

Miljøtilstand og presfaktorer i Øresund

Karen Timmermann, Jesper Christensen, Anders Galatius, Signe Sveegaard,
Satish Pawar, Martin Mørk Larsen, Cordula Cöke og Jens Würgler Hansen

DTU Aqua-rapport nr. 430-2023



Miljøtilstand og presfaktorer i Øresund

Karen Timmermann¹, Jesper Christensen², Anders Galatius²,
Signe Sveegaard², Satish Pawar¹, Martin Mørk Larsen²,
Cordula Cöke² og Jens Würgler Hansen²

¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

DTU Aqua-rapport nr. 430-2023

Kolofon

Titel:	Miljøtilstand og presfaktorer i Øresund
Forfattere:	Karen Timmermann ¹ , Jesper Christensen ² , Anders Galatius ² , Signe Sveegaard ² , Satish Pawar ¹ , Martin Mørk Larsen ² , Cordula Cöke ² og Jens Würgler Hansen ² ¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet ² Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
DTU Aqua-rapport nr.:	430-2023
År:	September 2023
Reference:	Timmermann, K., Christensen, J., Galatius, A., Sveegaard, S., Pawar, S., Larsen, M.M., Cöke, C. & Hansen, J.W. (2023). Miljøtilstand og presfaktorer i Øresund. DTU Aqua-rapport nr. 430-2023. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 50 pp.
Kvalitetssikring:	Jens Kjerulf Petersen (DTU Aqua), Andreas Holbach (ECOS, AU) og Anja Skjoldborg Hansen (DCE, AU)
Forsidefoto:	Øresund. Arkivfoto: Miljøstyrelsen
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitovet, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-360-6

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redogørelser 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

I forbindelse med finanslovsaftalen for 2022, blev det besluttet at etablere marine Naturnationalparker (MNNP) i hhv. Lillebælt og Øresund. Etableringen af parkerne skal understøtte aftalepartnerens ønske om at styrke naturen og biodiversiteten på havet og gøre viden om havmiljø mere tilgængelig (<https://www.regeringen.dk/media/10930/delaftale-om-investeringer-i-et-fortsat-groennere-danmark.pdf>). Den geografiske afgrænsning af parkerne og konkrete forvaltningsmodeller afventer politisk afklaring. Som del af etableringen af marine naturnationalparker ønsker Miljøministeriet at få en kortlægning af den nuværende miljø- og naturtilstand i Øresund og beskrivelse af den historiske udvikling i tilstanden. Endvidere ønskes en kortlægning af de presfaktorer, som potentielt kan påvirke miljø- og naturtilstanden i Øresund. I nærværende rapport belyses miljø- og naturtilstanden i Øresund ved brug af indikatorer baseret på data fra offentlig tilgængelige kilder og eksisterende presfaktorer i Øresund kortlægges. Arbejdet er finansieret af Miljøministeriet 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.

Indhold

Opsummering	5
1. Øresundsområdet.....	6
1.1 Nuværende miljø- og naturbeskyttelse i Øresund	8
2. Miljø- og naturtilstanden i Øresundsområdet	11
2.1 Sedimentforhold	11
2.2 Klorofyl	11
2.3 Ålegræs	13
2.4 Makroalger	15
2.5 Bunddyr.....	15
2.6 Havpattedyr.....	17
2.7 Udvalgte fiskearter	20
2.8 Udvalgte fuglearter	25
3. Presfaktorer	29
3.1 Eutrofiering – næringsstofforurening	29
3.2 Iltsvind	36
3.3 Råstofindvinding.....	39
3.4 Klapning	42
3.5 Fiskeri.....	42
3.6 Miljøfarlige stoffer	43
3.7 Undervandsstøj	44
3.8 Stenfiskeri	45
3.9 Invasive arter.....	45
4. Citeret litteratur	47

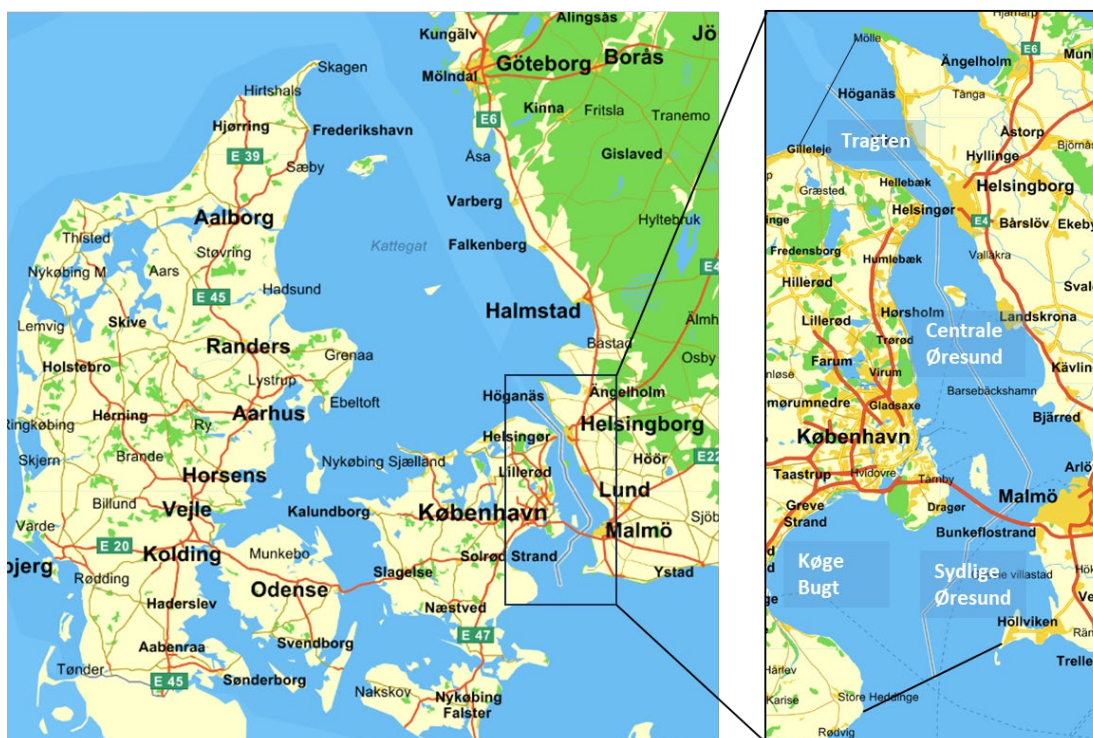
Opsummering

Øresund udgør, sammen med Storebælt og Lillebælt, forbindelsesleddet mellem det salte vand fra Nordsøen/Kattegat og det mere brakke Østersøvand. Selve Øresundsområdet er karakteriseret af meget varierende dybde – og strømforhold, salinitet, bundtyper og naturforhold og Øresund indeholder hovedparten af Habitatdirektivets marine naturtyper, som findes i Danmark herunder sandbanke, lagune, bugter og vige samt stenrev. Data for miljø- og naturforholdene viser imidlertid, at vandområderne i Øresund 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. Tilstanden for ålegræs og klorofyl er dog god i den nordlige del af Øresund, hvorimod tilstanden for bunddyr er moderat. I Køge bugt er tilstanden moderat for alle kvalitetselementerne. For fisk, marsvin og fugle er det ikke på tilsvarende vis muligt at vurdere tilstanden specifikt for Øresundsområdet, men kun på en større rumlig skala. Torsken, som er i tilbagegang i danske farvande og generelt vurderes til at være truet, er dog i fremgang i netop Øresund.

Forurening med næringsstoffer (eutrofiering) påvirker Øresund. De danske kilder til næringsstofudledningerne er domineret af udledninger fra renseanlæg i den nordlige del (ved København), hvorimod de diffuse bidrag udgør en større andel af næringsstofudledningerne i den sydlige del af Øresund. Der er lave iltkoncentrationer og moderat iltsvind i bundvandet i Øresund stort set hvert år, hvorimod kraftigt iltsvind forekommer mere sporadisk. Klapning og råstofindvinding finder også sted i Øresund, særligt i Køge bugt. Fiskeri med bundsløbende redskaber sker kun i "tragten" og stort set hele Øresundsområdet er således ikke påvirket af fysisk forstyrrelse fra bundsløbende fiskeri.

1. Øresundsområdet

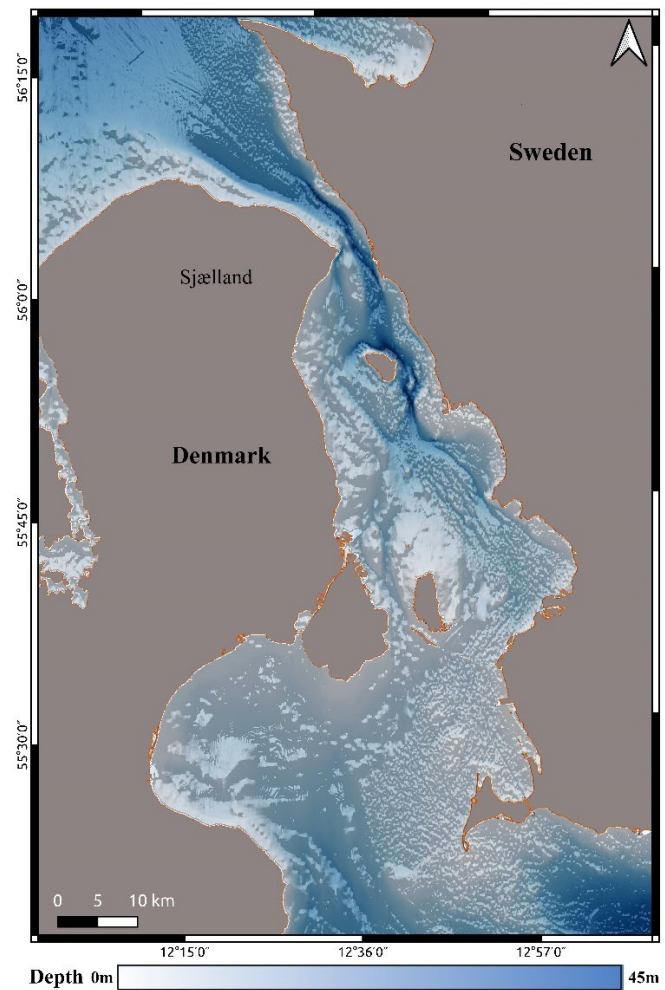
Øresund er betegnelsen for det vandområde mellem Danmark og Sverige, som forbinder Østersøen med Kattegat. I denne rapport defineres Øresund, som det område der afgrænses i nord af en linje mellem Gilleleje (Danmark) og Kullen (Sverige) og i syd afgrænses området af en linje mellem Stevns Fyr (Danmark) og Falsterbo (Sverige). Denne definering af Øresund anvendes også af bla ICES og Øresundsvandsamarbejdet, som er et regionalt samarbejde mellem Danske og svenske kommuner og len med opland til Øresund (<https://oresundsvand.dk/>). Øresundsområdet omfatter "central Øresund", "tragten" i den nordligste del, det "sydlige Øresund" samt Køge bugt. Området er ca. 115 km langt og mellem 4 og 45 km bredt.



