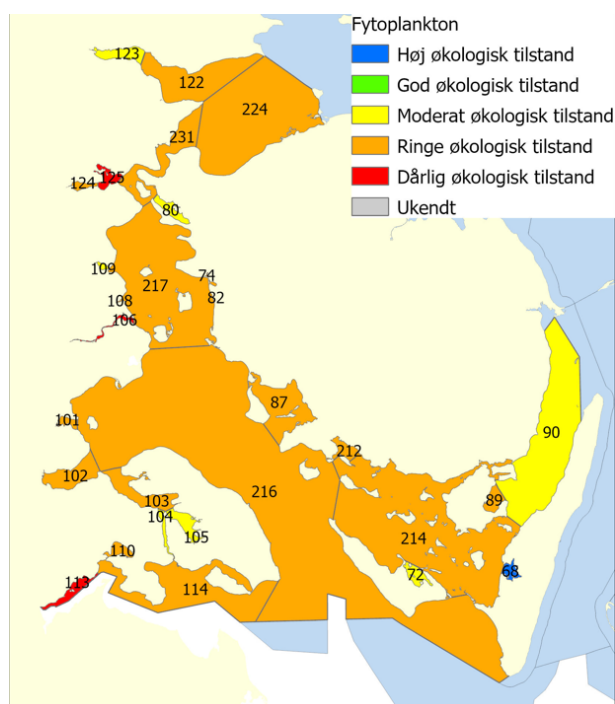
2. Miljø- og naturforhold i Lillebælt

2.1 Klorofyl-a koncentrationer

Klorofyl-a koncentrationen er et ofte anvendt mål for mængden af fytoplankton, som bestemmes af forholdet mellem fytoplankton væksten (primær produktion) og tabet pga. græsning fra dyr og sedimentation. Der er en tæt kobling mellem væksten af plankton og næringsstofkoncentrationer i den fotiske zone, hvor høje næringsstofkoncentrationer vil resultere i høj planktonvækst og koncentrationer af klorofyl-a. Tilsvarende vil lave koncentrationer af et eller flere næringsstoffer kunne hæmme væksten og give lavere klorofyl-a koncentrationer i vandsøjlen. Klorofyl-a koncentrationer har også direkte betydning for havmiljøets tilstand idet høje klorofyl-a koncentrationer giver uklart vand, udskygger bundvegetationen og øger risikoen for iltvind. I vandrammedirektivet anvendes klorofyl-a koncentrationer i perioden maj-sept. som indikator for det biologiske kvalitetselement "Fytoplankton", der er et ud af tre kvalitetselementer, som skal opnå mindst god økologisk tilstand. I denne analyse er indikatorværdier for klorofyl a beregnet for hvert vandområde i Lillebæltsregionen ud fra NOVANA-data i perioden maj-sept. Årlige indikatorværdier er anvendt til tidsserier og tilstandsvurderingen er baseret på gennemsnit af de seneste 6 års indikatorværdier. Beregning af indikatorværdier og grænseværdier mellem VRD tilstandsklasser er baseret på Timmermann et al., 2021.

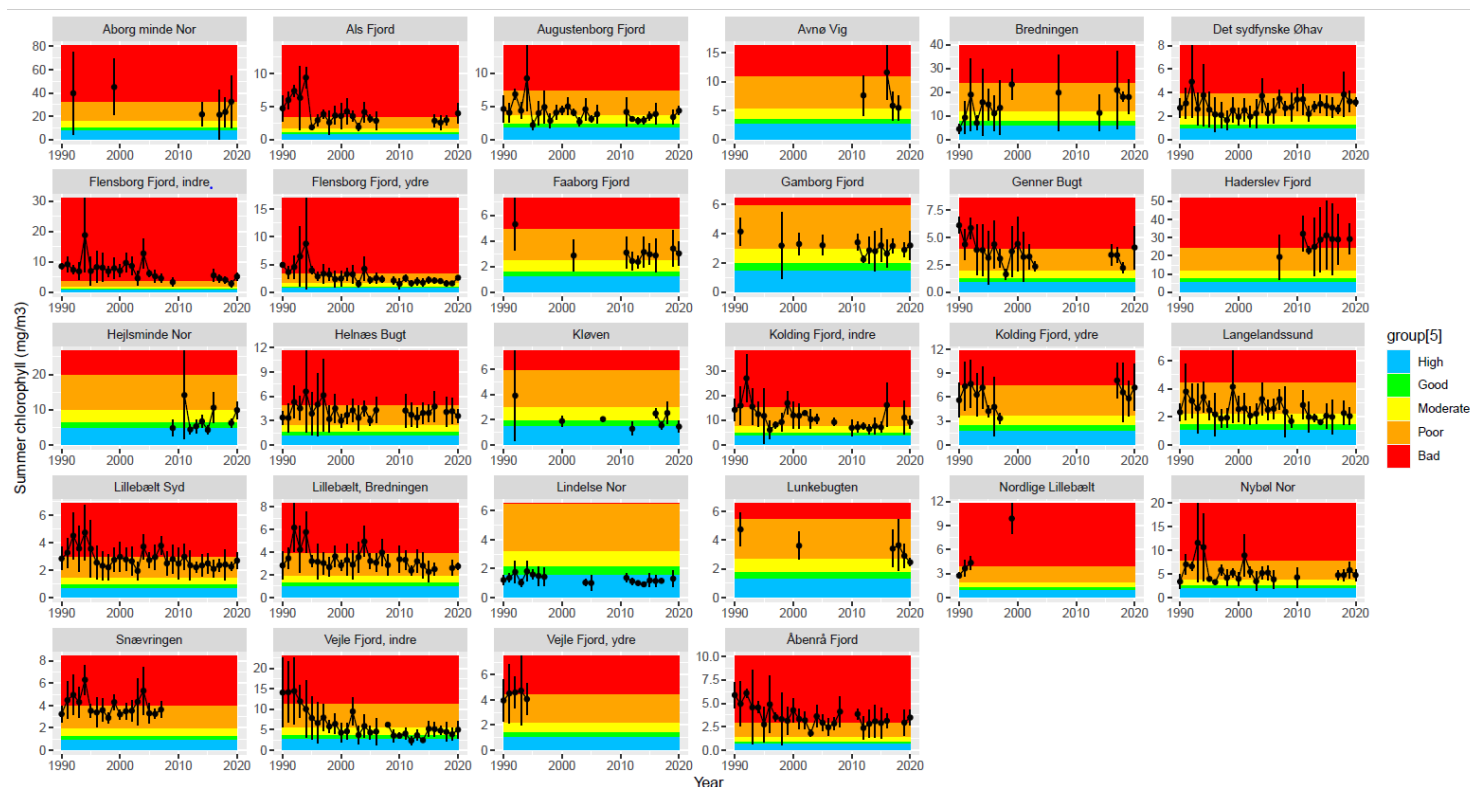
Tilstandsvurderingen for kvalitetselementet "Fytoplankton" baseret på klorofyl-a koncentrationer (Figur 2.1.1) viser, at kun 1 af de 29 vandområder i Lillebæltsregionen har opnået mindst god økologisk tilstand.

Figur 2.1.1: Tilstandsvurdering for kvalitetselementet "Fytoplankton" baseret på klorofyl-a koncentrationer i perioden maj-sept. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farvekategorier henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering for vandområdet. Data til beregninger af indikatorværdier er fra NOVANA-overvågningen.



Tidsserier for sommer klorofyl-a koncentrationer i de enkelte vandområder (Fig.2.1.2) viser overordnet set, en relativt stor variation i perioden maj-sept. (error bars) og også en del år-til-år variation med tendens til de højeste klorofylkoncentrationer i 1990'erne, efterfulgt af et fald. I det

seneste årti synes klorofylkoncentrationerne at have stabiliseret sig, men for hovedparten af områderne er koncentrationsniveauet stadig for højt i fht. opnåelse af miljømål.



Figur 2.1.2: Tidslig udvikling i årlige sommer klorofyl-a koncentrationer i perioden 1990-2020 for de vandområder i Lillebæltsregionen, hvor der findes en monitoringsstation. Data er fra NOVANA-programmet og i de viste vandområder kommer målingerne fra en enkelt NOVANA-station. Manglende data skyldes, at ikke alle NOVANA-stationer måles hvert år. Error bars repræsenterer variationen i perioden maj-sept. Farvekategorier henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).

2.2 Ålegræs

Ålegræs vokser langs de fleste danske kyster med blød bund og kan danne tætte bede, der fungerer som vigtige levesteder og opvækstområder for en lang række organismer. Vegetationen fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi bladene dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og bidrager dermed til at holde vandet klart samtidig med, at de lagrer kulstof og tilbageholder næringsstoffer. Disse mange funktioner gør, at ålegræsenge hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer. Ålegræssets dybdeudbredelse påvirkes af eutrofiering som dels reducerer mængden af lys, der rammer havbunden, men også øger begroingen på ålegræssets blade, hvilket også bidrager til skygningseffekten. Men også arealudbredelsen kan påvirkes som følge af eutrofiering pga begroing og organisk berigede sedimenter. Bundslæbende fiske-redskaber og anden fysisk forstyrrelse af havbunden kan også bidrage til at reducere ålegræssets udbredelse i visse områder.

Ålegræssets dybdegrænse anvendes som indikator for vandrammedirektivets biologiske kvalitetselement "Makroalger og blomsterplanter". Dybdegrænsen er defineret som den maksimale

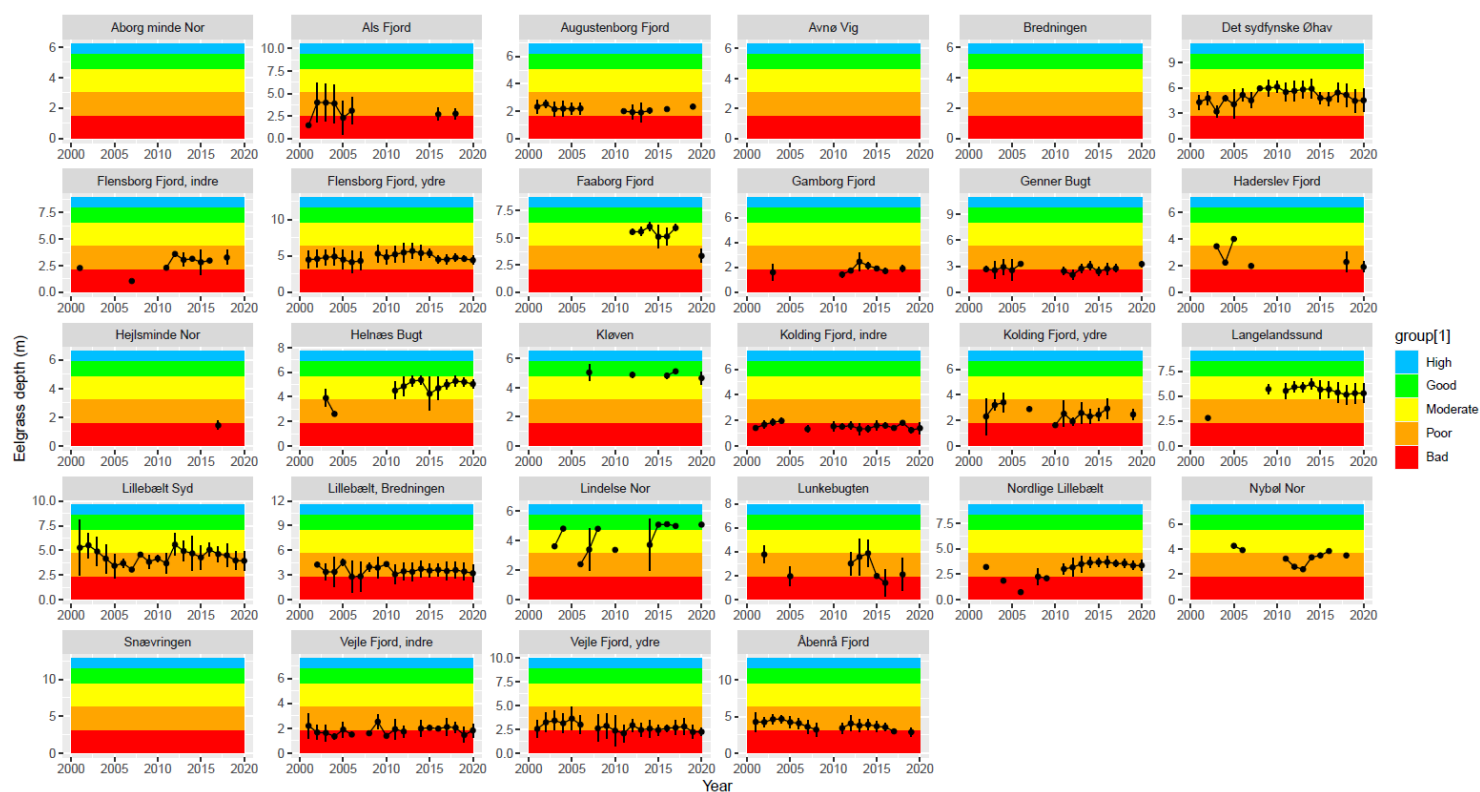
vanddybde for hovedudbredelsen af ålegræs (dækningsgrad på 10%). I denne analyse er indikatorværdier for ålegræssets dybdegrænse beregnet for hvert vandområde i Lillebæltsregionen ud fra NOVANA-transektdata. Årlige indikatorværdier er anvendt til tidsserier og tilstandsvurderingen er baseret på et gennemsnit af de seneste 6 års indikatorværdier. Beregning af indikatorværdier og grænseværdier mellem VRD tilstandsklasser er baseret på Timmermann et al., 2020.

Tilstandsvurderingen baseret på ålegræssets dybdegrænse (Figur 2.2.1) viser, at 2 af de 29 vandområder i Lillebæltsregionen har opnået god tilstand.

Figur 2.2.1: Tilstandsvurdering baseret på ålegræssets dybdegrænse. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farvekategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering for vandområdet. Transektdata til beregning af ålegræssets dybdegrænse er fra NOVANA-programmet.



Tidsserier for ålegræssets dybdegrænse i de enkelte vandområder (Fig.2.2.2) viser overordnet set relativt stabil dybdeudbredelse for ålegræs igennem hele monitoringsperioden, hvilket er konsistent med resultater for ålegræstransektter i hele Danmark (Rieman et al., 2016). Ålegræs reagerer med stor tidsforsinkelse på forbedringer i fx. lysforhold og man skal således ikke forvente, at ålegræsset umiddelbart spreder sig og opnår god tilstand målt på dybdeudbredelsen, selvom miljøforholdene tilsyneladende understøtter vækst af ålegræs.

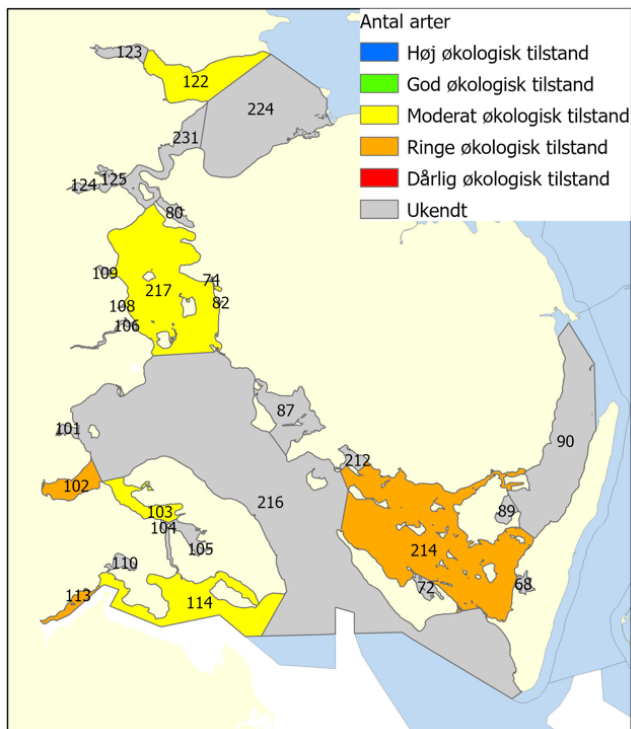


Figur 2.2.2: Tidlig udvikling i ålegræssets dybdegrænse i perioden 1990-2020 for de vandområder i Lillebæltregionen, hvor der findes tilstrækkeligt data. Data er fra NOVANA-programmet og hvor ålegræssets dybdegrænse beregnes som gennemsnit af flere transektmålinger i det enkelte vandområde. Manglende data skyldes, at der ikke laves transekt målinger hvert år i alle vandområder. Error bars repræsenterer variation i dybdegrænsen indenfor et vandområde. Farvekategorier henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).

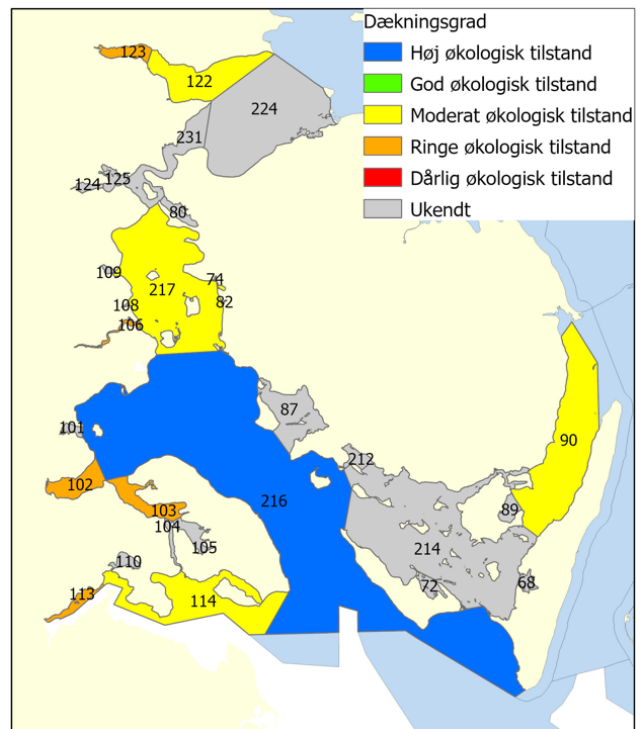
2.3 Makroalger

Makroalger, der vokser på sten og stenet bund, er ligesom ålegræs en særdeles vigtig komponent i kystnære økosystemer og fungerer bl.a. som leve- og skjulested for andre arter, herunder fisk og fiskeyngel. Der findes mange arter af flerårige makroalger i danske farvande og flere af dem kan vokse ved væsentligt mindre lys end fx ålegræs, hvilket gør, at de generelt kan vokse på dybere vand. Både makroalgernes artssammensætning og deres dækningsgrad påvirkes af eutrofiering, som dels reducerer mængden af lys der rammer havbunden, men også øger begroingen på makroalgerne, hvilket også bidrager til skygningseffekten. Men makroalgernes mulighed for at brede sig er også begrænset af manglen på sten på havbunden, ligesom fysisk forstyrrelse af havbunden fx i form af bundslæbende fiskeredskaber og hyppige skibs passager også kan bidrage til at reducere udbredelsen af makroalger på visse lokaliteter (Dahl 2005; Dahl m.fl. 2011)

Der er udviklet to indikatorer for makroalger, som beskriver hhv. makroalgernes artssammensætning og deres dækningsgrad (Carstensen 2020). Tilstandsvurderingerne baseret på disse indikatorer ses i figur 2.3.1a og b

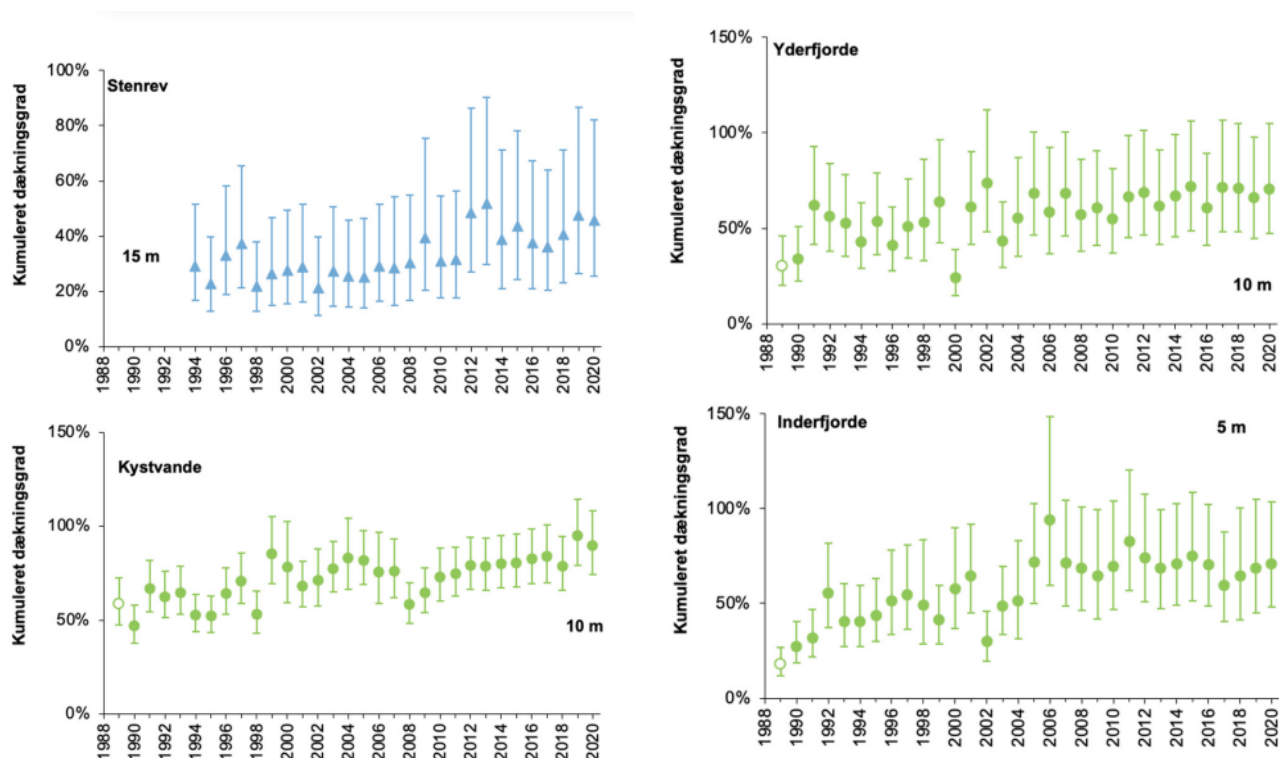


Figur 2.3.1a: Tilstandsvurdering for artssammensætningen af makroalger. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farve-kategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering for vandområdet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).