Figur 1.1. Kort over Danmark og indre danske farvande med close up af Øresund, som i denne rapport afgrænses i nord af en linje mellem Gilleleje (Danmark) og Kullen (Sverige) og i syd afgrænses området af en linje mellem Stevns Fyr (Danmark) og Falsterbo (Sverige). Øresund indeholder Tragten som ligger i den nordlige del, det centrale Øresund mellem Øresundsbroen og Helsingør/Helsingborg, det sydlige Øresund samt Køge Bugt.

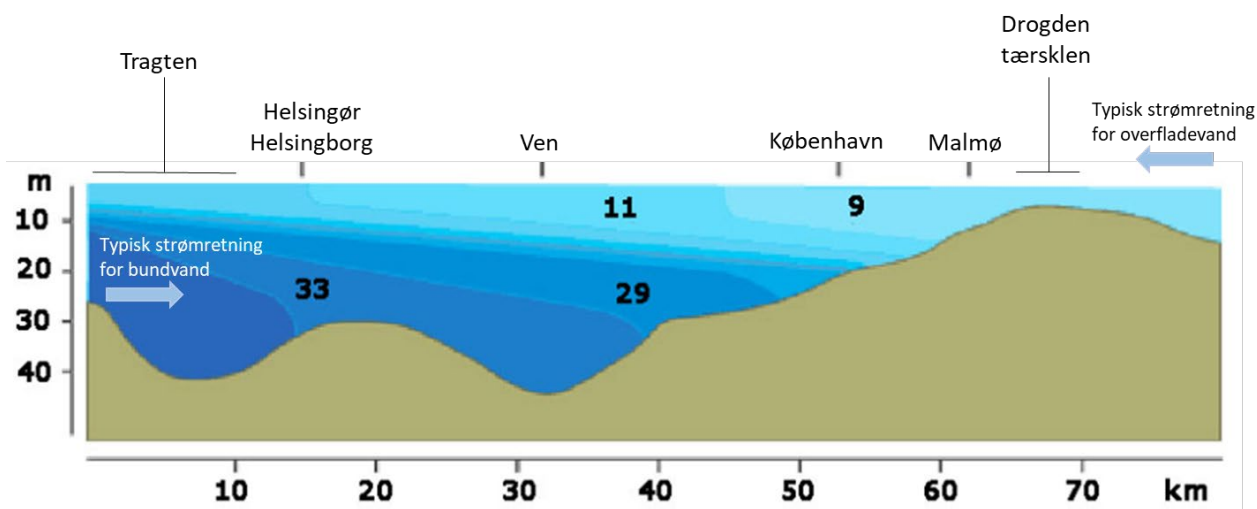
Øresundsområdet er karakteriseret ved meget varieret dybde-, salinitets- og strømforhold. I den nordlige del af Øresund er vanddybden over 20 m og vanddybden aftager markant ned gennem Øresund, og der eksisterer en relativ lavvandet tærskel (Drogden-tærsklen) med vanddybder under 10 m mellem Amager, Saltholm og Sverige, omtrent hvor Øresundsbroen krydser Øresund. Syd for Drogden stiger vanddybderne igen og store dele af Køge Bugt og sydlige Øresund har vanddybder på 10-17 m. Dybdeforholdene kan ses af figur 1.2.

Figur 1.2. Kort over bathymetrien (vandedybder) i Øresund.



Øresund udgør, sammen med Storebælt og Lillebælt, forbindelsesleddet mellem det salte vand fra Nordsøen/Kattegat og det mere brakke Østersøvand. Modelberegninger har vist, at ca. 35% af vandudvekslingen mellem Østersøen og Kattegat sker gennem Øresund via Drogden tærsklen (Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021). Drogden tærsklen forhindrer som regel, at bundvandet med høj saltholdighed fra den nordlige del af Øresund trænger videre ind i Østersøen. Det er kun i nogle vejr-situationer, at vand med høj saltholdighed fra Kattegat formår at trænge over tærsklen og ind i Østersøen. Dette betegnes som saltvandsindbrud og har stor betydning for tilstanden i Østersøen.

Saliniteten i Øresundsområdet påvirkes af det brakke Østersøvand som strømmer gennem Øresund mod Kattegat i overfladelaget og det salte nordsøvand, der strømmer fra Kattegat og gennem Øresund i bundvandet. Dette giver anledning til en karakteristisk salinitets profil ned gennem vandsøjlen med forskellige grader af opblanding.



Figur 1.3. Tværsnit af Øresund fra Tragten i nord til Drogden. Figuren viser dybdeforhold og de typiske salinitetsforhold i et tværsnit gennem Øresund fra Tragten til Drogden. Strømretningen for overfladevand er ofte mod nord og består af lav salint vand fra Østersøen (den baltiske overfladestrøm). Bundvandet kommer typisk fra Kattegat, er høj salint og strømmer mod syd. Overgangen mellem lav salint overfladevand og høj-salint bundvand danner ofte et skarpt springlag. Salinitetsforholdene i Øresund, herunder springlaget påvirkes af meteorologiske forhold og tidevand, som styrer både strømstyrke og retning. Figur er modificeret fra oresundsvand.dk.

Dybde, salinitets- og strømforholdene i Øresund 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 stoftransporter af fx næringsstoffer og ilt og ikke mindst for fordelingen af livet i havet. De hydrodynamiske forhold bevirker fx. at bundvandets opholdstid i Øresund er relativt kort hele året (Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021), hvilket bidrager til at øge resistensen overfor iltvind.

1.1 Nuværende miljø- og naturbeskyttelse i Øresund

1.1.1 Vandrammedirektivet

Kystvandet i Øresund er beskyttet af Vandrammedirektivet, som har til formål at vandområderne dækket af vandrammedirektivet opnår "god økologisk tilstand", der er defineret som en mindre afvigelse fra en tilstand upåvirket af menneskelig aktivitet. Derudover er der også krav om at vandområderne opnår "god kemisk tilstand", som sigter mod at begrænse udledningen af miljøfarlige stoffer. Vandrammedirektivet implementeres i Danmark via vandområdeplanerne (VoP) og i disse planer indgår tre vandområder i Øresund, nemlig område 200 Kattegat, område 6 Nordlige Øresund samt 201 Køge bugt (figur 1.4). Det er imidlertid kun dele af Øresund, der er beskyttet af Vandrammedirektivet. Vandrammedirektivet har fokus på, at de biologiske kvalitets-elementer "fytoplankton", "bundvegetation" og "bunddyr" i vandområderne opnår god tilstand primært gennem begrænsning af eutrofieringen. Det danske overvågningsprogram (NOVANA) er i høj grad målrettet vandrammedirektivet og hovedparten af de marine økologiske data samt tilstandsvurderinger i denne rapport stammer fra vandområder dækket af vandrammedirektivet og er relateret til vandrammedirektivets miljøvurderingssystem.

Figur 1.4. Kort over de tre vandområder (blå skraverede områder) som findes i den danske del af Øresund. Vandområderne er en del af vandområdeplanerne og skal opfylde Vandrammedirektivets mål om "god økologisk tilstand". Vandområdernes afgrænsning, nummer og navn er fra de danske vandområdeplaner 2021-2027.

Information om danske vandområder findes her: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>



1.1.2 Habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivet

EUs habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiv fra 1992 har til formål at beskytte arter og naturtyper, der er karakteristiske, truede, sårbare eller sjældne og udgør EUs vigtigste bidrag til målrettet beskyttelse af biodiversiteten i medlemslandene (MSTs Habitatvejledning <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/12/978-87-7038-248-9.pdf>). Det er forventningen, at EUs nye biodiversitetsstrategi 2030, som blev vedtaget i 2020 vil styrke beskyttelsen af biodiversiteten i EU både til lands og i havet, men strategien er endnu ikke implementeret og behandles derfor ikke yderligere her.

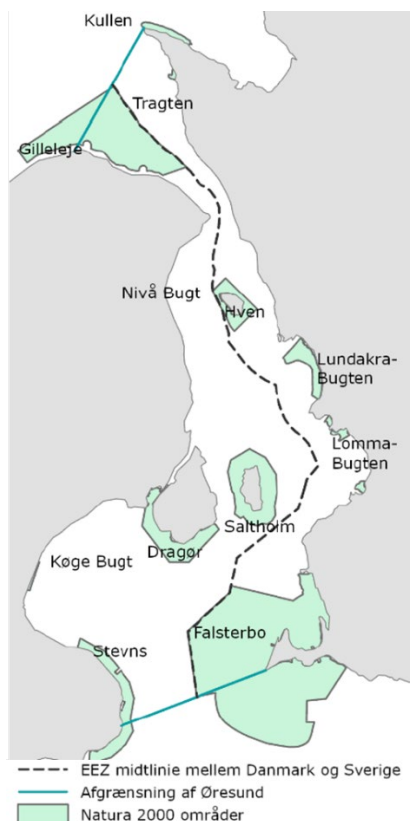
En væsentlig del af implementeringen af habitatdirektivet er udpegning og beskyttelse af særlige områder - de såkaldte Natura 2000 områder, der består af habitatområder og fuglebeskyttelsesområder. Det marine netværk i Øresund omfatter 13 Natura 2000 områder, hvoraf fem ligger på den danske side og otte på den svenske side (figur 1.5)

Figur 1.5. Marine Natura 2000 områder i Øresund. Fem af områderne ligger på dansk side og otte ligger på den svenske side. Natura 2000 områderne er dækket af habitatdirektivet og skal bidrage til opnåelse af "gunstig bevaringsstatus" for de naturtyper og arter som er på det enkelte områdes udpegningsgrundlag.

Information om de svenske Natura 2000 områder i Øresund, herunder koordinater og udpegningsgrundlag kan findes her: <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>

Information om de danske Natura 2000 områder i Øresund, herunder koordinater og udpegningsgrundlag kan findes her: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=natura2000planer3-2022>

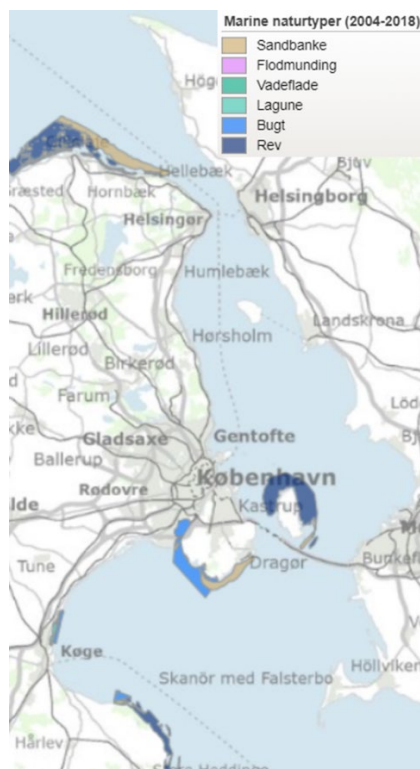
Kortet er modificeret baseret på kort i Rambøl, 2018.



De danske Natura 2000 områder er blevet (delvist) kortlagt i perioden 2004-2018 og af kortlægningen fremgår, at Natura 2000 områderne i Øresund indeholder hovedparten af Habitatdirektivets marine naturtyper, som findes i Danmark herunder sandbanke, lagune, bugter og vige samt stenrev (figur 1.6).

Figur 1.6. Oversigt over de kortlagte marine naturtyper i de danske Natura 2000 områder i Øresund. Øresund indeholder naturtyperne 1110 "Sandbanke", 1150 "Lagune", 1160 "Bugt og vige", 1170 "Rev". Naturtyperne er beskyttet af EUs habitatdirektiv.

Kortet er lavet ud fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=natura2000planer3-2022>



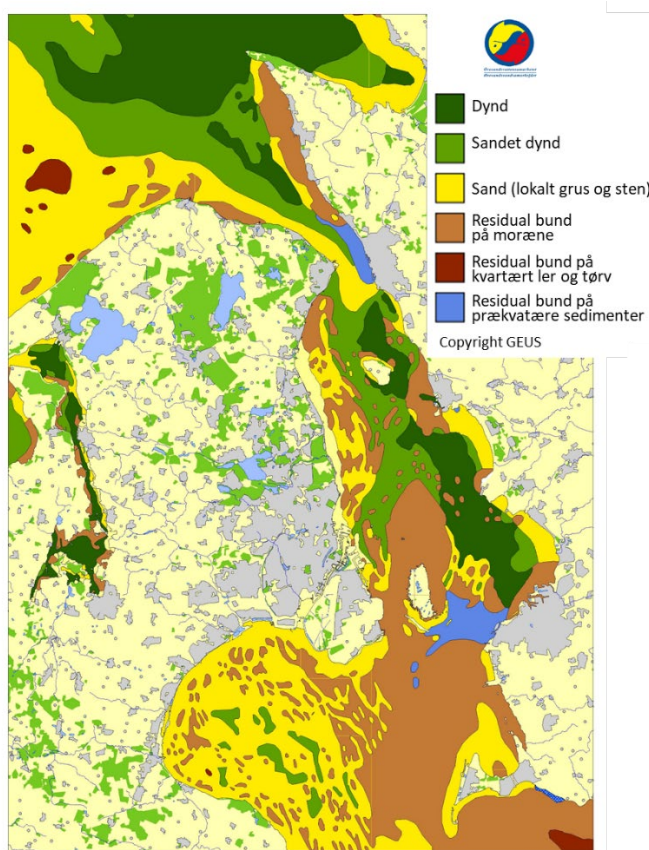
2. Miljø- og naturtilstanden i Øresundsområdet

2.1 Sedimentforhold

Sedimenterne i Øresundsområdet består hovedsageligt af sand, som i nogle områder er groft sand og egentligt grus. I selve Øresund er der også dyndet sand samt større områder med morænebund både nord og syd for Drogden.

Figur 2.1.1. Kort over sedimentforhold i Øresund. Kortet viser sammensætningen af bundsedimentet, som gennemsnit af de øverste 0,5 m af bunden. Det er dannet på baggrund af seismiske data og oplysninger fra vibrationsboringer, samt grabprøver og overfladeprøver (AIS Info).

Kortet bygger på data fra GEUS i samarbejde med Sveriges Geologiske Undersøgelse og Naturstyrelsen og er fra oresundsvand.dk/wp-content/uploads/2019/08/sediment.pdf



Øresund indeholder stort set alle substrattyper fra de bløde dyndede sedimenter over moræne, sand og grus til stenrev og klippe. Denne variabilitet i bundsubstrater understøtter en stor mangfoldighed i plante og bunddyrssamfund, der ofte er tilpasset specifikke bundsubstrater.

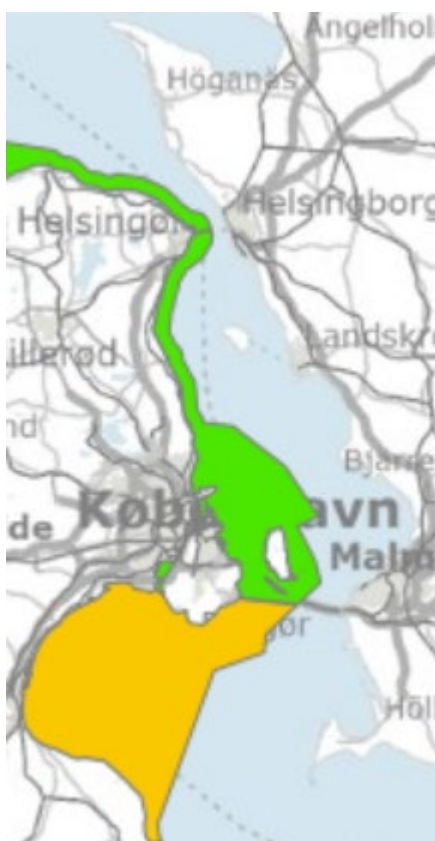
2.2 Klorofyl

Klorofyl-a koncentrationen er et ofte anvendt mål for mængden af fytoplankton, som bestemmes af forholdet mellem fytoplankton væksten (primærproduktion) og tabet forårsaget af græsning fra dyr og sedimentation. Der er en tæt kobling mellem væksten af plankton og næringsstoffkoncentrationer i den fotiske zone, hvor høje næringsstoffkoncentrationer 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

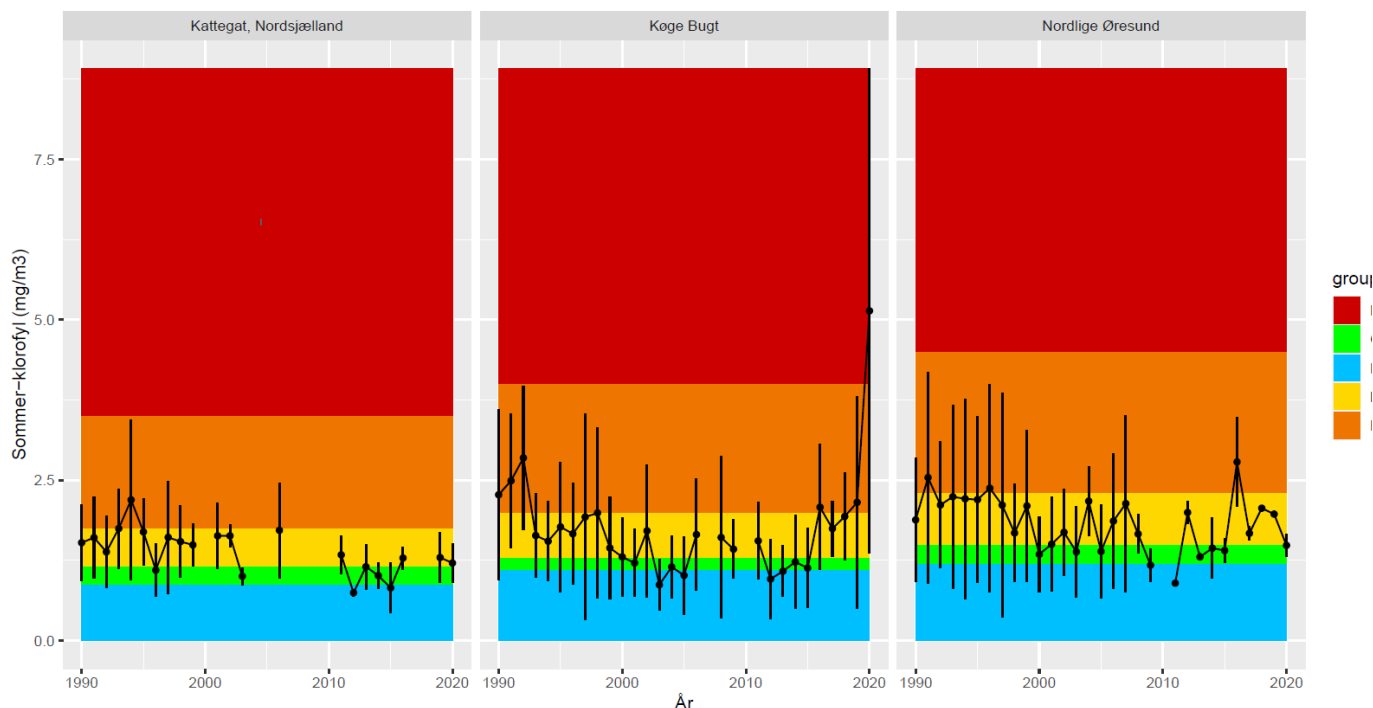
beregnet for hvert vandområde i Øresundsområdet ud fra NOVANA-data i perioden maj-sept. Årlige indikatorværdier er anvendt til tidsserier og tilstandsvurderingen er baseret på gennemsnit af de seneste 6 års indikatorværdier. Beregning af indikatorværdier og grænseværdier mellem VRD tilstandsklasser er baseret på Timmermann et al., 2021.

Tilstandsvurderingen for kvalitetselementet "Fytoplankton" baseret på klorofyl-a koncentrationer (Figur 2.2.1) viser, at vandområdet "Øresund" og "Kattegat" har opnået mindst god økologisk tilstand, hvorimod tilstanden for klorofyl-a i "Køge Bugt" er moderat.

Figur 2.2.1. Tilstandsvurdering for kvalitetselementet "Fytoplankton" baseret på klorofyl-a koncentrationer i perioden maj-sept. Farvekategorier henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Data til beregninger af indikatorværdier er fra NOVANA-overvågningen og der er anvendt data fra perioden 2013-2018 i beregning af tilstanden.



Tidsserier for sommer klorofyl-a koncentrationer i de enkelte vandområder (Fig.2.2.2) 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.



Figur 2.2.2. Tidslig udvikling i årlige sommer klorofyl-a koncentrationer i perioden 1990-2020 for de tre vandområder i Øresund. Afgrænsning og navngivning af vandområderne ses i figur 1.4. 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 er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Bemærk at Y-aksen og grænserne mellem tilstandsklasser er forskellig for de enkelte vandområder.

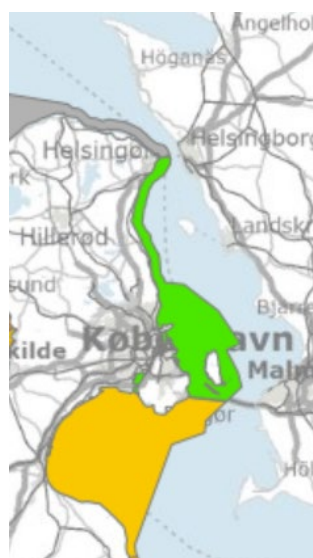
2.3 Ålegræs

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. begroning og organisk berigede sedimenter.