Figur 2.3.1b: Tilstandsvurdering for makroalgernes dækningsgrad. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farve-kategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Ukendt tilstand betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering for vandområdet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).

Beregningen af indikatorværdier for makroalger kræver flere års data, og det er derfor ikke muligt at beregne årlige værdier for det enkelte vandområde og dermed heller ikke muligt at lave en tidsserie for det enkelte vandområde. Hvis man derimod samler data fra flere områder, er det muligt at følge tidsudviklingen. Dette er gjort i Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021 for dækningsgraden af makroalger på stenrev i åbne farvande og på sten i kystvande samt i yder- og inderfjorde (se figur 2.3.2). Fra disse aggregerede data kan man se, at makroalgernes dækningsgrad er øget set over hele overvågningsperioden (1990-2020), men i de seneste ca 10 år ser udviklingen ud til at være stagneret undtagen for kystvande.



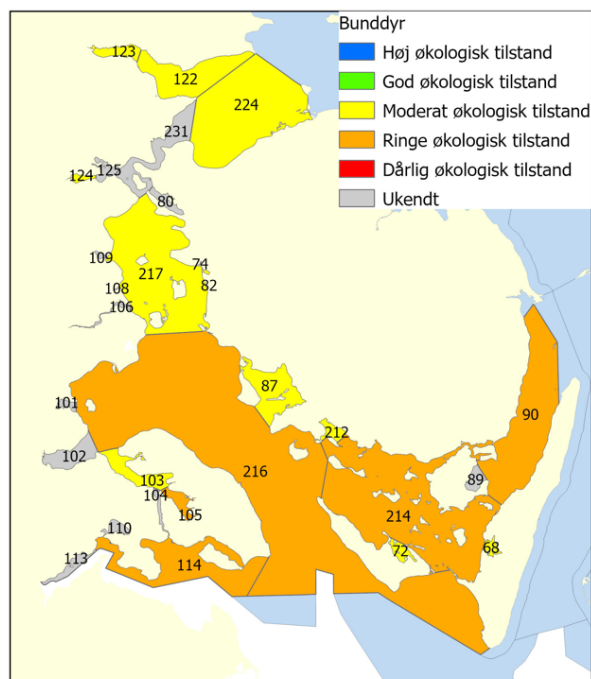
Figur 2.3.2: Tidlig udvikling i makroalgernes kumulerede dækningsgrad på en fastsat vanddybde i perioden 1989-2020 for stenrev i åbne farvande (blå trekanten) og på sten i kystvande, yder- og inderfjorde (grønne cirkler) i danske farvande (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Figurer er fra Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021.

2.4 Bundfauna

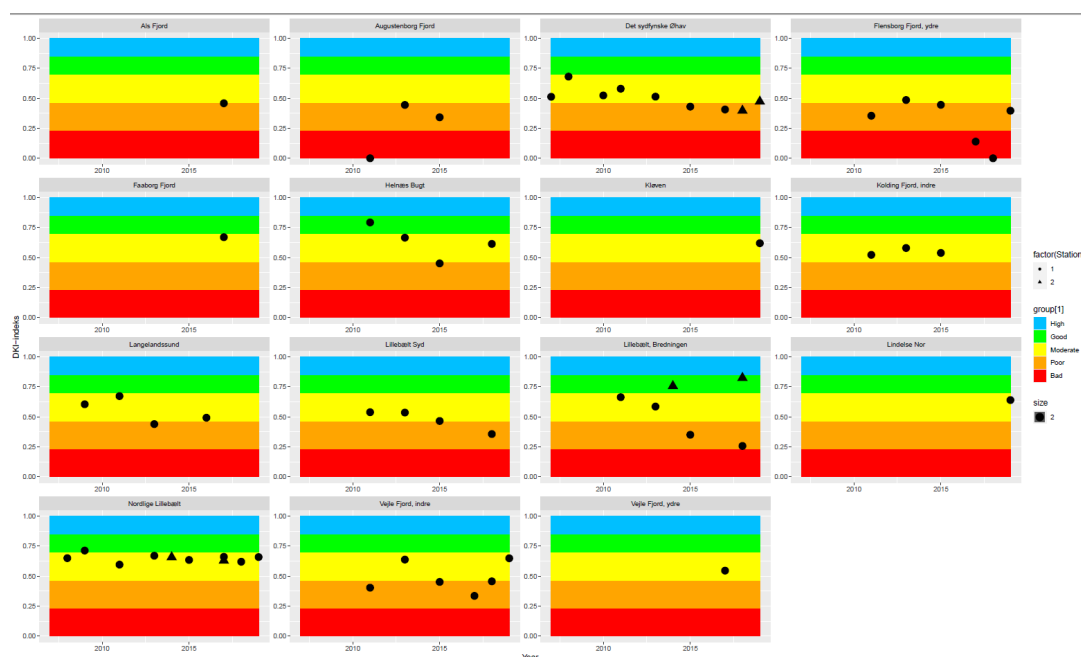
Biodiversiteten af bundfauna, målt ved det danske kvalitetsindeks (DKI) anvendes som indikator for vandrammedirektivets biologiske kvalitetselement "Bundfauna". I denne analyse er indikatorværdier for DKI beregnet for det enkelte vandområde i Lillebæltsregionen ud fra NOVANA-data. Der er kun bundfaunastationer i 18 ud af 29 vandområder i Lillebæltsregionen. Årlige indikatorværdier er anvendt til tidsserier og tilstandsvurderingen er baseret på gennemsnit af de seneste 6 års indikatorværdier. Beregninger af DKI-værdier er leveret af Miljøstyrelsen (MST).

Tilstandsvurderingen baseret på DKI (Figur 2.4.1) viser, at bundfaunaen ikke har opnået mindst god økologisk tilstand i vandområderne i Lillebælt.

Figur 2.4.1: Tilstandsvurdering for biodiversiteten af bunddyr beregnet ud fra det danske kvalitetsindeks (DKI). Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Lillebælt. Farve-kategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Beregninger af DKI er leveret af MST og er baseret på bundfauna overvågningsdata fra NOVANA-programmet.



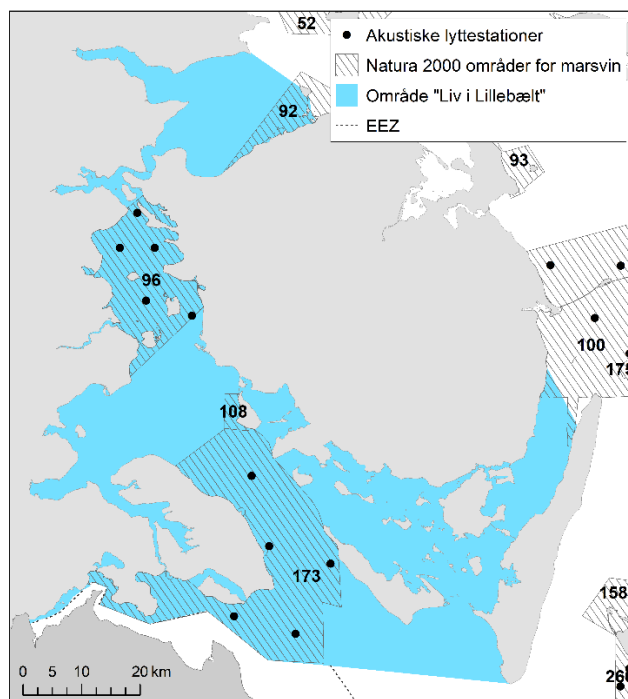
Tidsserier for bunddyrenes biodiversitet i de enkelte vandområder (Fig.2.4.2) viser noget år-til-år variation, men indikerer ikke en egentlig udvikling over tid. I Bredningen findes to faunastationer og her ser udviklingen for en af stationerne (cirkler) ud til at falde over tid.



Figur 2.4.2: Tidsserier for biodiversiteten af bundfauna (DKI) i de enkelte vandområder i Lillebæltsregionen. Data er leveret af Miljøstyrelsen og er baseret på bundfauna monitoringen i NOVANA-programmet. For vandområder med flere bundfaunastationer er disse vist med forskellige symboler. Farvekategorier henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Lillebæltsregionen er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).

2.5 Marsvin

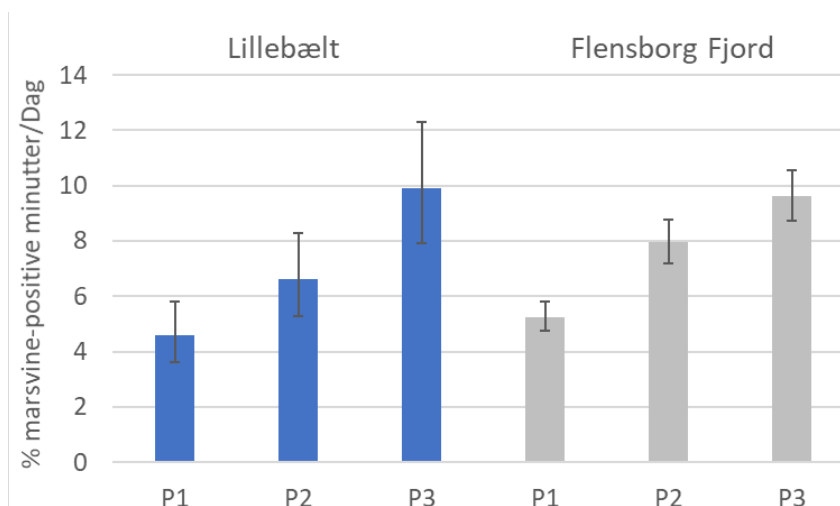
Marsvin i Lillebælt tilhører Bælthavsbestanden, hvis udbredelse inkluderer Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø. Man kan således ikke tale om en egentlig Lillebælt bestand, men Lillebælt er helt klart et af de vigtige områder for denne bestand. Derfor blev der i 2010 udpeget tre Natura 2000-områder for marsvin i Lillebæltsområdet, nemlig "Lillebælt" (352 km², habitatområde nr. 96), "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" (652 km², habitatområde nr. 173) og det mindre område "Maden på Helnæs og havet vest for" (21 km², habitatområde nr. 108) (Figur 2.5.1). De to største af disse områder er sidenhen overvåget med passiv akustisk monitoring (5 lyttestationer placeret tilfældigt i hvert område) i tre perioder af ca. 1 års varighed: Periode 1: feb.2013 – apr.2014, periode 2: sep.2015 – sep.2016, periode 3: sep.2019 – sep.2020. Akustisk overvågning af marsvin giver et godt billede af marsvinenes brug af området, da monitoringen foregår døgnet rundt, hele året. Til gengæld har metoden en relativt lille geografisk udbredelse, idet marsvin kun kan høres mindre end 500 m fra lyttestationerne, så resultaterne gælder kun for de enkelte Natura-2000 områder. Marsvinelydene analyseres som antal minutter, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = PPM), omregnet til procent af døgnet. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af %PPM/døgn for hver måned.



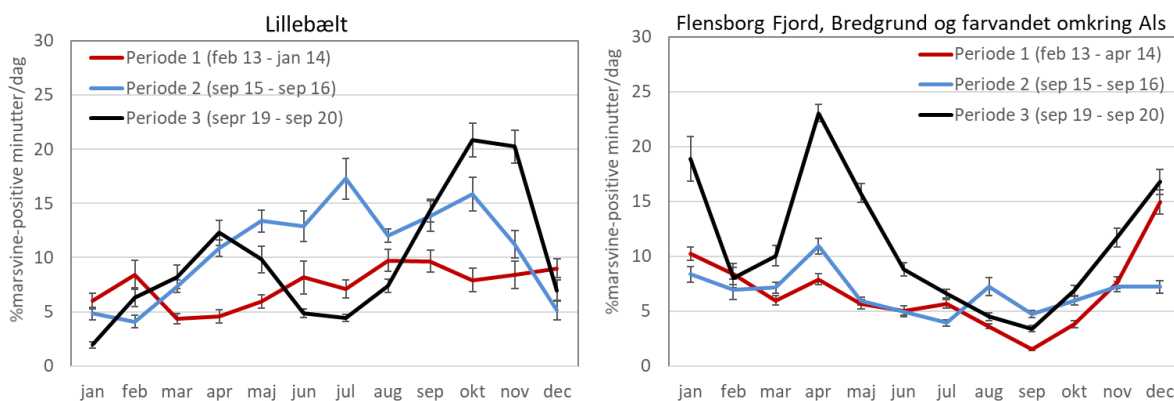
Figur 2.5.1: Kort over projektområdet for "Liv i Lillebælt" med Natura 2000 områder for marsvin og akustiske lyttestationer, der anvendes i NOVANA-overvågningsprogrammet. Numrene henviser til habitatområder, hvor marsvin er en del af udpegningsgrundlaget.

I de to habitatområder med lyttestationer (omr. 96 og 173) ses en generel fremgang i antallet af marsvinedetektioner (figur 2.5.2). I habitatområde 173 "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" viser den statistiske sammenligning af %PPM/dag i de tre perioder en signifikant stigning fra periode 1 til 2 ($p < 0,05$) og 1 til 3 ($p < 0,05$) men ikke en signifikant forskel mellem periode 2 og 3 ($p > 0,05$). I habitatområde 96 "Lillebælt" er periode 3 signifikant større end både periode 1 og 2 og periode 2 er signifikant større end periode 1 ($p < 0,05$).

Andelen af minutter af døgnet med registreringer af marsvin (% PPM/dag) varierer mellem de to områder og over året (figur 2.5.3). I "Lillebælt" ses større variationer mellem årene hvor især periode 3 har store udsving over året med meget lav sommertæthed. I "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" afviger periode 3 i januar, april og maj ved at have højere antal PPM end tidligere set.



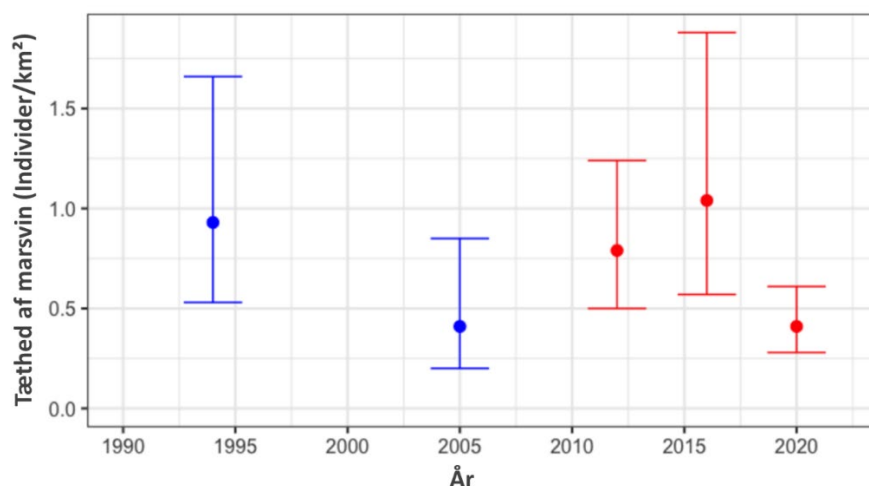
Figur 2.5.2: Statistisk sammenligning af passive akustisk overvågning i Natura 2000 områderne "Lillebælt" og "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als". Andel marsvinepositive minutter per dag for 3 perioder i hvert område. Periode 1: feb. 2013 – apr. 2014, periode 2: sep. 2015 – sep. 2016, periode 3: sep. 2019 – sep. 2020. Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. For kort over områderne se figur 2.5.1. Data fra Hansen et al., 2021.



Figur 2.5.3: Gennemsnit for marsvine-positive minutter pr. dag (PPM/dag) i procent over året for de fem akustiske lytteposter udlagt i Natura 2000 områderne "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" og "Lillebælt". Data er vist for de tre overvågnings-perioder (2013-2020). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien. Data modificeret fra Hansen et al., 2021.

Bæltshavsbestanden

Marsvinene, der ses i Lillebælt, er en del af en større population kaldet Bæltshavsbestanden. Denne bestand er relativt isoleret og marsvinene parrer sig kun i begrænset omfang med andre bestande i Nordsøen og Østersøen. Bæltshavsbestanden blev senest optalt i sommeren 2020, hvor den samlede bestand blev beregnet til at være 17.301 marsvin (95% CI = 11.695-25.688; CV = 0.2) (Unger et al. 2021), hvilket svarer til en tæthed på 0,41 marsvin/km² (95% CI = 0,28-0,61). Dette er lavere end de to seneste optællinger i hhv. 2012 og 2016, men sammenligneligt med optællingen i 2005 (Figur 2.5.4). Denne type optællinger har ofte store udsving, men i en trendanalyse baseret på tællingerne fra 2005, 2012, 2016 og 2020 vurderes bestanden at være stabil altså hverken i fremgang eller tilbagegang (Gilles et al. 2022). På trods af dette, er der i de to Natura 2000 områder i Lillebælt (nr. 96 og 173) registreret et signifikant stigende antal marsvin. Vigtigheden af disse to områder i relation til Bæltshavsbestanden er derfor sandsynligvis blevet større i de senere år. Områderne bør derfor beskyttes bedst muligt fremover. Dette gælder særligt i relation til bifangst i garnfiskeriet, sikring af et godt fødegrundlag og ved at hindre forstyrrelser fra undervandsstøj.