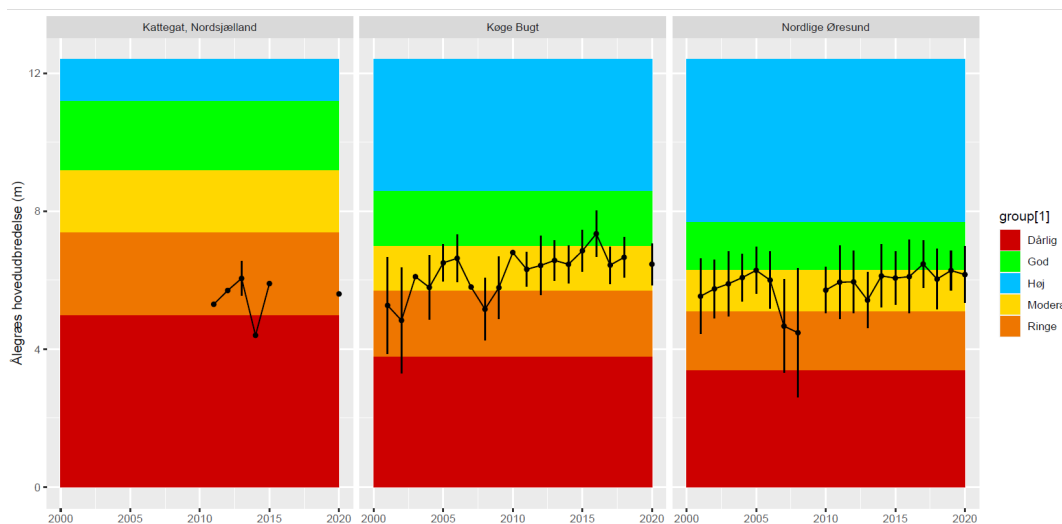
Ålegræssets dybdegrænse anvendes som indikator for vandrammedirektivets biologiske kvalitetselement "makroalger og blomsterplanter". Dybdegrænsen er defineret som den maksimale vanddybde for hovedudbredelsen af ålegræs (dækningsgrad på 10%). I denne analyse er indikatorværdier for ålegræssets dybdegrænse beregnet for hvert vandområde i Øresundsregionen ud fra NOVANA-transektdata. Årlige indikatorværdier er anvendt til tidsserier og tilstandsvurderingen er baseret på gennemsnit af 6 års indikatorværdier fra 2013-2018. Beregning af indikatorværdier og grænseværdier mellem VRD tilstandsklasser er baseret på Timmermann et al., 2020.

Tilstandsvurderingen baseret på ålegræssets dybdegrænse (Figur 2.3.1) viser, at vandområde "Øresund" har opnået god tilstand for ålegræs og "Køge bugt er i moderat tilstand. Det har ikke været muligt at lave en tilstandsvurdering for ålegræs i vandområde "Kattegat, Nordsjælland".

Figur 2.3.1. Tilstandsvurdering baseret på ålegræssets dybdegrænse. Farvekategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Ukendt tilstand (grå) betyder, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt til at lave en tilstandsvurdering for vandområdet. Transektdata til beregning af ålegræssets dybdegrænse er fra NOVANA-programmet for perioden 2013-2018.



Tidsserier for ålegræssets dybdegrænse i vandområde "Nordlige Øresund" (Fig.2.3.2) viser en relativt stabil dybdeudbredelse for ålegræs igennem hele monitoringsperioden, hvilket er konsistent med resultater for ålegræstransekter i hele Danmark (Rieman et al., 2015). Ålegræs reagerer med stor tidsforsinkelse på forbedringer i fx. lysforhold og man skal således ikke forvente, at ålegræsset spreder sig og opnår god tilstand målt på dybdeudbredelsen, selvom miljøforholdene tilsyneladende understøtter vækst af ålegræs. I vandområde "Køge Bugt" ser ålegræsset ud til at brede sig til større dybder gennem monitoringsperioden (Figur 2.3.2).

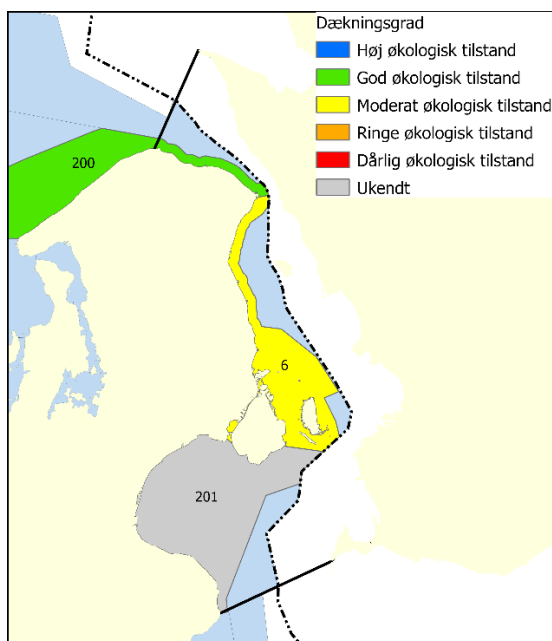


Figur 2.3.2. Tidlig udvikling i ålegræssets dybdegrænse i perioden 2000-2020 for de vandområder i Øresundsregionen, hvor der findes tilstrækkeligt data. Data er fra NOVANA-programmet. Ålegræssets dybdegrænse beregnes som gennemsnit af flere transektmålinger i det enkelte vandområde. Manglende data skyldes, 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 er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Bemærk at Y-aksen og grænserne mellem tilstandsklasser er forskellig for de enkelte vandområder.

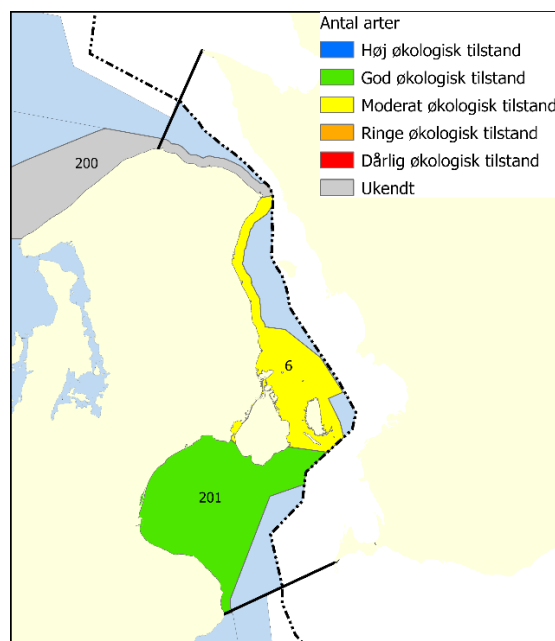
2.4 Makroalger

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 begroningen 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 hyppig skibstrafik 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 2.4.1 og 2.4.2.



Figur 2.4.1. Tilstandsvurdering for dækningsgraden af makroalger. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Øresund. 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 Øresund er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).



Figur 2.4.2. Tilstandsvurdering for artssammensætningen af makroalger. Inddelinger og numre angiver de enkelte vandområder i Øresund. 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 Øresund er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).

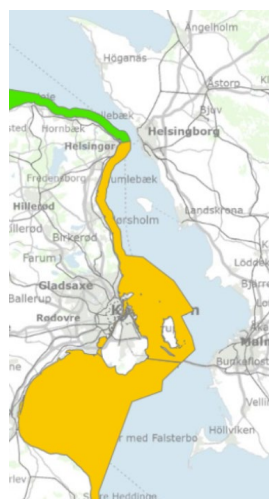
2.5 Bunddyr

Biodiversiteten af bundfauna, målt ved det danske kvalitetsindeks (DKI) anvendes som indikator for vandrammedirektivets biologiske kvalitetselement "bundfauna". I denne analyse er indi-

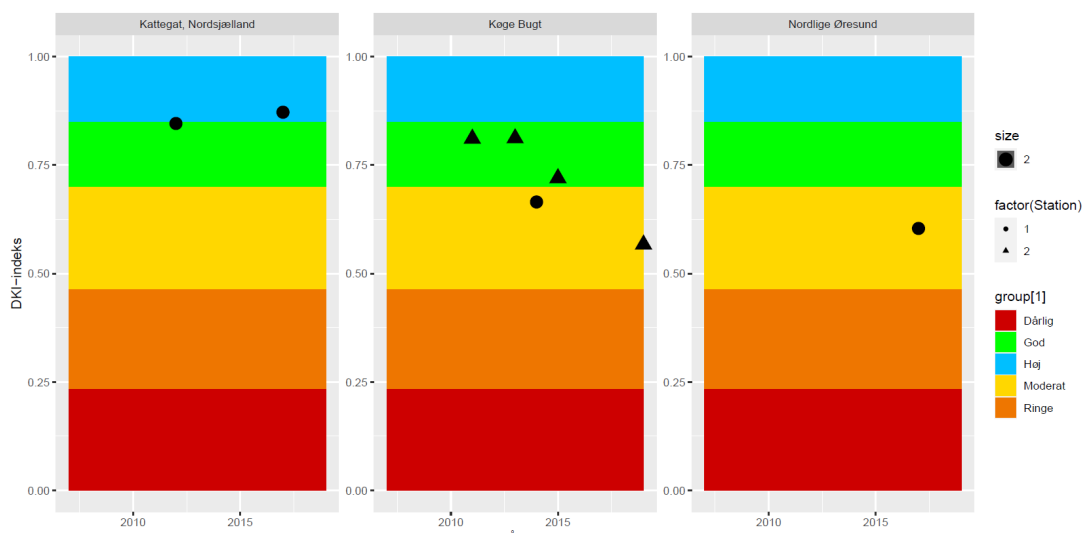
katorværdier for DKI beregnet for det enkelte vandområde i Øresundsregionen ud fra NOVANA-data. Årlige indikatorværdier er anvendt til tidsserier og tilstandsvurderingen er baseret på gennemsnit af 6 års indikatorværdier i perioden 2013-2018. Beregninger af DKI-værdier er leveret af Miljøstyrelsen (MST).

Tilstandsvurderingen baseret på DKI (Figur 2.5.1) viser, at bundfaunaen har opnået god økologisk tilstand i vandområde "Kattegat, Nordsjælland", hvorimod tilstanden er moderat i vandområde "Nordlige Øresund" og "Køge Bugt".

Figur 2.5.1. Tilstandsvurdering for biodiversiteten af bunddyr beregnet ud fra det danske kvalitetsindeks (DKI). Farve-kategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Øresund er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå). Beregninger af DKI er leveret af MST og er baseret på bundfauna overvågningsdata fra NOVANA-programmet for perioden 2013-2018.