Figur 2.5.4: Tidsserie af gennemsnitlig marsvinetæthed estimeret for optællinger i Bæltshavsregionen. Optællingerne dækkede enten forvaltningsområdet for populationen (dvs. sydlige Kattegat, Bæltshavet, Øresund og vestlige Østersøen markeret i rød) eller et større område inkluderende nordlige Kattegat og dele af Skagerrak (markeret i blå). For detaljer om områder og metoder se Unger et al. (2021) og Hammond et al. (2021). Figur modificeret fra Unger et al. (2021).

2.6 Udvalgte fiskearter

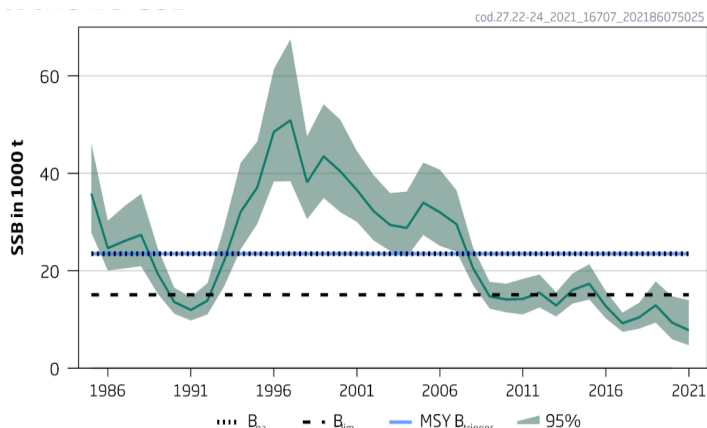
Overvågning og dataindsamling for kommercielle fiskearter i danske farvande sker via ICES (<https://www.ices.dk>). Overvågningen sker primært med henblik på at kunne lave bestandsopgørelser og rådgive om fastlæggelse af kvoter for fiskeriet. Opgørelser over fiskebestande og fastlæggelse af kvoter laves på større rumlig skala end Lillebæltsregionen, som er en del af ICES-område 22 (se figur 2.6.1). Østersø-torsken er en fiskeart med stor politisk bevågenhed i både Danmark, men også internationalt.

ICES-data for bestandsudviklingen af Østersø-torsk i område 22-24 kan ses i figur 2.6.2. I Lillebælt foregår survey fiskeri som del af bestandsopgørelsen for Østersø torsken. Fangstregistreringer fra survey fiskeri i området vist på kort i figur Figur 2.6.3, kan ses på tidsserien i figur 2.6.4.

Tidsserier for torskebestanden i ICES-område 22-24 viser, at bestanden af torsk er faldet dramatisk siden medio 1990'erne og at bestanden nu vurderes at være under grænsen for selvopretholdelse (figur 2.6.2).



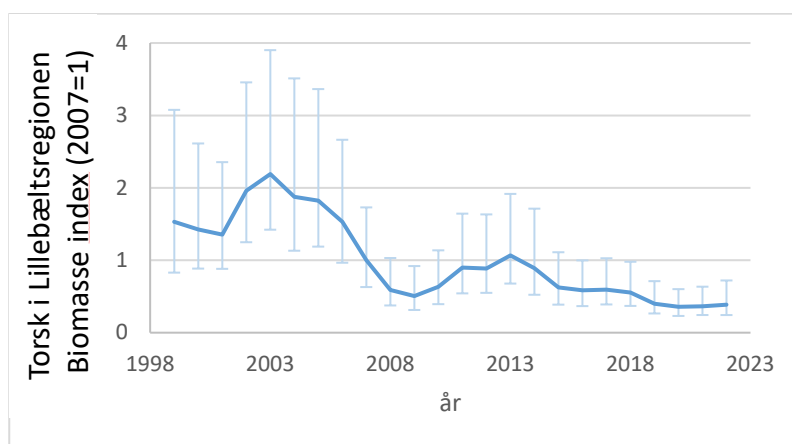
Figur 2.6.1: Kort over ICES-områderne 22 (Bælthavet), 23 (Øresund) og 24 (vestlige Østersø). Bestandsstørrelse af vestlig Østersø torsk opgøres for hele område 22-24. Lillebælt indgår som en del af område 22.



Figur 2.6.2: Bestandsstørrelse af vestlig Østersø torsk i ICES områderne 22-24, som dækker den syd-vestlige Østersø fra Bornholm, inkl. Indre danske farvande op til Kattegat. Når bestandsstørrelsen er under B_{lim} er populationen under minimums bevaringsstørrelse og populationen har ringe mulighed for selvopretholdelse. Kilde: <https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2021/2021/cod.27.22-24.pdf>



Figur 2.6.3: Kort over område for survey data anvendt til beregning af biomasse for torsk i Lillebæltsregionen.

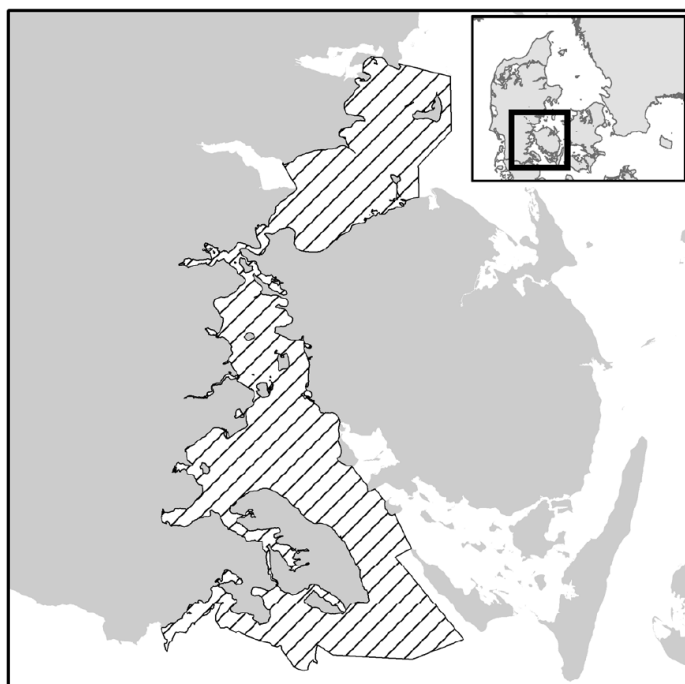


Figur 2.6.4: Relativ biomasse af torsk i Lillebæltsregionen estimeret ud fra survey data i perioden 1999 til 2022. Biomassen i 2007=1. Error bars repræsenterer 95% konfidensintervallet. Data er fra ICES-databasen og behandlet af DTU-Aqua. ...

Fiskefangster langs danske kyster – Nøglefiskerordningen

Siden 2005 har udvalgte danske fritidsfiskere gennem nøglefiskerordningen indrapporteret deres fangster foretaget med standardiserede net og ruser langs de danske kyster. Formålet med nøglefiskerordningen er at registrere fiskefangsterne og derigennem få dokumenteret fiskeforekomster langs de danske kyster over en årrække (Støttrup et al., 2020).

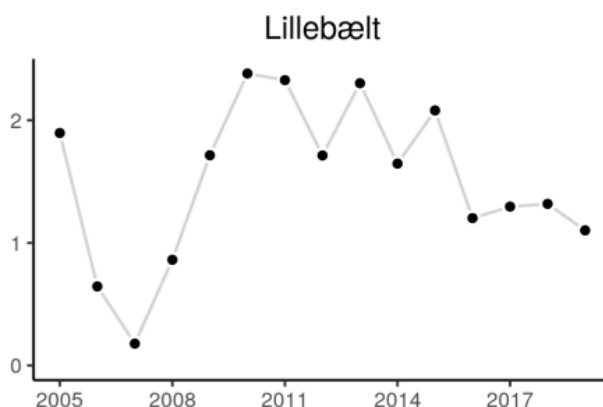
Fangstregistreringer fra Lillebælt dækker området vist i figur 2.6.5. Alle data og figurer vedr. Nøglefiskerordningen og resultater herfra stammer fra Støttrup et al., 2020, hvor der er detaljerede beskrivelser af nøglefiskerordningen, fiskeriet og de indsamlede data.



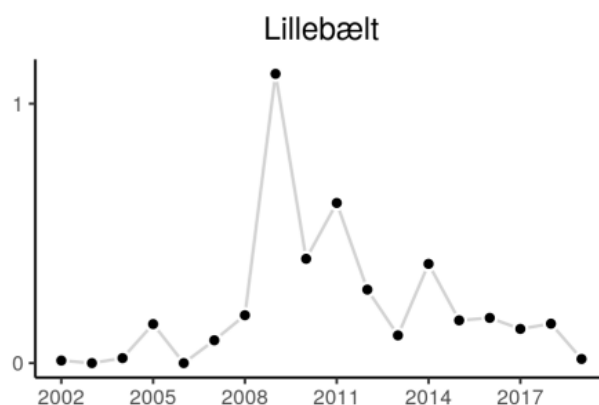
Figur 2.6.5: Kort over området "Lillebælt", hvorfra der stammer fangstdata fra "Nøgle-fisker ordningen" anvendt i figurene 2.6.6 a-h.

Fangstregistreringer for skrubbe, rødspætte, torsk, ål og ålekvabbe i Lillebælt baseret på fiskeri med net og ruse, som en del af nøglefiskerordningen kan ses i figur 2.6.6 a-h. For skrubbe indikerer data en nedadgående tendens fra omkring 2010, hvorimod der for rødspætte er en tendens til stigende fangster i garn igennem perioden. For de resterende arter er der ingen klar udviklingstendens. Udviklingstendenser i nøglefisker data kan dog ikke nødvendigvis ekstrapoleres til større rumlig skala idet net og ruser ikke nødvendigvis er placeres repræsentativt. Derudover er fangsterne relativt små i hele perioden, sandsynligvis fordi bestandene er faldet til et meget lavt niveau før initieringen af måleprogrammet og dette gør dataserien følsom overfor (tilfældige) fluktuationer i fangsterne.

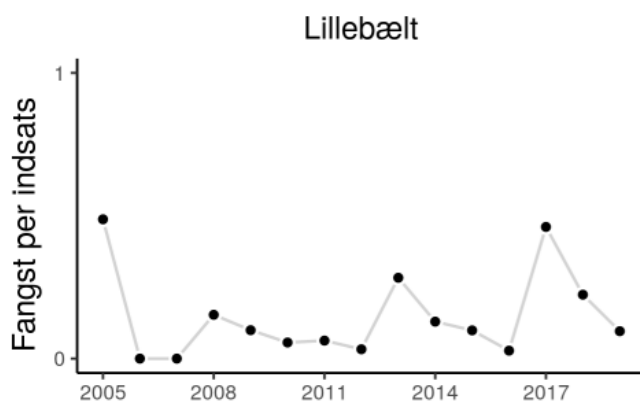
Figur 2.6.6a: Antal skrubber fanget per indsats (12 timer) i garn i perioden maj til august fra 2005 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



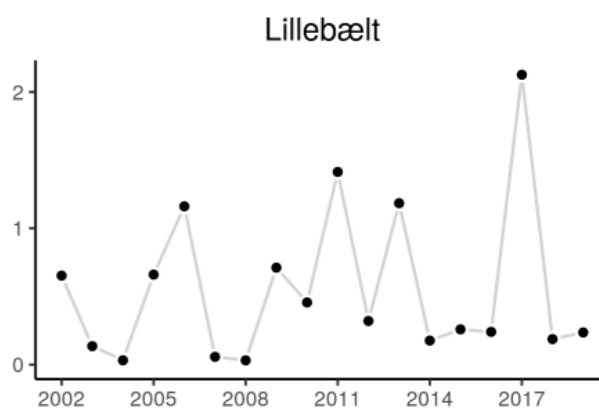
Figur 2.6.6b: Antal skrubber fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



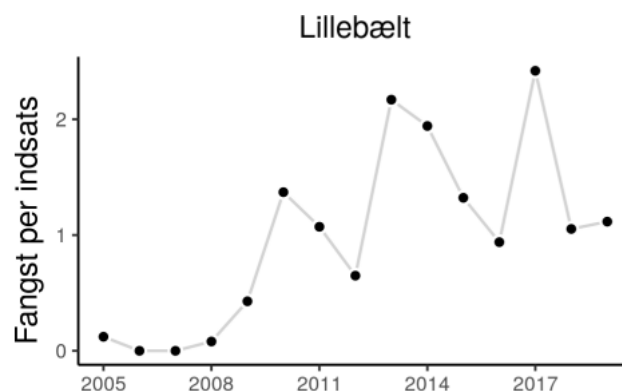
Figur 2.6.6c: Antal torsk fanget per indsats (12 timer) i garn i perioden maj til august fra 2005 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020



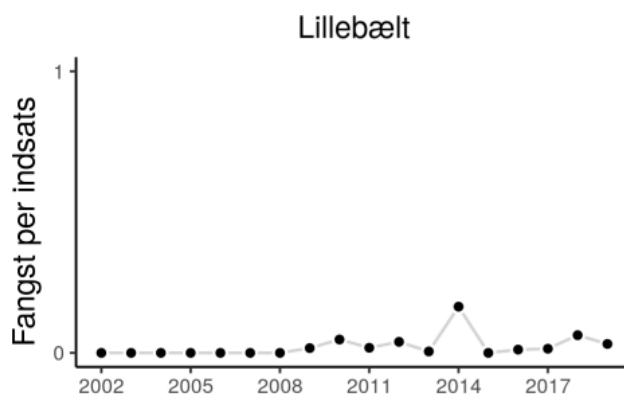
Figur 2.6.6d: Antal torsk fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020



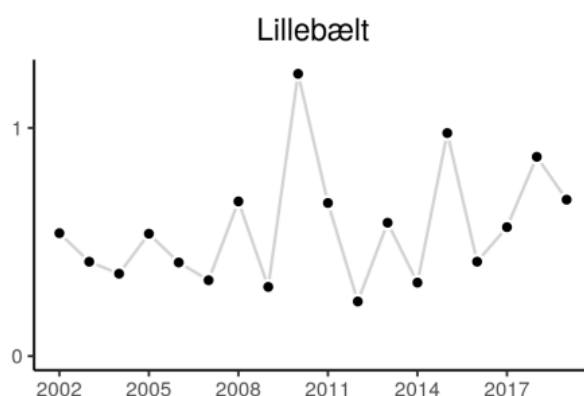
Figur 2.6.6e: Antal rødspætter fanget per indsats (12 timer) i garn i perioden maj til august fra 2005 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



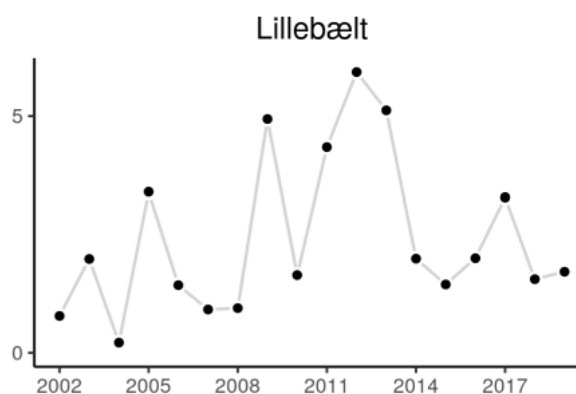
Figur 2.6.6f: Antal rødspætter fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



Figur 2.6.6g: Antal ål fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



Figur 2.6.6h: Antal ålekvaaber fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020



2.7 Udvalgte fuglearter

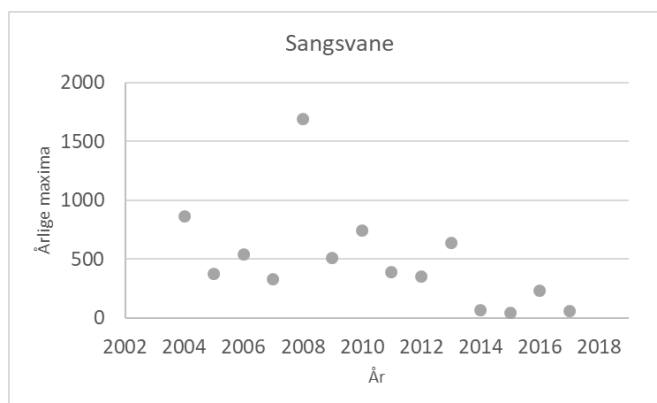
Forekomster af trækkende vandfuglearter overvåges i danske fuglebeskyttelsesområder, hvoraf område 47 ligger i Lillebælt (se figur 2.7.1). Data fra dette område er afrapporteret i Clausen et al., 2019, hvor der også er en detaljeret beskrivelse af overvågningsmetoder og databehandling.

Figur 2.7.1: Afgrænsning af fuglebeskyttelsesområde 47 i Lillebælt.

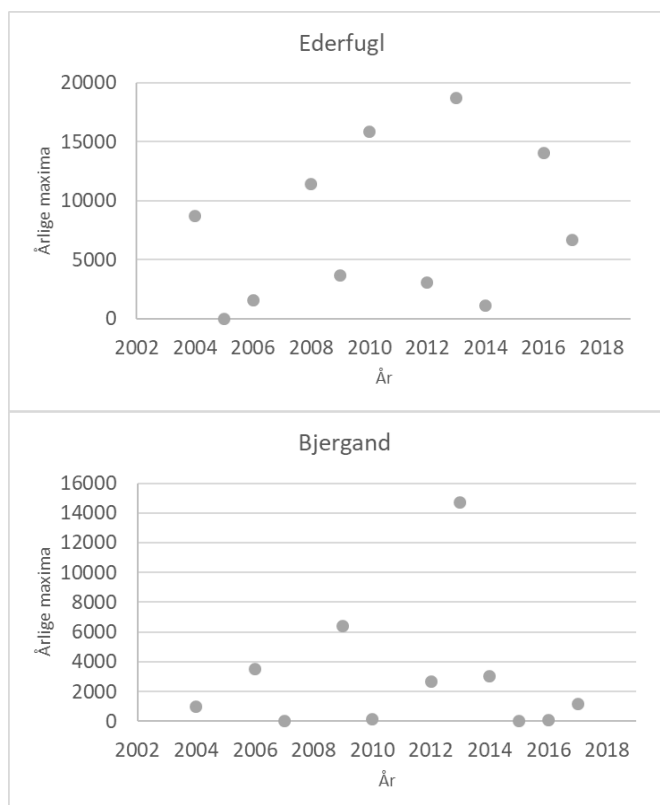


Der er i perioden 2004-2017 overvåget 44 fuglearter i Lillebælt (Clausen et al., 2019). Her er den tidlige udvikling for arterne sangsvane, bjergand og edderfugl medtaget. Disse arter er alle på udpegningsgrundlaget og udvalgt fordi forekomsten af disse arter overstiger det internationale 1 %-bestandskriterie for flyway-bestanden af arten i dele af perioden. Sangsvane forekom i antal af både national og international betydning i perioden 2004-2009, mens arten i perioderne derefter forekom i antal, der var lavere (Figur 2.7.2a). Forekomsten af edderfugl og bjergand er fluktuerende i område 47 (Figur 2.7.2 b,c) og der er ingen klar udviklingstendens.

Figur 2.7.2a: Årlige maksima af sangsvane i fuglebeskyttelsesområde nr. 47 Lillebælt optalt fra fly eller land 2004-2017. Figur er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



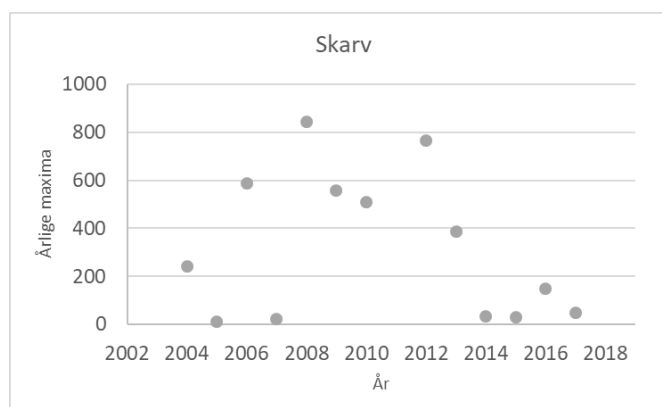
Figur 2.7.2b: Årlige maksima af ederfugl i fuglebeskyttelsesområde nr. 47 Lillebælt optalt fra fly eller land 2004-2017. Figur er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



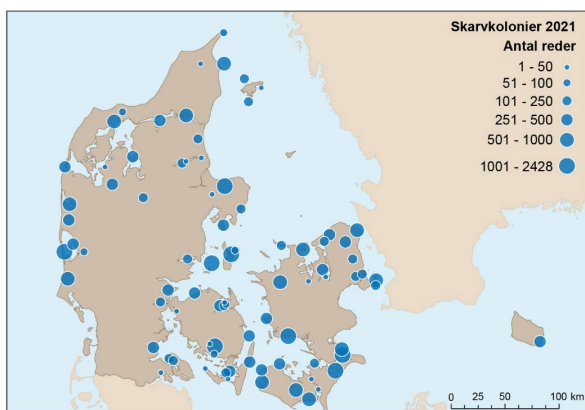
Figur 2.7.2c: Årlige maksima af bjergand i fuglebeskyttelsesområde nr. 47 Lillebælt optalt fra fly eller land 2004-2017. Figur er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.

Skarven findes også i fuglebeskyttelsesområde 47, men er ikke på udpegningsgrundlaget. Tids-serier for denne art er vist i figur 2.7.3 udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019. Data indikerer, at antallet af skarv i område 47 var højest i perioden 2006-2010 og derefter er faldet. Dette betyder ikke nødvendigvis, at skarvbestanden er blevet mindre i Lillebæltsregionen, men at skarv tilsyneladende opholder sig/fouragerer mindre i det marine område.

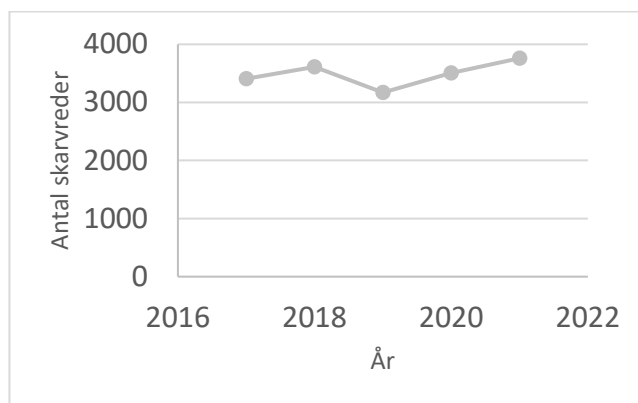
Figur 2.7.3: Årlige maksima af skarv i fuglebeskyttelsesområde nr. 47 Lillebælt optalt fra fly eller land 2004-2017. Figur er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



Udover optællinger i fuglebeskyttelsesområder er der også foretaget optællinger af skarvreder i hele Lillebæltsregionen i perioden 2017-2021 (Sterup et al., 2021). Som det ses af figur 2.7.5 er det samlede antal af reder i regionen rimelig konstant i perioden. Dette dækker dog over variationer mellem skarvkolonier, hvor den enkelte koloni kan vokse eller blive reduceret i størrelse i løbet af perioden.



Figur 2.7.4: Kort over placering og størrelse af skarv kolonier i 2021. Kort er fra Sterup et al., 2021.



Figur 2.7.5: Udvikling i antallet af skarvreder i Lillebæltsregionen i perioden 2017-2021. Figur er udarbejdet på baggrund af data fra Sterup et al., 2021.

3. Presfaktorer

I dette kapitel behandles udvalgte presfaktorer, som har eller kan have (negativ) betydning for miljø-og naturtilstanden i Lillebælt. Der findes flere definitioner af presfaktor og her anvendes definitionen, som indgår i EU's havmiljødirektiver (Vandrammedirektivet og Havstrategidirektivet), hvor presfaktorer anvendes om menneskeskabte (antropogene) påvirkninger med negativ betydning for havmiljøet (anon 2003, Miljøministeriet 2019). Årsagssammenhæng mellem aktiviteter og effekter er internationalt beskrevet ved DPSIR-strukturen (Driver-Pressure-State-Impact-Response), hvor aktiviteterne (driver) fører til påvirkninger (pressure), som ændrer tilstanden (state), hvilket fører til en uønsket effekt (impact), der kræver en indsats (response) at modvirke (Oesterwind et al., 2016). Aktiviteterne kan både være landbaserede (fx landbrug og industri) eller vandbaserede (fx skibstrafik og råstofindvinding). Der skal i udgangspunktet være en dokumenteret årsagssammenhæng mellem den menneskeskabte påvirkning og en eller flere indikatorer for miljøtilstanden før påvirkningen betragtes som en presfaktor. Forsigtighedsprincippet gør dog, at man i nogle tilfælde medtager potentielle presfaktorer (fx mikroplastik), selvom der (endnu) ikke er dokumenteret negative effekter ved naturtro påvirkninger. I denne rapport er alene fokuseret på presfaktorer, som har en dokumenteret påvirkning på miljø-og naturtilstanden og som er til stede i Lillebæltområdet.

Presfaktorerne inkluderer:

- Eutrofiering
- Fiskeri med bundslæbende redskaber
- Iltsvind
- Havbrug
- Råstofindvinding
- Klapning
- Miljøfarlige stoffer
- Stenfiskeri
- Invasive arter
- Global opvarmning

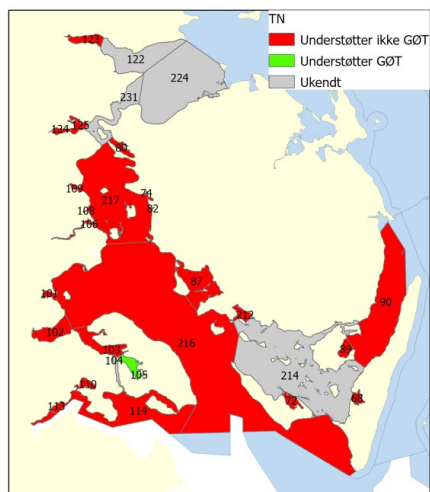
Disse presfaktorer er udvalgt idet de kan påvirke tilstedeværelsen, udbredelsen og kvaliteten af vigtige marine habitater i Lillebæltområdet. For de udvalgte presfaktorer er påvirkningsmekanismen dokumenteret i den internationale litteratur, men for flere af presfaktorerne er effekterne ikke undersøgt på skala af Lillebælt. Der findes yderligere en række presfaktorer som direkte eller indirekte kan påvirke een eller flere arter eller organismegrupper. Det er fx skibstrafik og deraf afledte støjgener, som kan påvirke både fugle og havpattedyr samt fiskeri og den afledte opfiskning af målarter, som kan påvirke individ tæthed, størrelsesfordeling og det marine fødenet. Udover de menneskeskabte presfaktorer, er der en række naturlige forhold, som kan opfattes som presfaktor for enkelte organismer, organisme grupper eller habitater. Fx vil rovdyr kunne opfattes som en "presfaktor" for byttedyret. I denne rapport betragtes naturlige forhold, som fx rovdyr-byttedyr interaktioner ikke som en presfaktor, men i det sidste afsnit er der eksempler på naturlige forhold, som kan opfattes som en presfaktor for specifikke organisme grupper (fisk og makroalger).

3.1 Eutrofiering – næringsstofforurening

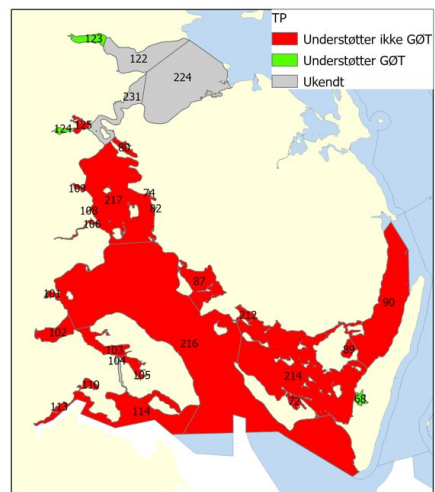
Eutrofiering betragtes som den væsentligste presfaktor for miljøtilstanden i danske kystvande inkl. vandområderne i Lillebæltsregionen. Eutrofiering har betydning for *tabet* af habitater som fx ålegræsenge, makroalgelokaliteter, fotiske sedimenter (sedimenter med tilstrækkeligt lys til fotosyntese) og iltrige bund-habitater, da eutrofiering reducerer lysmængden og giver mere iltsvind. Derudover forringer eutrofieringen *kvaliteten* af kystnære habitater da tætheden af vegetationen reduceres, lyset begrænses og strukturen af sedimenterne forringes.

Udledning af næringsstoffer væsentligt over det naturlige baggrundsniveau (eutrofiering), påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at øge næringsstofkoncentrationen i den fotiske zone, hvilket stimulerer produktionen af vandsøjlets planteplankton. Denne primærproduktion giver anledning til en kaskade af effekter, herunder uklart vand, udskygning af bundvegetation og øget risiko for iltsvind. Eutrofieringseffekter er dokumenteret for både søer og kystnære farvande i det meste af verdenen. Siden sidst i 1980'erne er der i Danmark sket en markant reduktion i tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet (oligotrofiering). En forbedring og udbygning af rensningen af spildevand fra byer og industri resulterede i et relativt hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor fra land til hav. I midten af 1990'erne begyndte også tilførslen af kvælstof at blive mindre, hovedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget. Dette har bevirket en betydelig reduktion af koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet. Den mindske tilførsel af næringsstoffer har medført målbare forbedringer for nogle miljøparametre som fx mindre klorofyl-a og flere makroalger, mens andre parametre som fx ålegræs ikke tydeligt har responderet på reduktionerne endnu (Riemann et al., 2016). Dette skyldes sandsynligvis, at der er en forsinkelse i økosystemets respons, men også, at nogle af miljøindikatorerne kræver endnu lavere næringsstofniveau for at muliggøre genetablering. Endelig kan der også være andre presfaktorer, som fastholder visse økosystemkomponenter i en dårlig tilstand

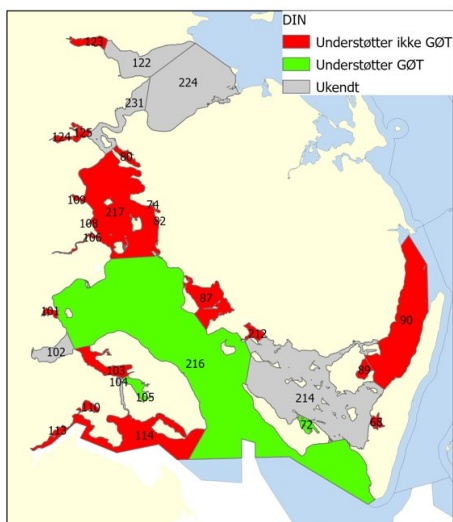
Koncentrationer af næringsstoffer i vandsøjlen er i vandrammedirektivet karakteriseret som fysisk-kemiske kvalitetselementer, og værdierne for disse parametre skal være på et niveau, så de understøtter opnåelse af god økologisk tilstand. I de fleste vandområder i Lillebæltsregionen er næringsstofniveauerne udtrykt ved årskoncentrationer af total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) samt vinter-koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) så høje, at de ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (figur 3.1.1a-d).



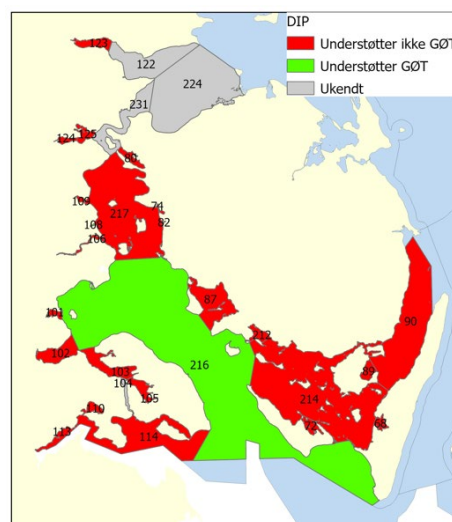
Figur 3.1.1a: Tilstand baseret på årsmiddel koncentrationer af total kvælstof (TN) i overfladevand. Rød indikerer, at TN-koncentrationen er for høje til at kunne understøtte opnåelse af god økologisk tilstand (GØT). Grøn indikerer at TN-koncentrationen understøtter opnåelse af God økologisk tilstand. Data er fra NOVANA-programmet, og grænseværdier er baseret på Timmermann et al. (in prep).



Figur 3.1.1b: Tilstand baseret på årsmiddel koncentrationer af total fosfor (TP) i overfladevand. Rød indikerer, at TP-koncentrationen er for høje til at kunne understøtte opnåelse af god økologisk tilstand (GØT). Grøn indikerer, at TP-koncentrationen understøtter opnåelse af God økologisk tilstand. Data er fra NOVANA-programmet, og grænseværdier er baseret på Timmermann et al. (in prep).

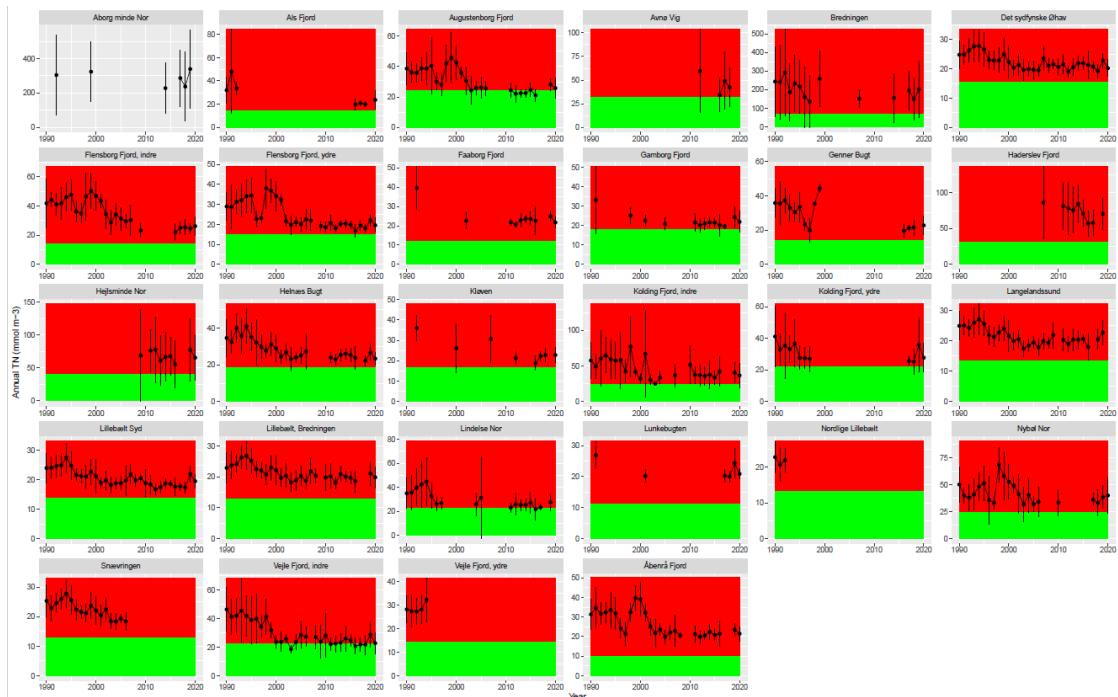


Figur 3.1.1c: Tilstand baseret på vinter koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i overfladevand. Rød indikerer, at DIN-koncentrationen er for høje til at kunne understøtte opnåelse af god økologisk tilstand (GØT). Grøn indikerer, at DIN-koncentrationen understøtter opnåelse af God økologisk tilstand. Data er fra NOVANA-programmet og grænseværdier baseret på Timmermann et al., (in prep).

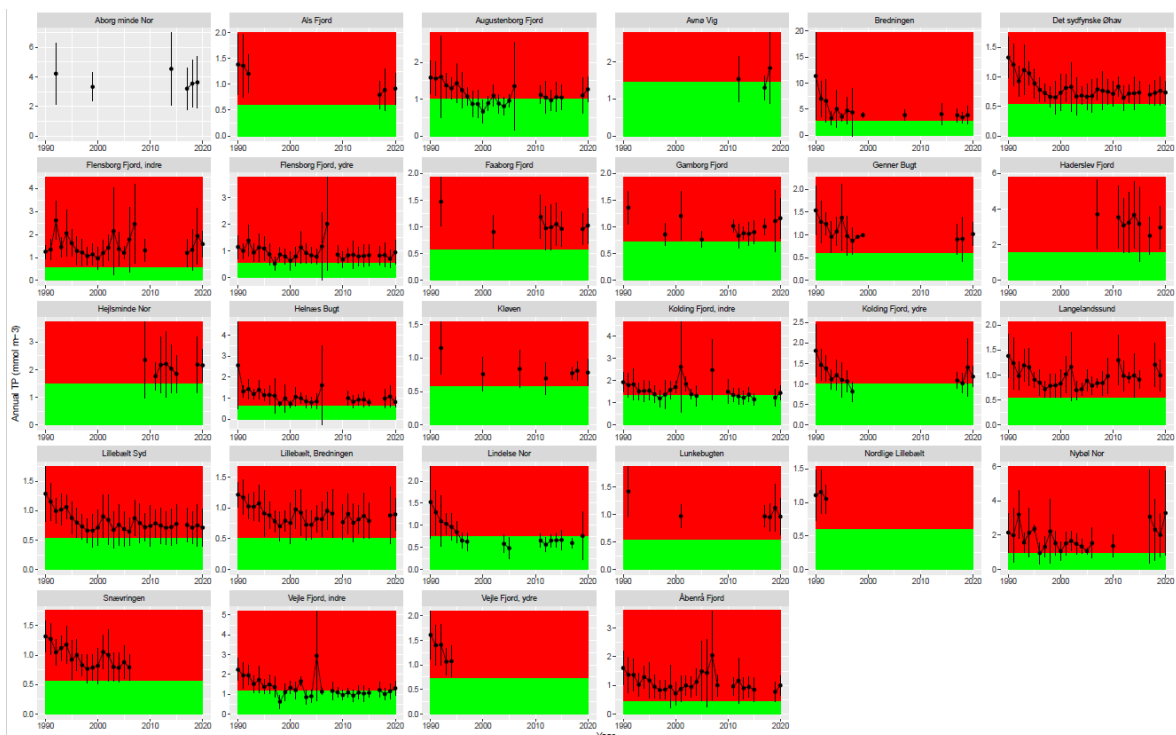


Figur 3.1.1d: Tilstand baseret på vinter koncentrationer af opløst uorganisk fosfor (DIP) i overfladevand. Rød indikerer, at DIP-koncentrationen er for høje til at kunne understøtte opnåelse af god økologisk tilstand (GØT). Grøn indikerer, at DIP-koncentrationen understøtter opnåelse af God økologisk tilstand. Data er fra NOVANA-programmet og grænseværdier baseret på Timmermann et al., (in prep).