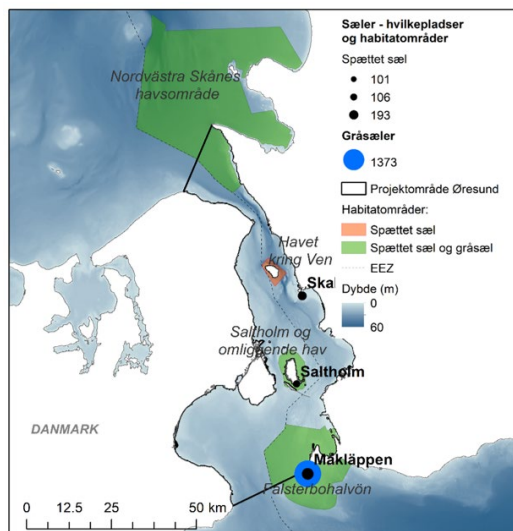
Tidsserier for bunddyrenes biodiversitet i de enkelte vandområder i Øresund (Fig.2.5.2) er baseret på relativt få år med data, hvorfor det ikke er muligt at vurdere om der er en egentlig udvikling i DKI over tid.



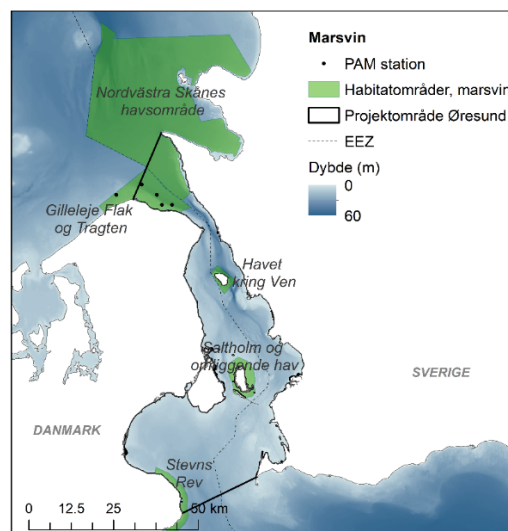
Figur 2.5.2. Tidsserier for biodiversiteten af bundfauna (DKI) i de tre vandområder i Øresund. Data er leveret af Miljøstyrelsen og er baseret på bundfauna monitoringen i NOVANA-programmet. For vandområder med flere bundfaunastationer er disse vist med forskellige symboler (hhv. trekant og cirkel). Farvekategorier henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Øresund er mindst god økologisk tilstand (grøn eller blå).

2.6 Havpattedyr

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl og marsvin. Alle tre arter er fredet i Danmark og beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv. For alle tre arter er der udpeget beskyttede områder, kaldet habitatområder eller Natura 2000-områder. I Øresund, er havpattedyr på udpegningsgrundlaget i seks Natura 2000 områder, fire for sæler og fem for marsvin (figur 2.6.1a og b).



Figur 2.6.1a. Hvilepladser og habitatområder for spættet sæl og grå sæl i Øresund. Antallet af sæler optalt fra fly i 2021 hvor hver art er angivet i legenden.



Figur 2.6.1b. Projektområdet i Øresund med habitatområder med marsvin på udpegningsgrundlaget indikeret samt placeringen af stationer for passiv akustisk monitoring (PAM) af marsvin under den nationale overvågning.

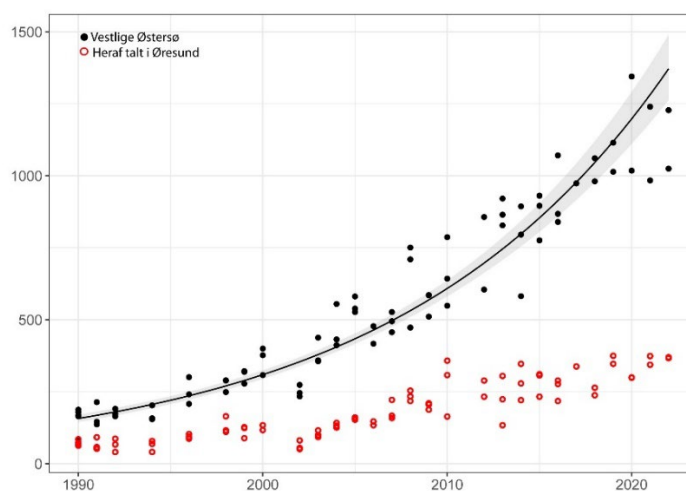
2.6.1 Sæler

I danske farvande forekommer to hjemmehørende sælearter, gråsælen og den spættede sæl. Arkæologiske fund og historiske kilder indikerer, at gråsælen historisk var den mest almindelige art, men jagt og skydekampagner udryddede gråsælen i Danmark i starten af 1900-tallet, mens antallet af spættede sæler blev kraftigt reduceret (Olsen m.fl. 2016). Gråsælen blev fredet i 1967 og den spættede sæl i 1976. Sideløbende blev der oprettet flere reservater omkring vigtige hvilepladser, der beskyttede sælerne mod forstyrrelser. Herefter er antallet af spættet sæl vokset i alle dele af Danmark, dog afbrudt af to epidemier af Phocine Distemper Virus (PDV) i 1988 og 2002, der i begge tilfælde dræbte op mod halvdelen af de spættede sæler (Härkönen et al. 2006). Indtil omkring år 2000 forekom gråsælen kun sporadisk i danske farvande i små grupper, generelt mindre end 10 dyr. Siden 2000 er forekomsten af gråsæler stærkt øget i det meste af landet, herunder Øresund, men yngleaktiviteten i danske farvande er stadig meget lav. Spættet sæl i Danmark kan ud fra tilgængelige genetiske studier og bevægelser af mærkede sæler opdeles i fire adskilte populationer (Olsen et al. 2014): Vadehavet (deles med Tyskland og Holland), Limfjorden, Kattegat (deles med Sverige) og vestlige Østersø, herunder Øresund (deles med Sverige). Gråsæler bevæger sig over langt større afstande end spættet sæl og forekomst af gråsæler i et område betyder ikke, på samme måde som for spættet sæl, at individet har en nær tilknytning til området. Gråsælerne, der forekommer i danske farvande, stammer fra to populationer: Én med hovedudbredelse i det hollandske og tyske Vadehav og omkring Storbritannien og én fra Østersøen med hovedudbredelse mellem Stockholm, Estland og det sydlige Finland (Härkönen et al. 2007). Gråsæler fra sidstnævnte population forekommer i Øresund (Fietz et al. 2016). De vigtigste hvilepladser for begge arter i Øresund er markeret i Figur 2.6.1.

Sæler overvåges med flytællinger af hvilepladserne i deres yngle- og fældeperioder, hvor de i højere grad opholder sig på land end i andre perioder. I fældesæsonen antages en stor og stabil fraktion af bestanden at være på land, og tællinger i denne periode benyttes som indeks for bestandsudviklingen. Der har været optællinger i spættet sæls fældesæson i august i den vestlige Østersø, herunder Øresund, siden 1990. Der har ikke været optællinger i Øresund under spættet sæls yngleperiode i juni. Gråsæler er blevet talt i den danske del af Østersøen og Øresund siden 2011 i både fælde- og ynglesæsoner i henholdsvis maj-juni og februar-marts.

Spættet sæl

Bestanden af spættet sæl i den sydvestlige Østersø er vokset eksponentielt siden overvågningen af området begyndte i 1990 (Galatius et al. 2021). Dette skal ses på baggrund af meget lave antal sæler i området ved fredningen i 1976, hvor forekomsten blev anslået til under 100 (Søndergaard et al. 1976). I 2022 blev der gennemsnitligt talt 1200 spættede sæler i bestanden (Figur 2). I Øresund forekommer spættede sæler på tre primære landlokaliteter, Måklåppen på Skånes sydvestlige spids, stenene omkring Saltholm og stenene på Skabbrevet ved Landskrona. De to førstnævnte er dele af Habitatområder med spættet sæl på udpegningsgrundlaget. Siden 1990 er antallet af spættede sæler talt i Øresund steget, men Øresunds andel af sæler i bestanden er faldet. Det hænger sammen med at antallet af spættede sæler på den vigtigste lokalitet i området, Måklåppen, er faldet i de senere år, hvilket kan skyldes det stigende antal af gråsæler på lokaliteten. I 2021-2022 taltes i gennemsnit 193 spættede sæler på Måklåppen, 101 ved Saltholm og 106 på Skabbrevet (Figur 2.6.2). Spættet sæl betragtes som værende i god miljøtilstand i Danmark i henhold til EUs Habitatdirektiv.

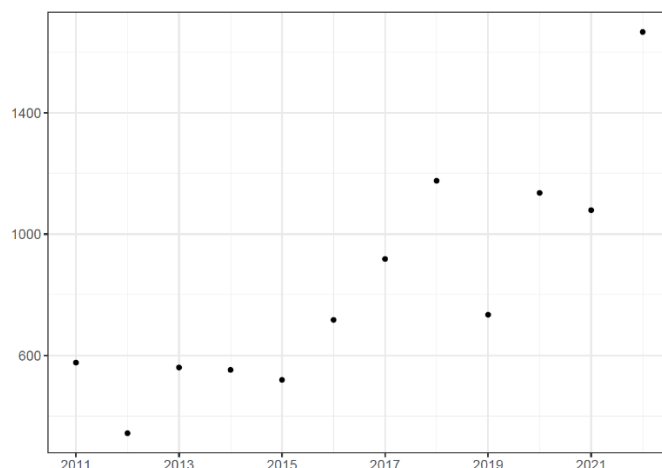


Figur 2.6.2. Udvikling i antallet af spættet sæl talt i bestanden i den sydvestlige Østersø på hvilepladserne i august. Den sorte linje markerer det modellerede indeks for tællertallet, den grå skravering 95% konfidensinterval. Antallet af spættede sæler optalt i Øresund er markeret med røde ringe.

Gråsæler

Bestanden af gråsæler i Østersøen er vokset siden arten på grund af jagt og forurening kun bestod af få tusinde individer i 1980'erne (Harding og Härkönen 1999). Siden 2003 er gråsæler blevet talt årligt i fældesæsonen i Østersøområdet, og siden 2011 er der blevet talt i den sydlige Østersø, hvor der tidligere var meget få gråsæler. I Øresund omfatter optællingen kun Måklåppen, da forekomsten ved Saltholm og Skabbrevet er lav (op til 30 observeret ved Saltholm

og op til 5 observeret ved Skabbrevet) (Figur 2.6.3). På Måkläppen blev der i 2011 talt knap 600 gråsæler. Der har siden været en stigende tendens, og i 2022 blev der talt knap 1700 gråsæler på Måkläppen. Selvom der er kommet flere gråsæler til den sydlige Østersø, herunder Øresund, er det for langt størstedelens vedkommende strejfende sæler, der yngler i andre områder. Således er der i den sydlige Østersø, herunder Kattegat, maksimalt registreret 14 unger på et år, i 2017. I Øresund var der i 2010 og 2020 hvert år en gråsælunge på Måkläppen, derudover er der ikke registreret yngleaktivitet for arten i området i nyere tid. På baggrund af den lave yngleaktivitet og -udbredelse betragtes arten som værende i dårlig miljøtilstand i Danmark i henhold til EUs Habitatdirektiv.