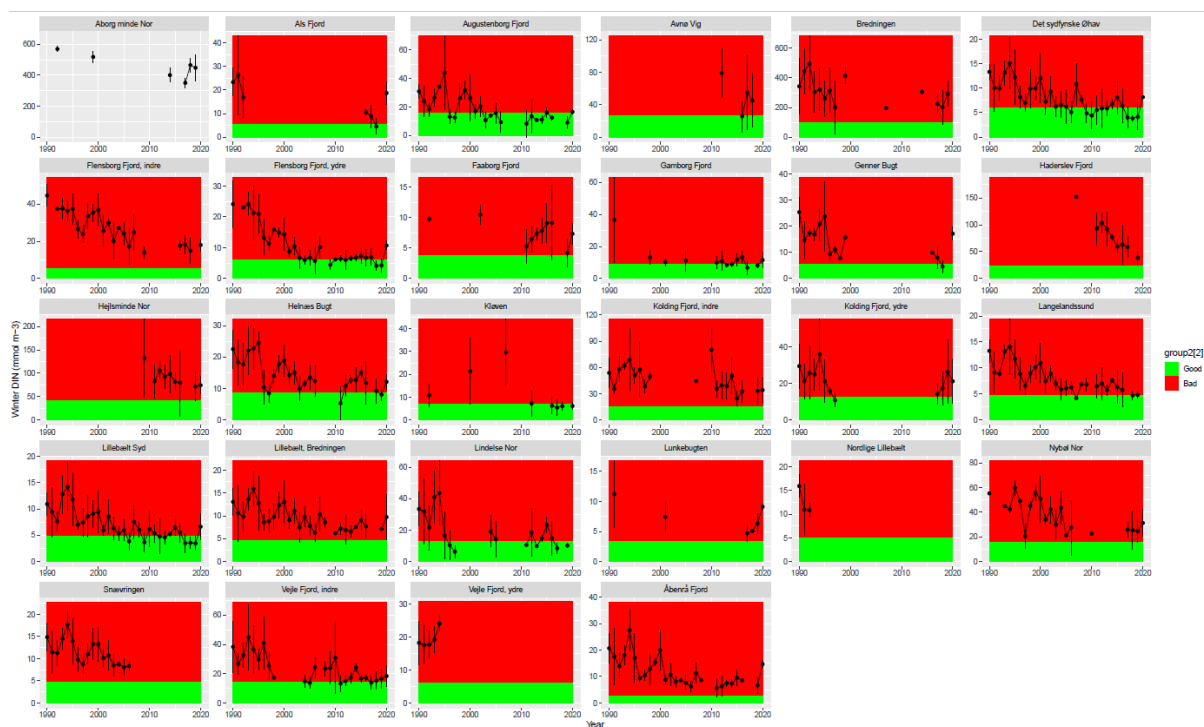
Den tidlige udvikling i næringsstofkoncentrationer i vandområderne i Lillebælt ses i Figur 3.1.2a-d. Der er sket et fald i næringsstofkoncentrationerne i alle vandområder siden 1990. Dette fald er tydeligst for DIN- og DIP-koncentrationer (Figur 3.1.2c,d), men ses også for TN og TP (Figur 3.1.2a,b). I de seneste ca. 10 år ser det dog ud til, at koncentrationsfaldet er stagneret på et niveau, som for de fleste vandområder er for højt til at understøtte opnåelse af god økologisk tilstand.



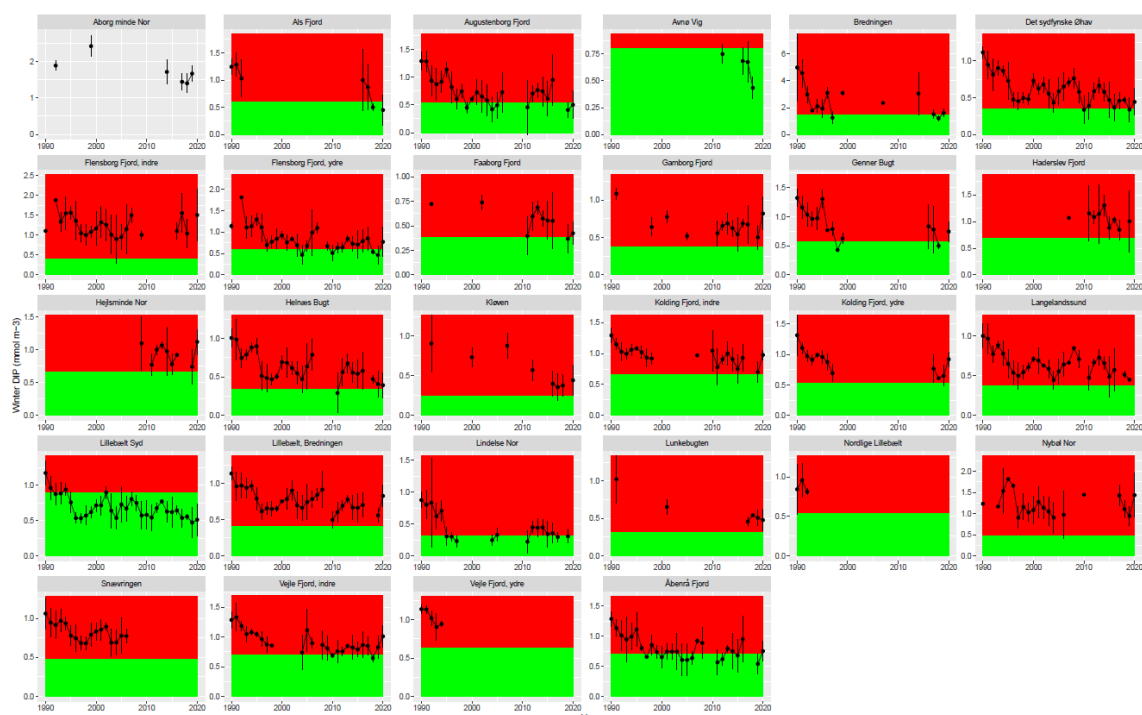
Figur 3.1.2a: Tidslig udvikling i koncentrationen af total kvælstof (TN) i overfladevandet i forskellige vandområder i Lillebælt for perioden 1990-2020. Grøn indikerer, at koncentrationen understøtter opnåelse af god økologisk tilstand, og rød indikerer, at koncentrationen ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (Timmermann et al., in prep). For områder hvor der ikke findes grænseværdier er grøn/rød markering udeladt. Data er fra NOVANA-programmet.



Figur 3.1.2b: Tidslig udvikling i koncentrationen af total fosfor (TP) i overfladevandet i forskellige vandområder i Lillebælt for perioden 1990-2020. Grøn indikerer, at koncentrationen understøtter opnåelse af god økologisk tilstand, og rød indikerer, at koncentrationen ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (Timmermann et al., in prep). For områder hvor der ikke findes grænseværdier er grøn/rød markering udeladt. Data er fra NOVANA-programmet.



Figur 3.1.2c: Tidlig udvikling i koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i overflade vand i perioden 1990-2020. Grøn indikerer at koncentrationer understøtter opnåelse af god økologisk tilstand og rød indikerer at koncentrationer ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (Timmermann et al., in prep). For områder hvor der ikke findes grænseværdier er grøn/rød markering udeladt. Data er fra NOVANA-programmet.



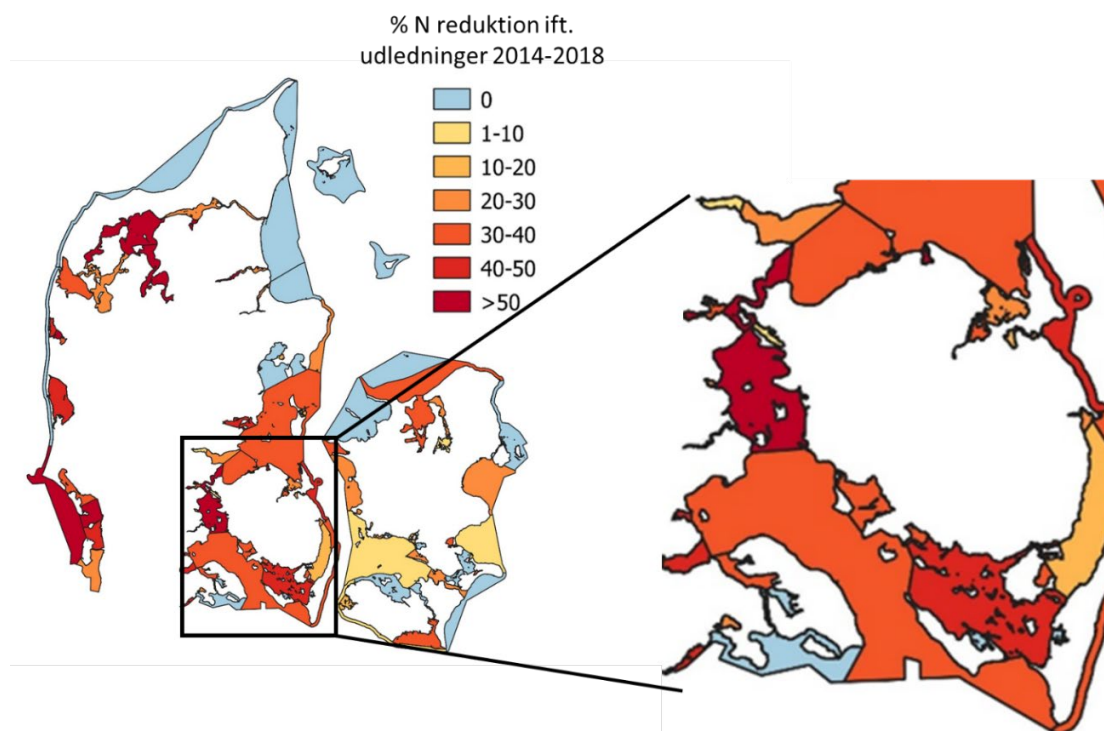
Figur 3.1.2d: Tidlig udvikling i koncentrationen af opløst uorganisk fosfor (DIP) i overflade vand i perioden 1990-2020. Grøn indikerer, at koncentrationer understøtter opnåelse af god økologisk tilstand og rød indikerer at koncentrationer ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (Timmermann et al., in prep). For områder hvor der ikke findes grænseværdier er grøn/rød markering udeladt. Data er fra NOVANA-programmet.

Betydningen af "dansk" kvælstof vs andre næringsstofbidrag

De primære kilder til næringsstoffer i det enkelte vandområde udgøres af tilførslerne fra dansk land (N og P), atmosfære (kun N), sediment (intern belastning, N og P) og udveksling med andre farvande (N og P) samt fjernelse ved permanent begravelse i sedimenterne (N og P) og denitrifikation (kun N). Andre landes udledninger påvirker således også miljøtilstanden i danske kystvande både via den atmosfæriske deposition og ved stoftransport med havstrømme (hydrodynamik).

Da eutrofiering er den væsentligste presfaktor for miljøtilstanden i danske kystvandsområder, skal næringsstoffkoncentrationerne i vandmiljøet og dermed næringsstofftilførslerne nedbringes for at skabe grundlag for opnåelse af god økologisk tilstand, som er målet i vandrammedirektivet. De danske vandplaner, som skal sikre opfyldelse af vandrammedirektivet, tager højde for, at miljøtilstanden i det enkelte vandområde påvirkes af næringsstoffer fra flere kilder og ikke kun den lokale danske næringsstofftilførsel fra land.

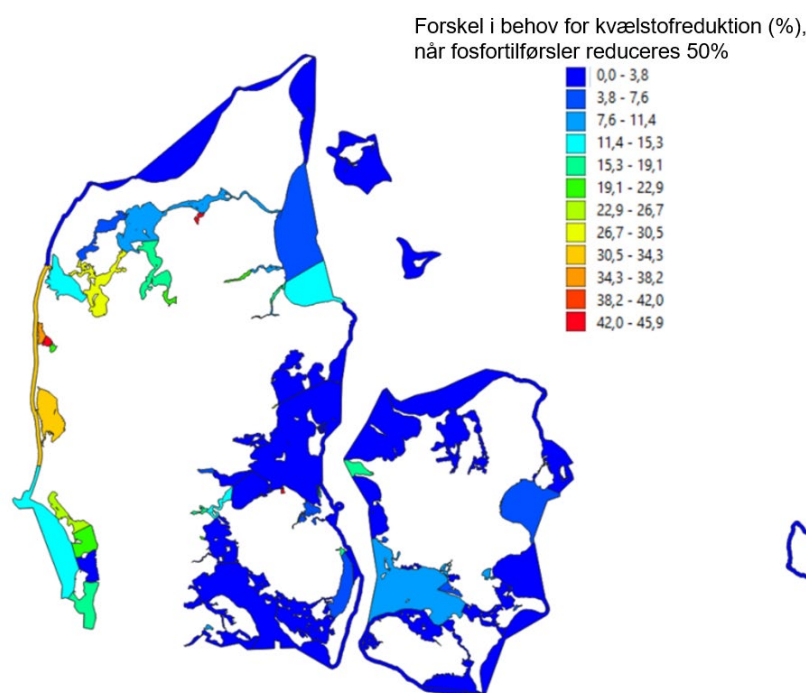
I vandplanerne er lagt til grund, at andre lande inkl. Tyskland reducerer deres udledninger så de opfylder kravene i Baltic Sea Action Plan og vandrammedirektivet. Derudover er der indregnet at den atmosfæriske deposition reduceres som aftalt i NEC-direktivet, og at Danmark reducerer fosforudledningerne med ca. 10% i forhold til niveauet i 2014-2018. Under disse forudsætninger skal tilførslerne af kvælstof fra dansk opland reduceres som vist i figur 3.1.3.



Figur 3.1.3: Nødvendige reduktioner i danske kvælstoftilførsler i % af de nuværende (2014-2018) for at kunne opnå god økologisk tilstand i kystvande. Beregningerne er lavet under forudsætning af, at danske fosforkoncentrationer reduceres med ca. 10% i forhold til niveauet for 2014-2018, at andre lande reducerer deres fosfor- og kvælstofudledninger iht. Baltic Sea Action Plan og vandrammedirektivet samt, at NEC-direktivet implementeres, hvilket reducerer den atmosfæriske kvælstof-deposition. Figuren er lavet på baggrund af data fra Erichsen et al., 2021.

I arbejdet, som ligger til grund for vandplanerne, er der lavet en række undersøgelser af betydningen af de enkelte næringsstofkilder for miljøtilstanden i danske farvande. For Lillebæltsområdet viser disse undersøgelser, at miljøtilstanden i Flensborg Fjord og Lillebælt syd er særligt afhængige af tyske næringsstofudledninger og udstømningen fra Østersøen, hvorimod de resterende fjorde er mindre følsomme overfor andre landes næringsstofbidrag. Beregningerne viser fx, at den ydre del af Flensborg fjord og Sønderborg Bugt opnår god økologisk tilstand, når Tyskland opfylder kravene i vandrammedirektivet, og dette selvom Flensborg Fjord i dag ikke er tæt på god økologisk tilstand.

Overordnet set betyder den atmosfæriske deposition ikke så meget for miljøtilstanden i Lillebæltsregionen. Udledningen af fosfor kan derimod spille en betydende rolle i nogle vandområder. Undersøgelser bag vandplanerne viser, at det særligt er de vestvendte fjorde og Limfjorden, som er fosforfølsomme (Figur 3.1.4). I Lillebæltsregionen spiller fosfor ingen rolle for miljøtilstanden med undtagelse af Snævringen og Kolding fjord, hvor indsatsbehovet for kvælstof kan reduceres med 10-20%, hvis fosfortilførslerne reduceres 50% (Figur 3.1.4). Dette skyldes, at fosfor ikke i væsentlig grad er begrænsende for primærproduktionen.



Figur 3.1.4: Reduktion i N-indsatsbehov (%) til opnåelse af god økologisk tilstand ved en reduktion i fosforudledning på 50% af den nuværende udledning (2014-2018). Figuren er lavet på baggrund af data fra Erichsen et al., 2021.

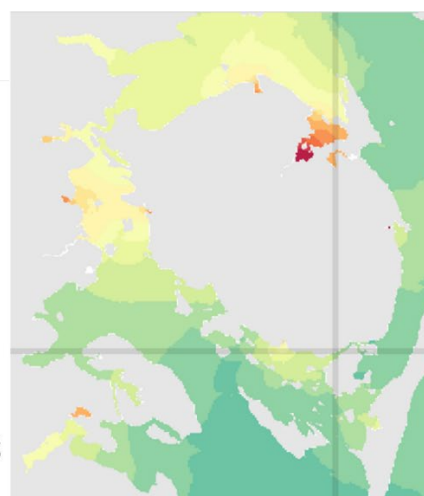
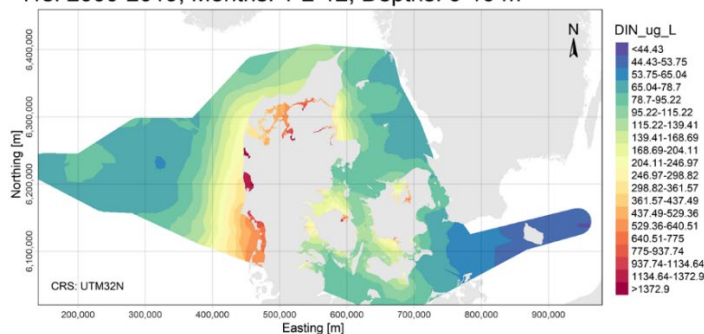
Sammenhængen mellem tilførsler af næringsstoffer og miljøtilstanden er kompleks og afhænger af en række forhold såsom årstid, mængder, hvilket næringsstof, der er begrænsende for algevæksten, hvordan næringstoffet er bundet (biotilgængelighed), hydrodynamik mm. Man kan derfor ikke vurdere den relative betydning af de enkelte næringsstofkilder for miljøtilstanden alene ud fra kildernes størrelse.

Fx er de hydrodynamiske forhold i det sydlige Lillebælt medvirkende årsag til, at området er følsomt overfor iltvind. Pga. vanddybderne og vandstrømmene er opholdstiden for bundvandet i Lillebælt relativt lang, særligt om sommeren, hvilket øger risikoen for iltvind.

Hvis man ser på vinterkoncentrationen af DIN i overfladelaget op igennem Lillebælt (figur 3.1.5), er det tydeligt, at koncentrationen i Lillebælt og særligt i de mere lukkede og ferskvandpåvirkede dele er væsentligt højere end vandet både syd/øst for og nord for. Dette illustrerer, hvordan tilførslerne fra især danske ferskvandskilder (vandløb), øger koncentrationerne i det ellers mindre næringsrige vand fra Østersøen og Kattegat. Kvælstofbidraget i ferskvandskilder til danske kystvande stammer hovedsageligt fra landbrugsdrift (70%). Udledninger fra renseanlæg, dambrug og regnvandsbetingede udledninger udgør tilsammen mindre end 10%. Der er derudover et naturligt baggrundsbidrag, som udgør ca. 22% af de samlede kvælstofudledninger til danske kystvande (Miljøministeriet 2021).

Mean DIN_ug_L

Yrs: 2000-2019; Months: 1-2-12; Depths: 0-10 m



Figur 3.1.5: Illustration af gennemsnitlige vinterkoncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i overfladevandet (0-10 m) i danske farvande baseret på målinger i perioden 2000-2019, som er rumligt interpolerede. De højeste kvælstofkoncentrationer findes i de mest lukkede og ferskvandspåvirkede fjorde (fx Odense fjord), og koncentrationerne falder med afstanden fra land.

Den vertikale transport i den syd-østligste del af Lillebæltsregionen, hvor næringsstoffer fra bundvandet transporteres til den fotiske zone, har sandsynligvis stor betydning for miljøtilstanden, hvorimod den vertikale transport i selve Lillebælt er meget lille og derfor ikke forventes at spille en rolle (Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021). Næringsstofferne i bundvandet i Lillebælt kommer dels via transport af bundvand fra andre områder og dels ved frigivelse fra sedimenterne. Størrelsen af den "interne" belastning og upwelling er meget vanskelig at beregne.

3.2 Fiskeri med bundslæbende redskaber

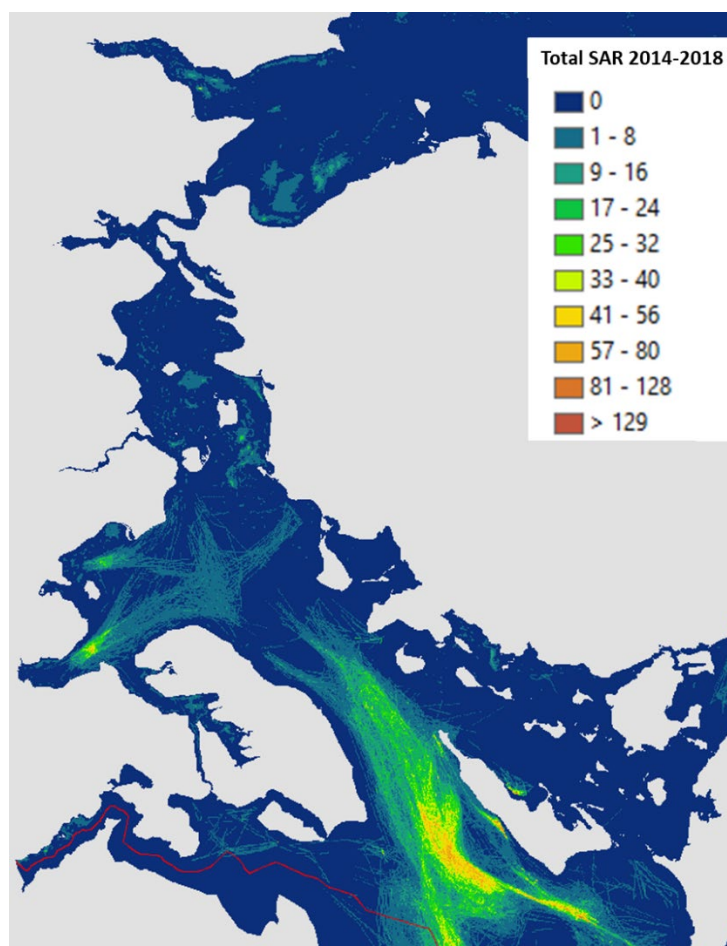
Fiskeri med bundslæbende redskaber påvirker havbunden og dermed havbundens levesteder og de organismer som lever i og på havbunden. Bundfauna samt makroalger og ålegræs kan blive fjernet eller beskadiget ved den direkte fysiske kontakt med redskabet og havbunden kan

ændre struktur. Indirekte effekter af bundskrabende redskaber inkluderer ændringer i de biokemiske processer forårsaget af ændringer i sedimentets struktur og organismernes ventiler af sedimentet. Fiskeri med bundsløbende redskaber inkluderer bundtrawl, bomtrawl, snurrevod og muslingeskrabere og de konkrete effekter på havbunden afhænger bl.a. af redskabstypen.

Udover den fysiske effekt på havbunden vil fiskeri med bundsløbende redskaber opfiske fisk og skaldyr, hvilket potentielt kan have direkte og indirekte effekter på andre dele af fødenettet, inkl. ålegræs, hvor et svensk studie har vist, at en reduktion i rovfisk via trofiske kaskade effekter, kan øge begroingen på ålegræs (Östman et al., 2016).

I Lillebæltsregionen er der et omfattende fiskeri med bundsløbende redskaber, som inkluderer både trawlfiskeri og muslingeskrab. Intensiteten af fiskeri med bundsløbende redskaber er vist i figur 3.2.1 og data er indsamlet med systemerne AIS (Automatic Identification System) data, VMS (Vessel Monitoring System) BB (Black Box) samt logbøger i perioden 2014-2018. Data er oprindeligt indsamlet og behandlet i forbindelse med vurdering af fiskeri som presfaktor i relation til vandrammedirektivets kvalitetselementer (Petersen et al., 2020a+b)

Figur 3.2.1: Fiskeriintensiteten (SAR) i Lillebæltsområdet beregnet som fem-årige frekvenser for redskabspåvirkning af havbunden i kvadrater af 100 x 100 m. Fiskeriintensiteten er udtrykt som 'swept area ratios' (SARs) for alle 5 år ved at dele periodens samlede redskabspåvirkning i hvert kvadrat (det kumulerede fodaftryk målt i m²) med arealet af kvadratet (10.000 m²). SAR-værdierne kan derfor tolkes som udtryk for, hvor mange gange havbunden i de enkelte kvadrater er blevet direkte påvirket af fiskeri i perioden fra 2014-2018. Figuren er lavet ud fra data indsamlet og behandlet i forbindelse med vurdering af fiskeri som presfaktor i relation til vandrammedirektivets kvalitetselementer (Petersen et al., 2020).

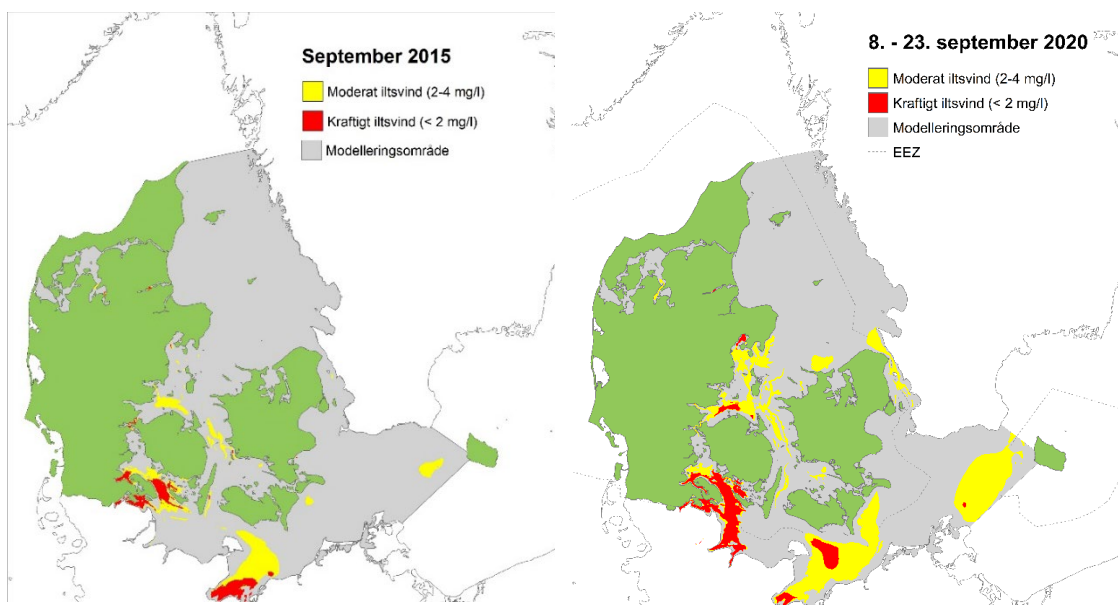


3.3 Iltsvind

Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrenes respiration samt iltforbrug knyttet til omsætning af det organiske stof i havbunden. Iltforbruget afhænger primært af mængden og nedbrydeligheden af organisk stof og af temperaturen. Da mængden af let omsætteligt organisk stof stiger ved eutrofiering vil udledningen af næringsstoffer fra land forøge iltsvindets udbredelse og frekvens. I Danmark betegnes det som iltsvind, når iltkoncentrationen i vandet er mindre end 4 mg l^{-1} og som kraftigt iltsvind, når koncentrationen er under 2 mg l^{-1} . Niveauet mellem 2 og 4 mg l^{-1} kaldes for moderat iltsvind.

Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk. Larvestadiet af nogle bunddyr og fisk samt voksne individer af særligt følsomme arter påvirkes af lavt iltindhold ($4\text{--}6 \text{ mg l}^{-1}$), selv når iltkoncentrationen er over grænsen for iltsvind (Vaquer-Sunyer R & Duarte CM, 2008). Ved moderat iltsvind ($2\text{--}4 \text{ mg l}^{-1}$) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved også fisk og mobile bunddyr kan blive fanget i det iltfattige vand. Der kan gå mange år efter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

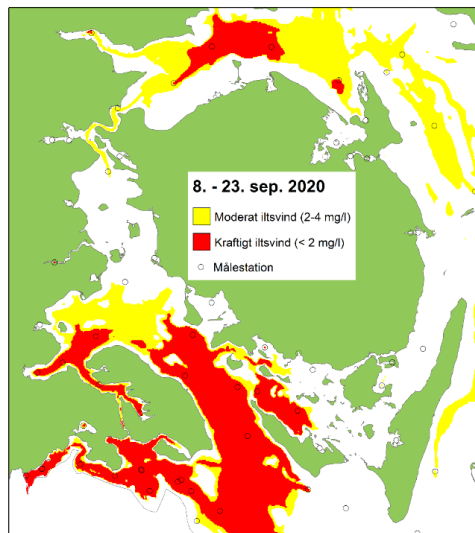
Lillebæltsområdet er et af de områder i Danmark, der er hårdest ramt af iltsvind, både hvad angår styrken af iltsvindet og den arealmæssige udbredelse (Figur 3.3.1)



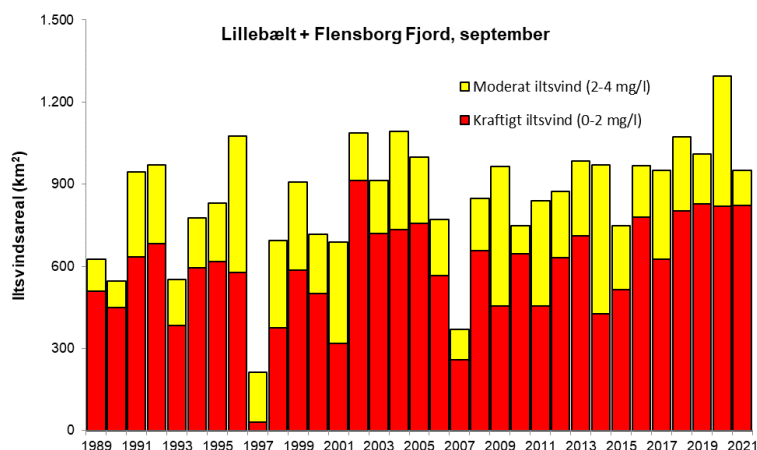
Figur 3.3.1: Modelleret arealudbredelse af iltsvind midt i september i de indre farvande i 2015 og 2020. Iltsvindets udbredelse er typisk størst i september. I Lillebæltsområdet havde iltsvindet i 2015 sin mindste udbredelse siden 2007, og i 2020 havde iltsvindets sin største udbredelse siden 1989 (figur 3.3.3).

I år med kraftigt iltsvind vil det meste af det sydlige Lillebælt samt de fleste tilstødende fjorde være ramt af iltsvind (Figur 3.3.2).

Figur 3.3.2: Modelleret arealudbredelse af iltsvind i Lillebæltsområdet midt i september i 2020 (kortet svarer til, at der er zoomet ind på Lillebæltsområdet i figur 3.3.1). Iltsvindet var tydeligvis værst i det sydlige Lillebælt, Aabenraa Fjord, Flensborg Fjord og Ærøbassinet i Det Sydfynske Øhav. I kortet er angivet placeringen af de målestationer, som har leveret datagrundlaget for modelberegningerne.



Arealudbredelsen, varigheden og styrken af iltsvindet er afgørende for påvirkningen af levesteder og organismer på og i sedimentet og også afledte effekter på fx fisk og fiskelarver. Der er relativt stor år-til-år variation i iltsvindsudbredelsen i Lillebæltsregionen, og ofte udgør området med kraftigt iltsvind den største andel af det iltsvindsramte område (Figur 3.3.3).



Figur 3.3.3: Modelberegnet areal påvirket af moderat og kraftigt iltsvind i Lillebæltsområdet inklusiv Flensborg Fjord midt i september i perioden 1989-2021. Udbredelsen af iltsvind var størst i 2020 (se også figur 3.3.1) og mindst i 1997. Inden for de seneste 14 år var udbredelsen mindst i 2015 (se også figur 3.3.1). I 2020 var halvdelen (49%) af bunden i området påvirket af iltsvind, mens det isoleret set for Flensborg Fjord drejede sig om knap trefjerdedele (72%) af bunden. Bortset fra i 1997 udgjorde kraftigt iltsvind størstedelen af iltsvindsarealet.

Iltsvindsudbredelsen i danske farvande beregnes ud fra iltprofiler målt på en lang række stationer sammenholdt med dybdeforholdene i farvandene (Rytter m.fl. 2017). Målestationerne findes i områder med forholdsvis stor vanddybde og vil således ikke opfange iltsvind, der opstår lokalt på lav vanddybde.

3.4 Havbrug

Havbrug i danske farvande består af opdræt af fisk i cirkulære opdrætsringe med en typisk omkreds på 50-60 m, hvorfra der hænger net ned i vandet som er forankret til bunden med ankre. I produktionsperioden som er fra april til november/december bliver fiskene fodret regelmæssigt og i nogle produktionssæsoner tilsættes medicin til foderet. Ved havbrugsdrift anvendes ofte antibegroningsmidler (antifoulingsmidler) for at reducere begroning af alger og muslinger på havbrugsnettene.

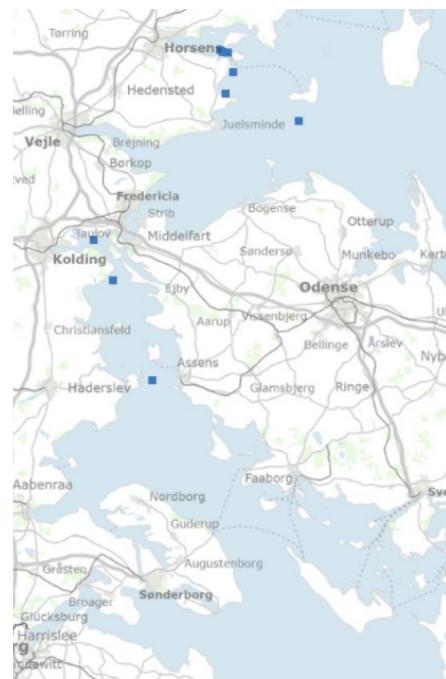
Havbrug kan påvirke miljøet og havnaturen på flere måder. Havbrug udleder næringsstoffer og organisk stof direkte til bunden og til det omkringliggende vand. Fiskefækalier og ikke-spist foder vil medføre tab af organisk bundet C, N og P til havbunden under burene. Der vil også ske tab af uorganiske næringsstoffer (N og P) fra burene til det omkringliggende vand. Dette tab skyldes udskillelse af uorganisk N og P fra fiskene samt af opløst organisk N og P, der udskilles fra fækalierne under nedsynkning.

Depositionen af organisk stof under burene kan dels have en direkte negativ effekt på flora og fauna og dels medføre et øget iltforbrug i sedimentet under burene, som skyldes nedbrydningen af det akkumulerede organiske stof. I nogle situationer vil denne påvirkning medføre, at højere liv forsvinder fra området under burene og der kommer svovlbakterier (liglagen) på sedimentoverfladen (Christensen et al., 2000). Udledningen af uorganiske næringsstoffer vil bidrage til øget algevækst, hvilket kan resultere i de medfølgende eutrofieringsrelaterede effekter som øget klorofyl koncentrationer og reducerede lysforhold.

Udover udledning af organisk stof og næringsstoffer, vil der også ske tab af medicinrester og stoffer fra antibegroningsmidlerne, som er toksiske forbindelser, der potentielt kan udvise akut giftighed over for organismer, der lever i vand. Endvidere kan visse af disse stoffer koncentreres gennem fødekæderne.

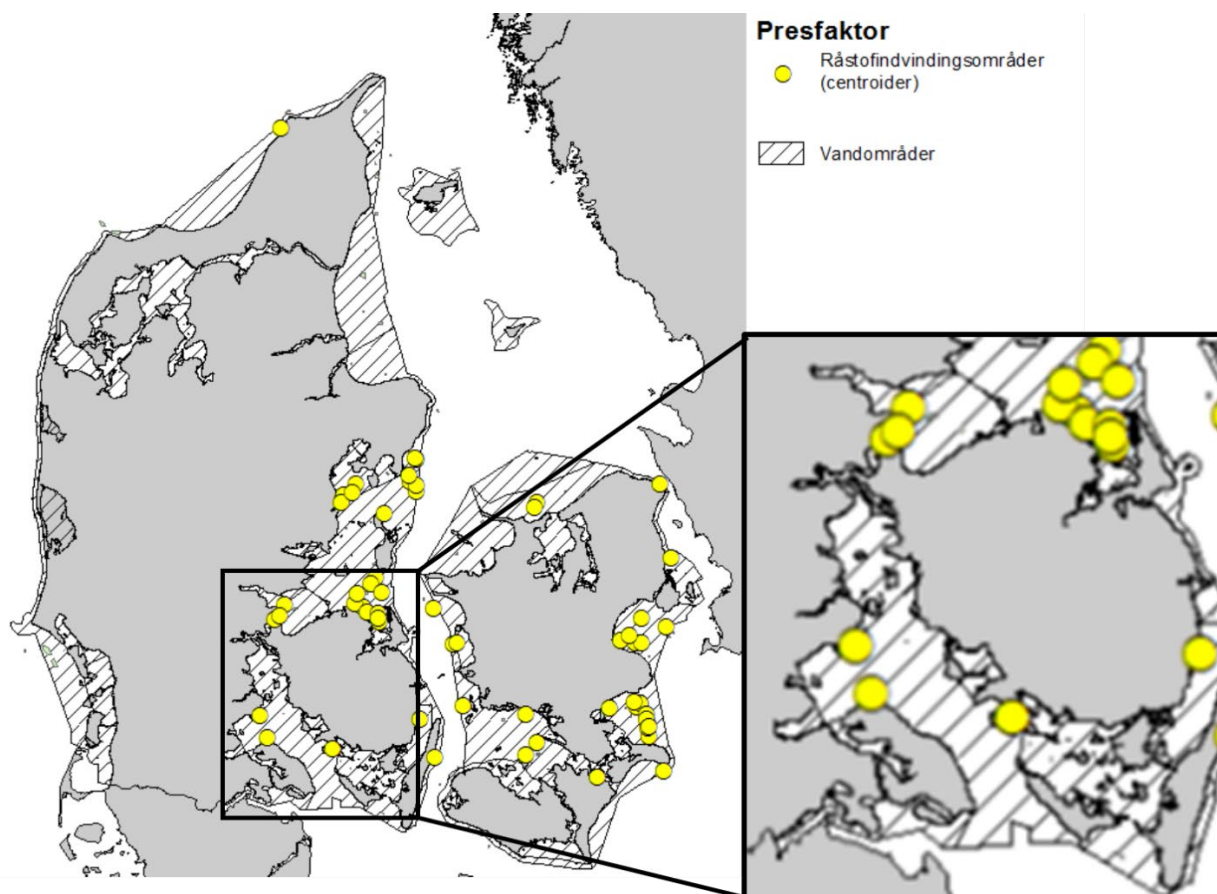
Havbrugsdrift kræver tilladelse fra myndigheder og placeringen af nuværende havbrug fremgår af figur 3.4.1.