Figur 2.6.3. Udvikling i antallet af gråsæl talt på Måkläppen i fældesæsonen i maj-juni.

2.6.2 Marsvin

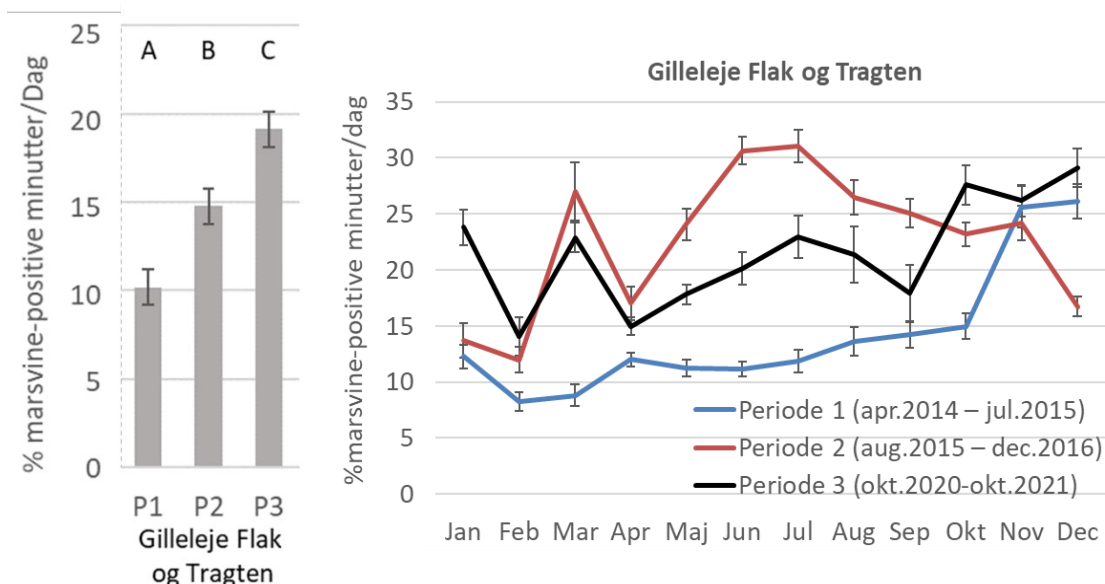
Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin i de danske farvande i tre bestande, der deles med vores nabolande: 1) Østersøbestanden – farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen, 2) Bælthavsbestanden – de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) Nordsøbestanden – nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen (Sveegaard et al. 2015, Lah et al. 2016). De tre bestande har kun begrænset overlap i udbredelse. Marsvin i Øresund er en del af Bælthavsbestanden, der ved sidste optælling i 2020 havde en samlet bestand på ca. 17.000 individer. Antallet af dyr i Bælthavsbestanden har været let nedadgående siden 2005. Der er altså ikke en decideret lokal Øresundspopulation, men satellitmærkning af marsvin har vist, at de samme marsvin ofte kommer tilbage år efter år.

Bestandsudvikling

Den tilgængelige viden om marsvin i Øresund er baseret på hhv. passiv akustisk overvågning i habitatområdet "Gilleleje Flak og tragten" i 2014-2021 og satellitmærkning af marsvin siden 1997. Begge dele er udført af Aarhus Universitet. Der er pt ikke national overvågning på svensk side.

"Gilleleje Flak og tragten" har været overvåget i tre ikke-sammenhængende år fra 2014 til 2021 ved udlægning af fem akustiske lytteposter (CPODs) fordelt i området (figur 2.6.4a). Overvågningen har overordnet vist, at tætheden af marsvin i området er den højest målte i de indre danske farvande og at den varierer både mellem år og over året (figur 2.6.4b) (Hansen & Høgslund 2023). Den gennemsnitlige forekomst af marsvin i området er steget signifikant over de 3 overvågningsperioder og trods stor variation er der en del marsvin i området året rundt. Dette afviger

fra resultaterne fra satellitmærkede marsvin, der viser at der er flest marsvin i det nordlige Øresund i sommerhalvåret og færre om vinteren (Sveegaard et al. 2018). Satellitmærkningsstudierne viser desuden også at der er sket en udvikling over de seneste 20 år i og med at marsvin før hovedsageligt opholdt sig i den nordlige del af Øresund, men i de senere år bevæger sig længere syd på til den centrale del af Øresund.



Figur 2.6.4. Statistisk sammenligning af passiv akustisk overvågning i Natura 2000 området "Gilleleje Flak og Tragten". Området er overvåget i 3 perioder (P1 = apr14-jul15, P2 = aug15-dec16, P3 = okt20-okt21) af ca. 1 års varighed mellem 2014-2021 og figuren til venstre (a) viser periodegennemsnit for de fem lytteposter i % marsvine-positive minutter per døgn. Vertikale linjer angiver 95% konfidensinterval. A, B og C refererer til statistisk signifikante forskelle ($\alpha=0,05$), således at to forskellige bogstaver er statistisk signifikant forskellige, mens hvis det samme bogstav står over to forskellige perioder, er de ikke signifikant forskellige. Figur til højre (b): Gennemsnit for marsvine-positive minutter per døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske målestationer. Data er vist for de tre overvågningsperioder. Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien (modificeret fra Hansen & Høgslund 2023).

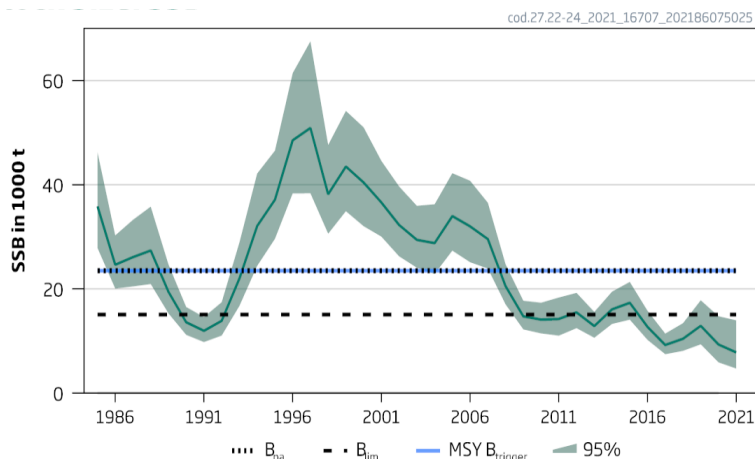
2.7 Udvalgte fiskearter

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 Øresund. For torsk laver ICES opgørelsen for den vestlige Østersø, som udgøres af ICES subområderne 22-24 (se figur 2.7.1). Øresund er i ICES sammenhæng en del af den vestlige Østersø og svarer til ICES subområde 23 (figur 2.7.1). Østersø-torsken er en fiskeart med stor politisk bevågenhed i både Danmark, men også internationalt.

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 2.7.2).



Figur 2.7.1. Kort over ICES-områderne 22 (Bælthavet), 23 (Øresund) og 24 (vestlige Østersø). Bestandsstørrelse af vestlig Østersø torsk opgøres for hele område 22-24. Øresund indgår som en del af område 23.

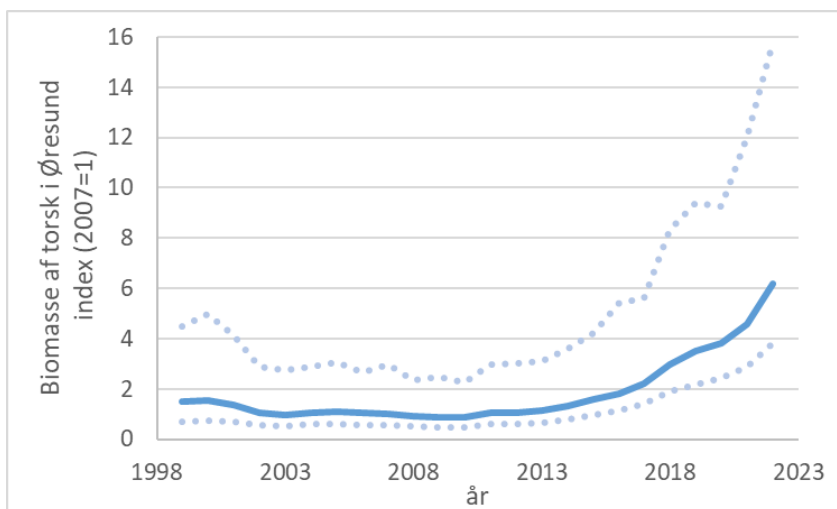


Figur 2.7.2. Officiel ICES-opgørelse af bestandsstørrelse af vestlig Østersø torsk i ICES områderne 22-24, som dækker den syd-vestlige Østersø fra Bornholm, inkl. Indre danske farvande op til Kattegat. Når bestandsstørrelsen er under B_{lim} er populationen under minimums bevaringsstørrelse og populationen har ringe mulighed for selvopretholdelse. Kilde: <https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2021/2021/cod.27.22-24.pdf>

ICES-data for bestandsudvikling i Øresund, som svarer til ICES-subområde 23, er afbildet i figur 2.7.4. Data viser, at bestanden af torsk er gået frem siden omkring 2010'erne og nu er på det højeste niveau målt i hele tidsperioden. Denne fremgang i bestanden af torsk er atypisk i forhold til andre områder i den vestlige Østersø. Her er bestanden af torsk faldet kraftigt siden midten af 1990'erne og vurderes nu at være under grænsen for selvopretholdelse (Figur 2.7.2).



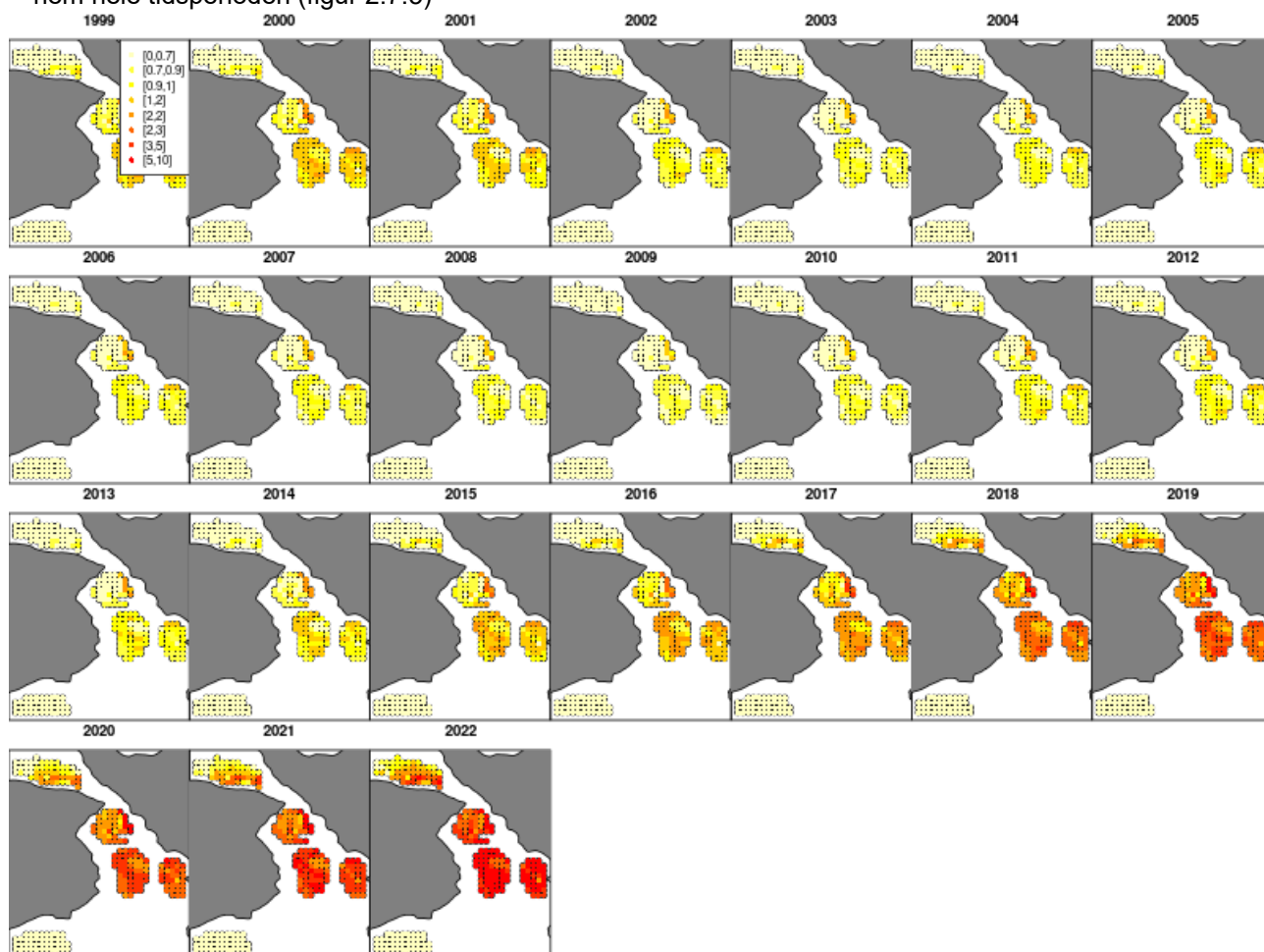
Figur 2.7.3: Kort over område for survey data anvendt til beregning af biomasse for torsk i Øresund. Området svarer til ICES område 23.



Figur 2.7.4: Relativ biomasse af torsk i Øresund estimeret ud fra survey data i perioden 1999 til 2022. Biomassen i 2007 er sat til 1. Stiplede linjer repræsenterer 95% konfidensintervallet. Data er fra ICES-databasen og behandlet af DTU Aqua.

Den atypiske fremgang for torskebestanden i ICES-område 23 (Øresund) er resultat af fremgang i torsk i den centrale del af Øresund. I "tragten" nord for det centrale Øresund ses også en

mindre fremgang, hvorimod data fra Køge bugt viser en konstant og lav biomasse af torsk gennem hele tidsperioden (figur 2.7.5)



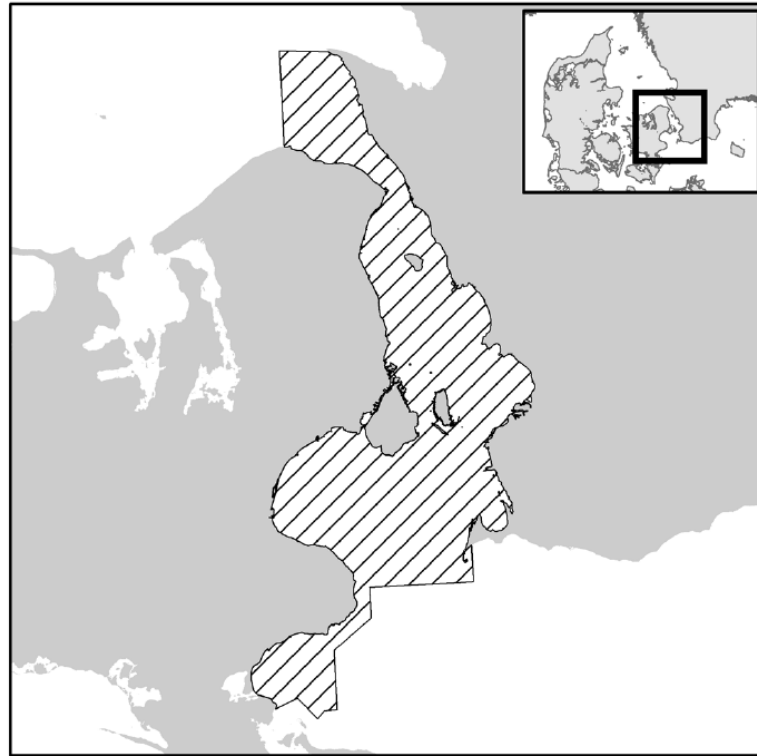
Figur 2.7.5. Biomasse af torsk målt i de enkelte surveys i Øresundsregionen i perioden 1999-2022. Farvekoder angiver den målte biomasse gående fra ingen/lav biomasse (lys gul) til høj biomasse (rød). Hver figur repræsenterer et års data. Figuren viser, at biomassen af torsk stiger kraftigt i det centrale Øresund fra ca 2010 og frem. Der ses også en mindre stigning i biomassen af torsk i "tragten" (nordlige del af Øresund) fra omkring 2014, hvorimod biomassen af torsk er på et konstant, lavt niveau i Køge bugt i hele tidsperioden.

Der er desværre ikke lavet undersøgelser, som adresserer den "atypiske" fremgang af torsk i Øresund. Det vil dog være særdeles interessant at få belyst årsagerne til, at torsken har det så godt i netop den centrale del af Øresund, som data indikerer. Mulige forklaringer kan være en relativ god udbredelse af bundvegetation (ålegræs), godt fødegrundlag, favorable fysiske forhold (strøm, salinitet, temperatur) samt fravær af fysisk forstyrrelse af havbunden. Viden fra denne succeshistorie kunne muligvis overføres til andre danske havområder og dermed bidrage til at styrke bestanden af torsk.

2.7.1 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).

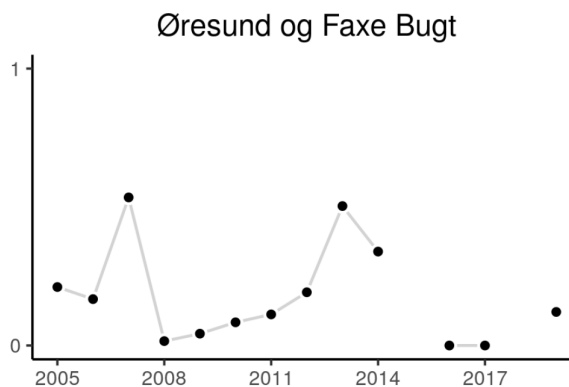
Fangstregistreringer fra Øresund dækker området vist i figur 2.7.6. Alle data og figurer vedr. Nøglefiskerordningen og resultater herfra stammer fra Støttrup et al., 2020, hvor der er detaljerede beskrivelser af nøglefiskerordningen, fiskeriet og de indsamlede data.



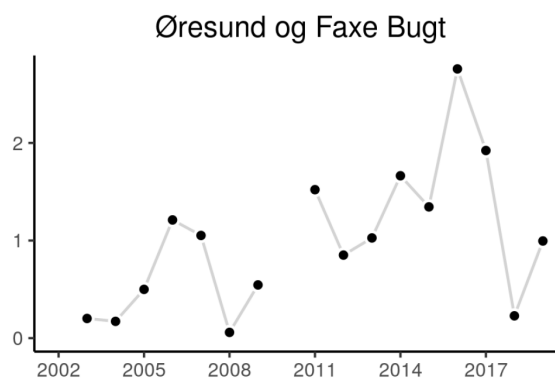
Figur 2.7.6. Kort over området "Øresund og Faxe Bugt", hvorfra der stammer fangstdata fra "Nøgle-fisker ordningen" anvendt i figurene 2.7.7 a-h.

Fangstregistreringer for skrubbe, rødspætte, torsk, ål og ålekvabbe i Øresund og Faxe Bugt baseret på fiskeri med net og ruse, som en del af nøglefiskerordningen kan ses i figur 2.7.7 a-h. Udviklingstendenser i nøglefisker data kan ikke nødvendigvis ekstrapoleres til større rumlig skala idet net og ruser ikke nødvendigvis er placeret 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.