Figur 3.4.1: Placering af havbrug i Lillebæltsområdet. Havbrugene er markeret med blå firkant. Data er fra Miljøstyrelsen: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3hoering2021>



3.5 Råstofindvinding

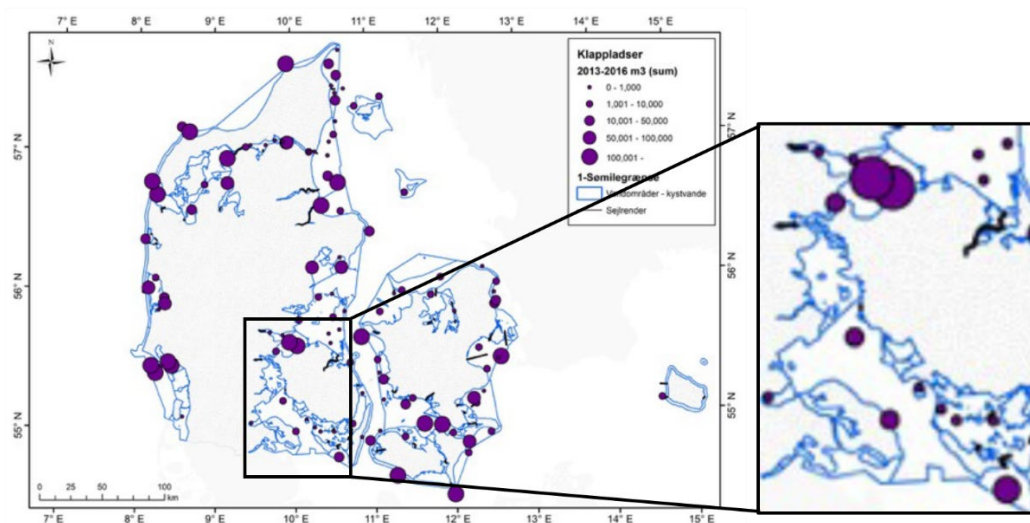
Råstofindvinding i de danske farvande foregår ved sugning af havbunden enten i form af stiksugning eller slæbesugning. Ved stiksugning fjernes havbunden inden for mindre områder af nogle meters omkreds i op til mange meters dybde. Ved slæbesugning fjernes havbunden i et større område i et spor på ca. 1,5 m i bredden og 0,2-0,5 m i dybden. Råstofindvinding af sand, fyldsand, grus og ral/sten i de danske farvande foregår inden for udlagte indvindingsområder (figur 3.4.1). Der må kun indvindes på dybder >6 m, og der indvindes sjældent på dybder >30 m. I forbindelse med råstofindvinding opstår der store faner af sediment i vandfasen, som følge af sedimentspildet forbundet med indvindingen. Efter råstofindvinding opstår dybe huller, som kan være > 15 m. De dybe huller efter stiksugning kan fungere som sedimentfælder for organisk materiale, som omsættes i bunden af hullerne under forbrug af ilt, hvorved der kan opstå iltsvind. De dybe huller med stor risiko for iltsvind vil umuliggøre eller hæmme genetablering af dyr og planter i hullerne. Råstofindvinding kan således medføre permanent tab af habitater og/eller forringelse af habitaternes kvalitet.



Figur 3.5.1: Råstofindvindingsområder i vandområderne, hvor der blev indvundet råstof i perioden 2013-2017. Områderne er repræsenteret ved centroiden af hvert råstofindvindingsområde. Data er udleveret af Miljøstyrelsen og figuren er modificeret fra figur i Petersen 2021.

3.6 Klapning

Ved klapning bortskaffes oprenset havbundsmateriale fra havne, byggerier og sejlrender ved deponering på et afgrænset område i havet - en klapplads. Typisk foregår klapning ved at havbundsmaterialet sejles med særlige skibe til klappladsen, hvorefter luger i bunden af skibet åbnes og havbundsmaterialet synker mod bunden. Deponeringen og spredningen af havbundsmateriale vil have en negativ påvirkning på de dyr og planter, der lever i det påvirkede område og kan, hvis det deponerede lag er tilstrækkeligt tykt slå livet i området ihjel. Endvidere kan det deponerede materiale bidrage til øget forurening med næringsstoffer og miljøfarlige stoffer. Alt afhængig af mængden, kvaliteten og sammensætningen af det klappede materiale og klapområdets størrelse samt de fysiske, kemiske og biologiske forhold i området kan der gå mange år efter en klapning, før der igen er etableret et samfund af planter og bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

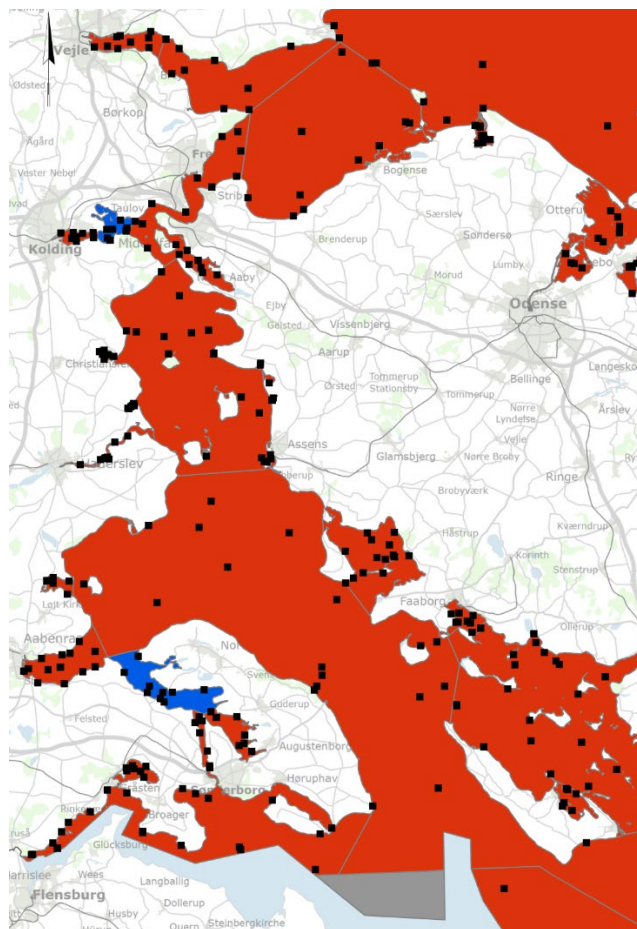


Figur 3.6.1: Klappladser i danske farvande. Prikkerne angiver klappladser og størrelsen heraf som indikeret i figurlegenden. Figuren er modificeret fra figur i Petersen (red.) 2018.

3.7 Miljøfarlige stoffer

Ved den seneste tilstandsvurdering fra Miljøstyrelsen (<https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/vandomraadeplanerne-2021-2027/tilstandsvurderinger-2021/>) er det meste af Lillebælt og omgivende områder fundet som værende i ikke-god kemisk tilstand (figur 3.7.1), undtagen Kolding yder Fjord og Als Fjord. For alle områderne er målsætning god kemisk tilstand, dvs niveauet af miljøfarlige stoffer skal være under miljøkvalitetskriteret (MKK) for fisk, muslinger eller sediment.

Figur 3.7.1: Status for kemisk tilstand i Lillebælt og omgivende farvande (rød = ikke-god, blå = god, grå = ukendt). De sorte prikker angiver stationer, der er indgået i Miljøstyrelsens vurdering. Dataindsamling og databehandling er foretaget af Miljøstyrelsen (<https://miljoegis.mim.dk/spatial-map?profile=vandrammedirektiv3tilstand2021>).



Det er typisk metallerne (cadmium, bly og kviksølv) og nonylphenoler der er årsag til manglende målsætnings opfyldelse (tabel 3.7.1), men i nogle af fjordene ud til Lillebælt er også antracen og bromerede flammehæmmere problematiske. Normalt er det i fisk eller muslinger metallerne er højere end MKK, undtagen cadmium i sediment fra Lillebælt syd. Antracen er højere end MKK i både sediment (Kolding Inderfjord) og (muslinger i Avnø Vig). Bromerede flammehæmmere (BDE) måles kun i fisk og er kun over MKK, og nonylphenoler kun i sediment.

Niveauet af cadmium forhindrer opfyldelse af målsætningen i alle Lillebælts områderne, og i alt i 7 af de 13 områder omkring Lillebælt, og bly, kviksølv og nonylphenol giver anledning til manglende opfyldelse i 4 områder. Det er ikke alle stoffer der er målt i alle områderne i planperioden 2015-2021 (data frem til 2020 indgår), men for Kolding Yderfjord og Als Fjord er der målt på både muslinger og sediment, så kun BDE indgår ikke i vurderingen af disse områder.

Tabel 3.7.1. Stoffer (alfabetisk rækkefølge) der giver anledning til ikke-god kemisk tilstand i Lillebælt og tilstødende fjorde. Antallet af stoffer der er vurderet overfor MKK i sediment eller biota er ligeledes angivet.

Område	Ikke opfyldt god kemisk tilstand pga...	Antal MKK checket
Nordlige Lillebælt	Cadmium, Nonylphenol	12
Lillebælt, snævringen	Bly, Cadmium	12
Lillebælt, bredningen	Cadmium, Nonylphenol	13
Lillebælt, Syd	Cadmium, Kviksølv	13
Vejle yderfjord	Cadmium	12
Vejle inderfjord	BDE, Kviksølv	14
Avnø Vig	Bly	12
Haderslev Fjord	Antracen	12
Kolding yderfjord	God kemisk tilstand	12
Kolding inderfjord	Antracen, Nonylphenol	13
Als Fjord	God kemisk tilstand	12
Åbenrå Fjord	BDE, Kviksølv	12
Gamborg Fjord	Bly	6
Helnæs Bugt	Cadmium	16
Flensborg Yderfjord	BDE, Bly, Cadmium, Kviksølv, Nonylphenol	17

3.8 Stenfiskeri

Sten og stenrev er uvurderlige levesteder for flerårige makroalger og fungerer som leve – skjule og fødested for en række organismer herunder fiskelarver, juvenile og voksne fisk, krebsdyr og epifauna. Ved stenfiskeri fjernes den eneste substrattype, der er levested for den hårde bunds flora og fauna. Opfiskning af dele af den hårde bund er et væsentligt indgreb i det marine miljø og et som udgangspunkt irreversibelt indgreb, idet de eksisterende bølge- strømforhold i de indre danske farvande ikke har en styrke, der kan udvaske de stenholdige sedimenttyper (moræne) på havbunden (Aagaard, 1991).

I Danmark var stenfiskeri ureguleret indtil 1996. Med råstofloven i 1996 blev stenfiskeriet begrænset til udvalgte områder og kvotebelagt. Stenfiskeriet stoppede de facto i 1999, men blev dog først endeligt forbudt i 2009 med Lovbekendtgørelse nr. 950 af 24-09-2009 (Helmig et al., 2020). Det er usikkert hvor store mængder af sten, der historisk set er blevet opfisket, men baseret på antallet af stenfiskerbåde samt mængden af sten anvendt til konkrete konstruktioner er det anslået, at der siden år 1900 er blevet opfisket 8.3 millioner m³ store sten svarende til 83 millioner sten fra kystnære (< 10 m vanddybde) områder og primært fra vanddybder mellem 4-7m (Helmig et al., 2020). Til sammenligning blev der anvendt 0,07-0,08 millioner m³ til det største danske marine genopretningsprojekt "Blue Reef" til naturgenopretning af huledannende stenrev på Læsø Trindel (https://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/BA-LANCE_Flyer_DK3.pdf).

3.9 Invasive arter

Invasive arter er defineret som ikke-hjemmehørende arter med en "skadelig effekt" eller "ikke-ønsket" effekt. Der er i Danmark registreret 136 invasive arter (MST.dk), hvoraf omkring 20 arter er marine. De marine invasive arter omfatter bl.a. amerikansk knivmusling (*Ensis americanus*), amerikansk ribbegøple (*Mnemiopsis leidyi*), sargassotang (*Sargassum muticum*), stillehavs-østers (*Crassostrea gigas*) og sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*). Antallet af ikke-

hjemmehørende marine arter i danske farvande er noget større og undersøgelser har vist at antallet af ikke-hjemmehørende marine arter er steget fra 21 siden begyndelsen af 1980'erne til 85 marine arter i 2014 (Stæhr et al., 2016).

Invasive arter overvåges ikke systematisk i danske farvande, men der er (sporadiske) registreringer af invasive arter fra forskellige danske farvandsområder. Der er således ikke et fyldestgørende datagrundlag for at vurdere forekomster og udbredelse af marine invasive arter i Lillebæltsområdet, ligesom det ikke er muligt at vurdere deres potentelle skadevirkning. I Lillebælt er der registreret forekomster af Amerikansk ribbegoble og den blev første gang observeret i Lillebælt i 2006 (artsleksikon/MST.dk). Derudover findes sandmusling og knivmuslinger ved Lillebæltskysten (Miljøstyrelsen), og de kom sandsynligvis til Lillebælt omkring år 2000. Den sortmundede kutling er registreret i farvandet mellem Langeland og Fyn, men ikke selve i Lillebæltsområdet (Petersen et al., 2018).



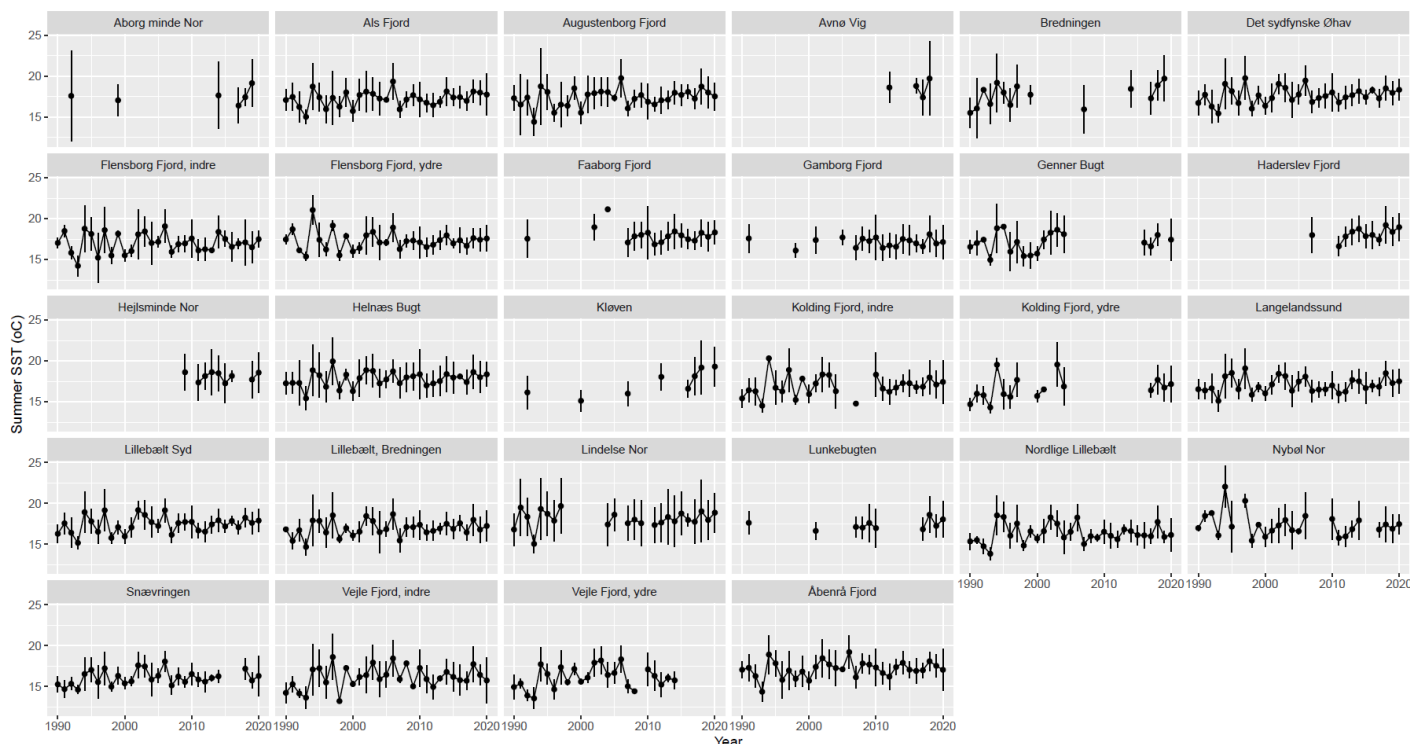
Figur 3.9.1: Invasive arter registreret i Lillebælt: a) Amerikansk ribbegoble (*Mnemiopsis leidyi*) b) Amerikansk knivmusling (*Ensis americanus*) og c) almindelig sandmusling (*Mya arenaria*).

3.10 Global opvarmning

Den globale opvarmning forventes at medføre ændringer i bl.a. vandtemperatur, vandstand, strømforhold, opblanding, ferskvandstilstrømning, næringsstofudvaskning mm, hvilket vil have store konsekvenser for de fysiske og kemiske forhold samt for vandmiljøet og naturen i Lillebælt. Der findes flere rapporter, som opsummerer de mulige konsekvenser af den globale opvarmning for danske farvande bl.a. Hansen og Bendtsen 2006 og Jensen et al., 2015. I denne rapport vises data for vandtemperaturen, som er én af de parametre, hvor effekterne af den globale opvarmning er begyndt at vise sig, samt prædiktioner af vandstandsstigninger, som allerede i dag udgør en risiko for kystzonen og for samfundsøkonomien.

Vandtemperatur

Stigende vandtemperaturer påvirker både de fysiske og biogeokemiske forhold i havet og har indvirkning på de marine arters fysiologiske tilpasningsmuligheder. Særligt kan det nævnes, at de øgede vandtemperaturer forventes at medføre længerevarende og mere udbredt iltsvind, dels fordi varmere vand kan indeholde mindre ilt og dels fordi de iltforbrugende processer vil forløbe hurtigere. I Danmark er der samlet set registreret en stigning i havtemperaturen på næsten 2 °C i løbet af de seneste 40 år (Hansen og Høgslund (red.) 2021). Signifikante stigninger i vandtemperatur over de seneste 30 år kan også ses for flere af målestationerne i Lillebæltsområdet (Figur 3.9.1), men pga af den store år-til-år variation i temperatur er udviklingstendensen ikke så tydelig, som når data "puljes" til et landstal.



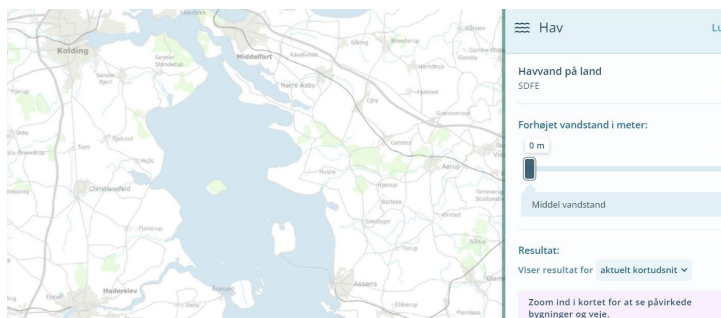
Figur 3.10.1: Tidlig udvikling i sommer vandtemperatur i forskellige vandområder i Lillebælt for perioden 1990-2020. Data er fra NOVANA-programmet.