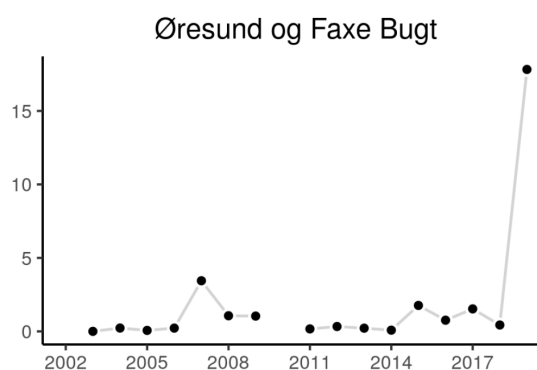
Figur 2.7.7a. Antal torsk fanget per indsats (12 timer) i garn i perioden maj til august fra 2005 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020



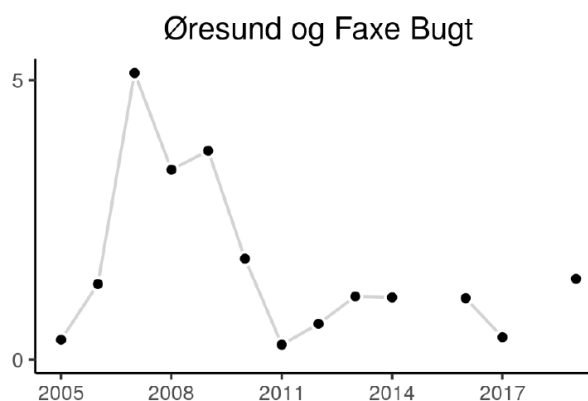
Figur 2.7.7b. Antal torsk fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020



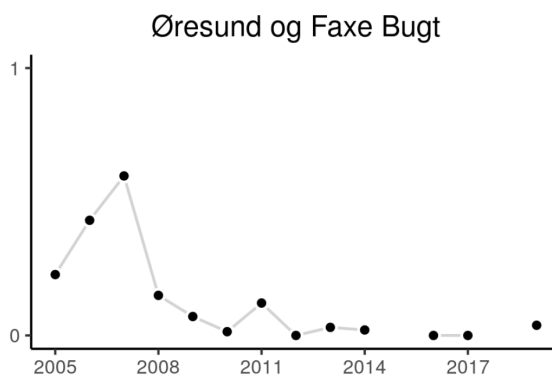
Figur 2.7.7c. Antal skrubber fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



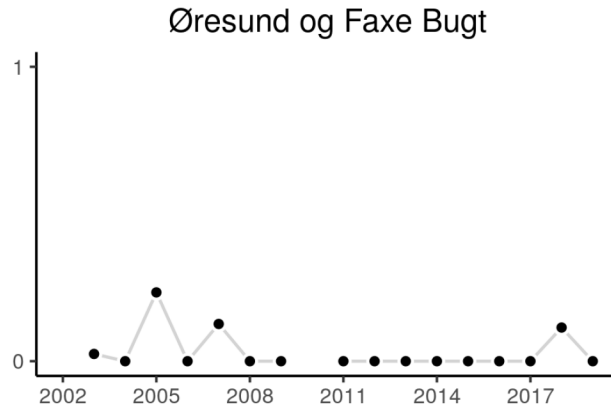
Figur 2.7.7d. Antal skrubber fanget per indsats (12 timer) i garn i perioden maj til august fra 2005 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



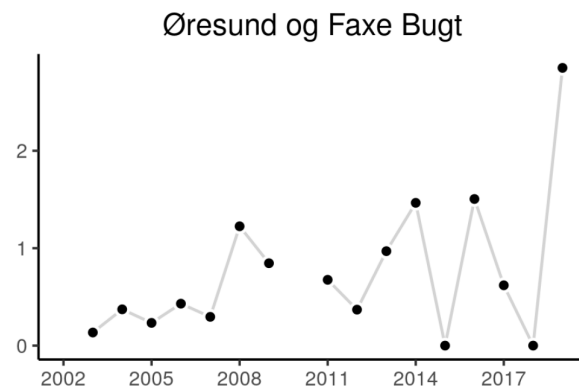
Figur 2.7.7e. Antal rødspætter fanget per indsats (12 timer) i garn i perioden maj til august fra 2005 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



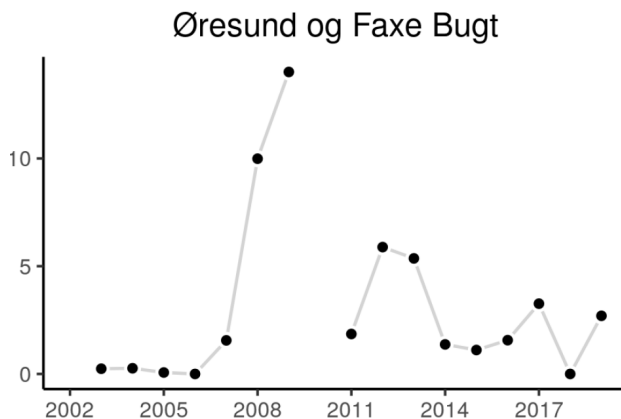
Figur 2.7.7f. Antal rødspætter fanget per indsats (48 timer) i ruse i perioden maj til august fra 2002 til 2019. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.



Figur 2.7.7g. 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 2.7.7h. Antal ålekvabber 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



2.8 Udvalgte fuglearter

Der er to fuglebeskyttelsesområder i den danske del af Øresundsregionen. Disse udgøres af område 110 "Saltholm og omliggende hav" og "111 Vestamager og havet syd for" (Figur 2.8.1a og b). Forekomster af trækkende vandfuglearter i disse fuglebeskyttelsesområder overvåges som en del af NOVANA overvågningen og data er rapporteret i Clausen et al., 2019, hvor der også er en detaljeret beskrivelse af overvågningsmetoder og databehandling.



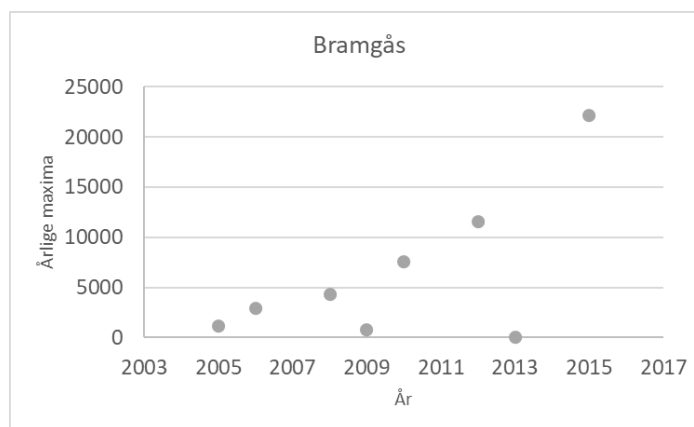
Figur 2.8.1a. Den geografiske afgrænsning af fuglebeskyttelsesområde nr. 110, Saltholm og havet rundt om.



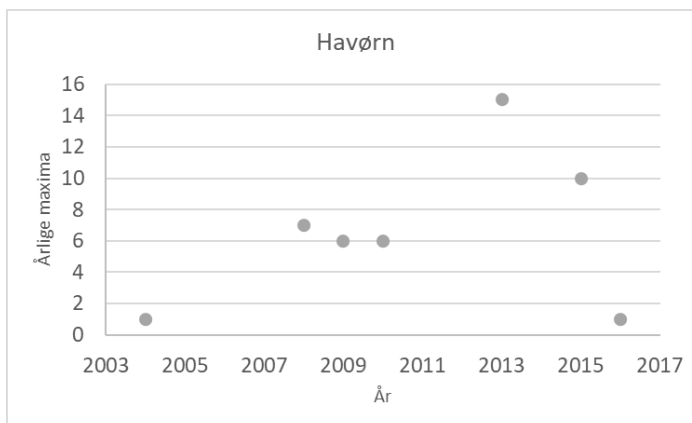
Figur 2.8.1b. Den geografiske afgrænsning af fuglebeskyttelsesområde nr. 111, Vestamager og havet syd for.

Der er i perioden 2004-2017 overvåget 44 fuglearter i området ved Saltholm og 33 arter ved Vestamager (Clausen et al., 2019). Her er den tidlige udvikling for arterne Bramsgås, Havørn, Lille skallesluger og vandrefalk medtaget (Figur 2.8.2a-d). Disse arter er alle bilag-1 arter og på udpegningsgrundlaget enten for fuglebeskyttelsesområdet ved Saltholm og/eller ved Vestamager.

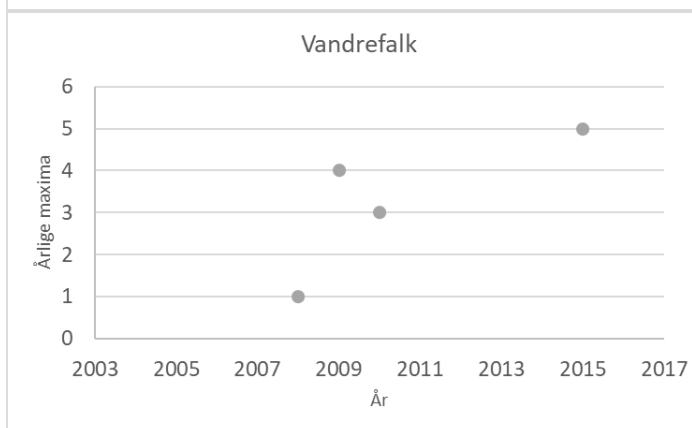
Figur 2.8.2a. Årlige maksima af Bramgås i fuglebeskyttelsesområde nr. 110 Saltholm optalt fra fly eller land 2004-2017. Figuren er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



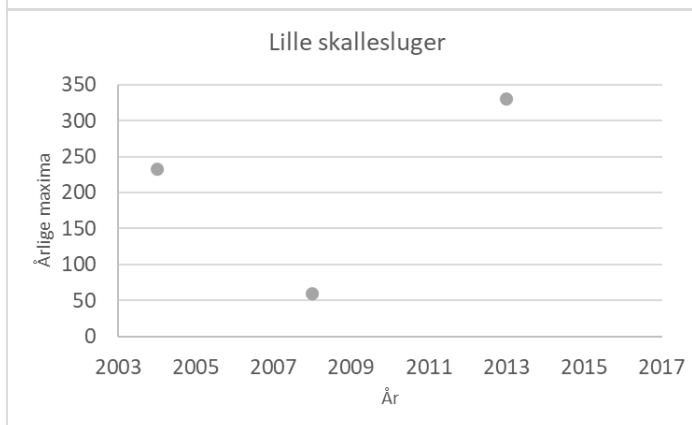
Figur 2.8.2b. Årlige maksima af Havørn i fuglebeskyttelsesområde nr. 110 Saltholm optalt fra fly eller land 2004-2017. Figuren er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



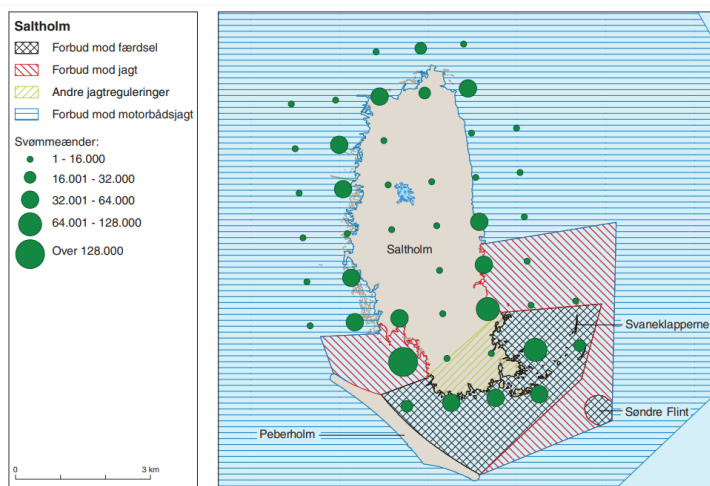
Figur 2.8.2c. Årlige maksima af Vandrefalk i fuglebeskyttelsesområde nr. 110 Saltholm optalt fra fly eller land 2004-2017. Figuren er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



Figur 2.8.2d. Årlige maksima af Lille Skallesluger i fuglebeskyttelsesområde nr. 111 Vestamager optalt fra fly eller land 2004-2017. Figuren er udarbejdet på baggrund af data fra Clausen et al., 2019.