Vandstandsstigninger og øget erosion

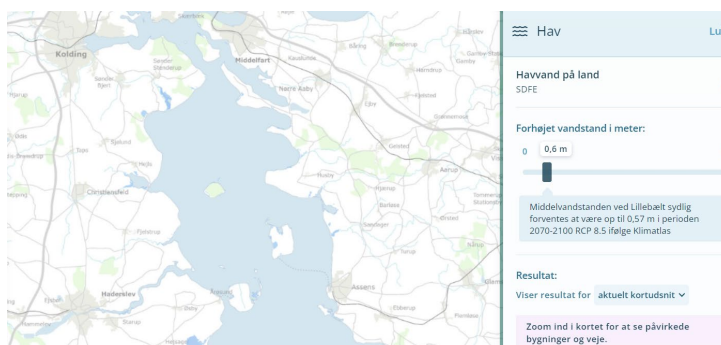
Med klimaforandringerne vil vandstanden i danske farvande stige og risikoen for erosion af kysterne vil øges som følge af flere stormhændelser. Både den øgede vandstand og erosion vil ændre kystdynamikken og vil i noget omfang kunne betragtes som en presfaktor for de kystnære habitater og inducere et øget behov for kystsikring. De nuværende metoder til kystsikring inkluderer bl.a. diger, højvandsmure, sandfodring, bølgebrydere og høfder, som alle i forskelligt omfang har negativ betydning for de kystnære habitater og vil påvirke den naturlige land-vand dynamik. Fx vil diger som er udbredt til beskyttelse mod oversvømmelser medføre "coastal squeezing" hvor habitater, som er egnede til ålegræs bliver klemt mellem større vanddybder og diget, som forhindrer migration. Den øgede risiko for vandstandsstigninger og erosion nødvendiggør klima strategier, som indtænker de kystnære habitater.

I den sydlige del af Lillebælt forudsiges vandstandsstigningerne at stige med ca 33 cm ift. i dag, ved IPCCs RCP4.5 scenarie og med 57 cm ved RCP8.5 scenariet (Klima atlas, DMI, <https://kamp.klimatilpasning.dk/>). I figur 3.10.2b,c ses en illustration af de områder i det sydlige Lillebælt, der oversvømmes ved forhøjet vandstand på 0.6 m (middelvandstand iht RCP8.5) og en vandstandsstigning på 2.2 m, som repræsenterer en 20 års hændelse.

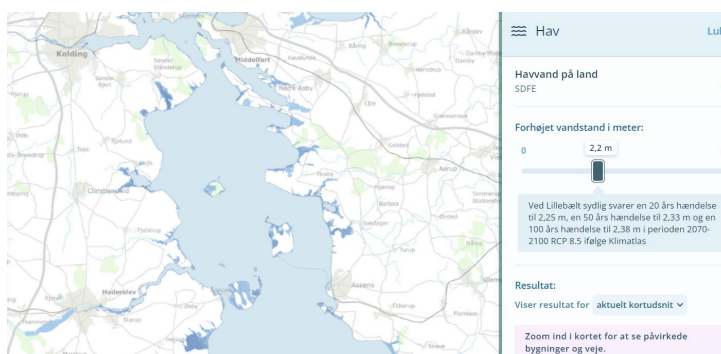
Figur 3.10.2a: Landareal påvirket af havvand ved den nuværende middelvandstand.



Figur 3.10.2b: Landareal påvirket af havvand ved en vandstandsstigning på 60 cm, hvilket repræsenterer ændring i middelvandstand ved RCP8.5 scenariet. Beregning er fra <https://kamp.klimatilpasning.dk/> og er ikke kvalitets-sikret



Figur 3.10.2c: Landareal påvirket af havvand ved en vandstandsstigning på 2,2 m, hvilket repræsenterer en 20 års hændelse ved RCP8.5 scenariet. Beregning er fra <https://kamp.klimatilpasning.dk/> og er ikke kvalitets-sikret



3.11 Naturlige ”presfaktorer”

Der er mange naturlige forhold, som kan opfattes som presfaktorer for enkelte organismer, organisme grupper eller habitater. Fx vil rovdyr kunne opfattes som en ”presfaktor” for byttedyret og svingende salinitet kan nedsætte væksten eller ændre artsammensætning hos bunddyr. Disse naturlige forhold kan generelt set ikke betragtes som presfaktorer, da presfaktorer i de fleste sammenhænge er forbundet med et antropogent pres, altså udløst af menneskelig aktivitet. Ubalancer i økosystemerne i form af fx meget store forekomster af strandkrabber, søstjerner og rovdyr eller manglen på nogle organismer (fx rovfisk) anses generelt ikke som en selvstændig (menneskeskabt) presfaktor, selvom de kan have negativ betydning for økosystemerne og selvom de kan være (indirekte) resultat af en eller flere antropogene aktiviteter.

Skarvs betydning for fiskebestande

Der findes en del viden om hvordan variationer i de fysisk-kemiske forhold, som fx temperatur og salt påvirker udbredelse og vækst af marine arter, men der er langt mindre viden om hvordan biologiske interaktioner, særligt rovdyr-byttedyr interaktioner påvirker marine arter. Ikke desto mindre kan prædationen have en stor betydning særligt for genopbygningen af fiskebestandene når øvrige presfaktorer lettes. Når det gælder skarvens påvirkning på fiskebestanden i vandløb og til dels søer, er der god dokumentation for at det rent faktisk er prædation fra skarv, der har betydet voldsom tilbagegang for især stalling og ørred i vandløb med god vandkvalitet, gode fysiske forhold og fri passage (Jepsen m.fl. 2014, 2018, 2019).

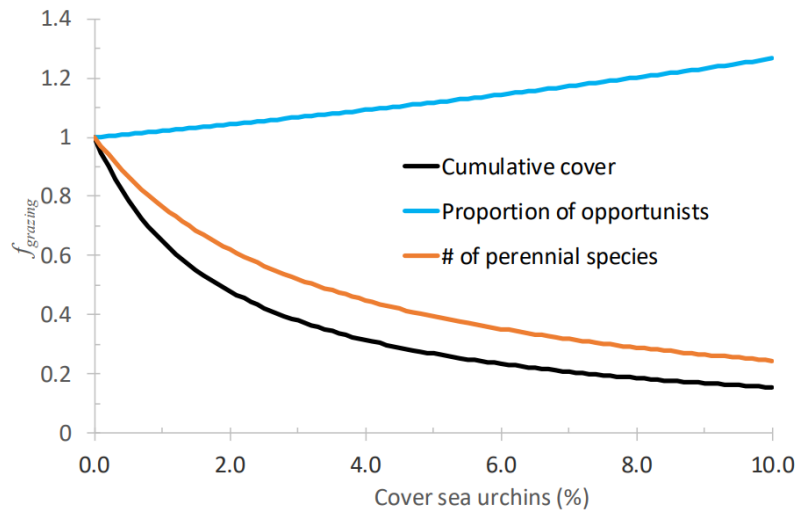
Skarvens indflydelse på kystens fiskebestande er imidlertid mindre velbelyst og er noget vanskeligere at undersøge end i de mere lukkede ferskvandssystemer. Ikke desto mindre foreligger der enkelte danske undersøgelser. I 90'erne konkluderede en undersøgelse at skarvens prædation på torsk var omfattende, men at den formentlig ikke havde stor bestandsregulerende betydning (Nielsen m.fl. 1999). Nye beregninger (ikke publiceret) af skarvers prædation på torsk i den vestlige Østersø, baseret på nye diæt-undersøgelser fra Tyskland, viser at skarverne fra den danske del af området årligt konsumerer 25 millioner småtorsk (ved 20% torsk i føden), men det er uklart om denne prædation har bestandsregulerende effekt.

Fra 2001-2004 blev skarvprædationen på fisk i Ringkøbing Fjord grundigt undersøgt og her blev det bl.a. dokumenteret at skarverne åd ca. halvdelen af de udtrækkende laks- og ørredsmolt, 40-45% af små udsatte ål og hele (100%) af rekrutteringen af skrubber, ialt 1,4 millioner skrubber (Jepsen m.fl. 2010, Bregnballe m.fl. 2008). I 2008 blev resultaterne af en undersøgelse af skrubbe-bestanden som funktion af afstanden til en stor skarvkoloni undersøgt og her blev det konkluderet, at der var en tydelig negativ påvirkning på tæthed og overlevelse af skrubber med faldende afstand til skarverne (Nielsen m.fl. 2008).

Det kan således ikke udelukkes, at skarvernes prædation har negativ påvirkning på rekrutteringen af torsk, skrubbe og ål i Lillebælt. I situationer hvor hovedparten af de små rekrutter bliver ædt, kan prædation fra fx skarv i kombination med andre presfaktorer medvirke til at hindre genopbygningen af fiskebestande.

Søpindsvins betydning for makroalger

Udbredelse og tætheder af makroalger påvirkes af en række forhold såsom lys, salinitet, egnet substrat og mængden af græssere, som fx søpindsvin. Søpindsvin forekommer i varierende mængde på fx stenrev, men hvis tætheden er tilstrækkelig høj, kan søpindsvin græsse makroalger helt væk. I habitat og vandrammedirektivet er makroalger en indikator for miljøkvaliteten og derfor er det væsentligt at få adskilt den naturlige variation fra den menneskeskabte påvirkning, hvilket kræver et solidt datagrundlag. I danske farvande monitoreres ikke regelmæssigt for søpindsvin, men overvågningen af stenrev i åbne farvande har de seneste år inkluderet en opgørelse af søpindsvin, hvilket har muliggjort en kvantificering af deres betydning for makroalge sammensætning, tæthed og udbredelse (Carstensen og Dahl., 2019). Resultaterne fra analysen viser, at søpindsvin har signifikant betydning for den kumulative dækning af makroalger, som er uafhængig af dybden. Kvantitativt viser resultaterne, at en tæthed af søpindsvin på 1% betyder en reduktion i makroalgedækning på 35% og en tæthed af søpindsvin på 10% reducerer dækningen med 84% (Carstensen og Dahl, 2019 figur 3.11.1).



Figur 3.11.1 Sammenhæng mellem tæthed af søpindsvin og ændring i den kumulative dækning af makroalger (sort) samt andelen af opportunistiske makroalger (blå) og antallet af flerårige makroalger (orange). Figuren er fra Carstensen og Dahl 2019.

4. Sammenfatning

Miljø- og naturtilstanden i Lillebæltsområdet lever ikke op til vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand og ej heller til habitatdirektivets krav om gunstig bevaringsstatus. I hovedparten af vandområderne i Lillebæltsregionen er tilstanden for ålegræs, makroalger og bunddyr moderat eller ringe, og næringsstofkoncentrationerne er for høje til at understøtte opnåelse af god økologisk tilstand. Den tidlige udvikling i næringsstoffer, klorofyl og makroalger viser, at der er sket forbedringer siden 1990, men at den positive udvikling er stagneret på et fortsat for højt niveau det seneste årti. Antallet af bjergand og edderfugl i Lillebælt er fluktuerende og uden indikationer på fremgang, hvorimod antallet af sangsvaner i Lillebælt ser ud til at være faldende. Torskebestanden i Lillebælt har været faldende i hvert fald siden omkring år 2000, og bestanden af vestlig østersøtorsk er nu kritisk lav. Fangstdata fra nøglefiskerordningen viser, at antallet af torsk fanget i kystzonen har ligget på et relativt konstant, men sandsynligvis lavt, niveau siden 2002. Antallet af marsvin i habitatområderne i Lillebælt er i fremgang, og vigtigheden af disse områder i relation til den samlede bæltshavsbestand er sandsynligvis blevet større.

Presfaktorer som eutrofiering, iltsvind og fiskeri med bundsløbende redskaber påvirker store havområder i Lillebæltsregionen, hvilket medfører tab af habitater og forringelse af miljø- og naturkvaliteten. Alle vandområder i Lillebælt er påvirket af eutrofiering, der er medvirkende årsag til iltsvind, og som er særligt udbredt i den sydlige del af Lillebæltsområdet. Der er et omfattende fiskeri med bundsløbende redskaber i Lillebæltsområdet, hvilket bidrager til forstyrrelse af havbunden. Reduktion af presfaktorerne er en nødvendig betingelse for at opnå god økologisk tilstand og gunstig bevaringsstatus i Lillebælt og de tilstødende fjorde, bugter og vige. Men selv med en reduktion i presfaktorerne ville det ad naturlig vej tage lang tid (dekader), at få genskabt tabte habitater og øge miljø- og naturkvaliteten uden en aktiv indsats, idet der er betragtelige tidsforsinkelser i økosystemernes respons. I nogle tilfælde, som fx stenrev, er tabet af habitater irreversibelt hvis der ikke – samtidigt med reduktionen i presfaktorer – foretages en aktiv naturrestaurering med (gen)etablering af essentielle habitater, der kan bidrage til øget biodiversitet som grundlag for balancerede marine fødenet med fisk, havpattedyr og fugle.

5. Referencer

- Anon. 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Strategy (2000/60/EC). Guidance Document No 3. Analysis of pressures and impacts. European Communities ISBN 92-894-5123-8
- Bregnballe, T. & Grooss, J.I. (red.) 2008: Skarver og fisk i Ringkøbing og Nisum Fjorde. En undersøgelse af skarvers prædation og effekter af skarvregulering 2002-2007. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 126 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 680.
- Carstensen J. (2020) Macroalgae indicators for assessing ecological status in Danish WFD water bodies. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 170
- Carstensen J. Dahl K (2019) Macroalgal indicators for Danish Natura 2000 habitats. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 142
- Clausen, P., Petersen, I.K., Bregnballe, T & Nielsen, R.D. 2019. Trækfuglebestande i de danske fuglebeskyttelsesområder, 2004 til 2017. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 308 s. - Teknisk rapport nr. 148 <http://dce2.au.dk/pub/TR148.pdf>
- Christensen PB, Rysgaard S, Sloth NP, Dalsgaard T, Schwaerter S (2000) Sediment mineralization, nutrient fluxes, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an estuarine fjord with sea cage trout farms. *Aquatic Microbial Ecology*, 21:73-84.
- Dahl K, Göke C, Lundsteen S, Carstensen J, Al-Hamdani Z, Leth JO, Havesteen CW & von Qualen S (2011) Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. *BaltSeaPlan* - www.baltseaplan.eu. 54 pp. - *BaltSeaPlan Report*, no. 27. <http://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed>.
- Dahl, K (2005): Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 526
- Erichsen AC, Timmermann K, Larsen TC, Christensen J, Nielsen SB & Markager S (2021) Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Management Scenario 2e – Land-based nutrient scenarios (additional Wadden Sea P reductions). https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/ManagementScenario2e_v3.pdf
- Gilles, A., Nachtsheim, D., Authier, M., Siebert, U. (2022). Report on HELCOM BLUES Subtask 2.4.2: Assessing trends in abundance for assessment of the Belt Sea population. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. 18 pp.
- Hammond, P., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. and Scheidat, M. (2021). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys - Revised version. Report.
- Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 2006: Klimabetingede effekter på marine økosystemer. Danmarks Miljøundersøgelser. 50 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 598. <http://www.dmu.dk/Pub/FR598.pdf>
- Hansen JW, Høgslund S, Bruhn A, Carstensen J, Dahl K, Galatius A, Göke C, Hansen JLS, Krause-Jensen D, Kyhn LA, Larsen MM, Markager S, Mohn C, Petersen IK, Strand J, Stæhr PA, Sveegaard S, Tairova Z, Teilmann J, Tougaard J 2021. Marine områder 2020: NOVANA.

Aarhus: DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 192 s.
<http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf>.

Helmig, S.A., Nielsen, M.M. & Petersen, J.K. (2020). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af omfanget af stenfiskeri i kystnære marine områder. DTU Aqua-rapport nr. 360-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 24 pp.

Jensen, P.N., Hansen, J.W., Jeppesen, E., Wiberg-Larsen, P., Hansen, J.L.S., Jakobsen, H.H., Stæhr, P. & Dahl, K. (2015). Klimaforandringernes betydning for vandområder – med fokus på de biologiske kvalitetselementer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 106 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 146
<http://dce2.au.dk/pub/SR146.pdf>

Jepsen N, Sonnesen P., Klenke R. & Bregnballe T. (2010). The use of coded wire tags to estimate cormorant predation on fish stocks in an estuary. *Marine and freshwater Biology* 61, 320-329.

Jepsen, N, Ravn, H.D. & Pedersen, S. (2018). Change of foraging behavior of cormorants and the effect on river fish. *Hydrobiologia*, 820, 189-199.

Jepsen, N., Flavio, H. & Koed, A. (2019). The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. *Fisheries management and ecology* 26 (2), 183-186.

Jepsen, N., Skov, C., Pedersen, S. & Bregnballe, T. (2014). Betydningen af prædation på danske ferskvandsfiskebestande - en oversigt med fokus på skarv. DTU Aqua-rapport nr. 283-2014.

Miljøministeriet (2019) Danmarks Havstrategi II Første del God miljøtilstand Basisanalyse Miljømål. Udgiver: Miljøministeriet, April 2019. ISBN: 978-87-93593-73-2

Miljøministeriet (2021) Forslag til Vandområdeplanerne 2021-2027, December 2021.
<https://mim.dk/media/226716/vandomraadeplanerne-2021-2027.pdf>

Miljøstyrelsen (2020) Retningslinjer for udarbejdelse af basisanalyse for Vandområdeplaner 2021-2027. ISBN: 978-87-7038-144-4

Nielsen, E., Neuenfeldt, S. & Vinther, M. (1999). Betydningen af skarvens prædation på torsk vurderet ved hjælp af flerartsmodellen (MSVPA). DFU rapport 68-99.

Nielsen, E., Støttrup, J., Nicolajsen, H., & Bregnballe, T. (2008). Undersøgelse af sammenhængen mellem udviklingen af skarvkolonien ved Toftesø og forekomsten af fladfiskeyngel i Ålborg Bugt. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser. (DTU Aqua-rapport; Nr. 179-08).

Oosterwind D, Rau R, Zaiko A (2016) Drivers and pressures – Untangling the terms commonly used in marine science and policy. *Journal of Environmental Management* 181: 8-15.

Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Olsson J, Moksness P-O & Bergström U (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53: 1138-1147.

Petersen JK, Brooks ME, Dinesen GE, Eigaard OR, Maar M, Olsen J & Saurel C 2020. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton. DTU Aqua-rapport nr. 358-2020. 5.

Petersen JK. (2021). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – sammenfatning. DTU Aqua-rapport nr. 381-2021. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 32 pp.

Petersen, J.K. (red) (2018). Menneskeskabte påvirkninger af havet:– Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer. DTU Aqua-rapport nr. 336-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 118 pp. + bilag.

Riemann B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H et al. (2015) Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach Estuaries and Coasts DOI 10.1007/s12237-015-9980-0

Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltvindsmode. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.).

Sterup, J. & Bregnballe, T. 2021. Danmarks ynglebestand af skarver i 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Teknisk rapport nr. 226
<http://dce2.au.dk/pub/TR226.pdf>

Stæhr PA., Jakobsen HH., Hansen JLS., Andersen P., Storr-Paulsen M., Christensen J., Lundsteen S., Göke C., Carausu M.-C. (2016). Trends in records and contribution of nonindigenous species (NIS) to biotic communities in Danish marine waters. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 44 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 179.

Støttrup JG, Kokkalis A, Christoffersen M, Pedersen EM, Pedersen MI og Olsen J (2020). Registrering af fangster med standardredskaber i de danske kystområder. Nøglefiskerrapport for 2017-2019. DTU Aqua-rapport nr. 375-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 153 pp. + bilag

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A. 2021. Vandløb 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport nr. 473
<http://dce2.au.dk/pub/SR473.pdf>

Timmermann K, Christensen JPA & Erichsen A. (2020) Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Videnskabelig rapport nr. 390.
<http://dce2.au.dk/pub/SR390.pdf>

Timmermann K, Christensen JPA & Erichsen A. (2021) Establishing Chlorophyll-a reference conditions and boundary values applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Scientific Report No. 461 <http://dce2.au.dk/pub/SR461.pdf>

Unger B, Nachtsheim D, Martinez NR, Siebert U, Sveegaard S, Kyhn LA, Balle JD, Teilmann J, Carlström J, Owen K, Gilles A. 2021. MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. 30 s. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/20210913_Report_MiniSCANSII_2020_revised.pdf

Vaquer-Sunyer R & Duarte CM (2008) Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. PNAS 105(40): 15452–15457

Aagaard T (1991). Sandsugning og det fysiske miljø. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk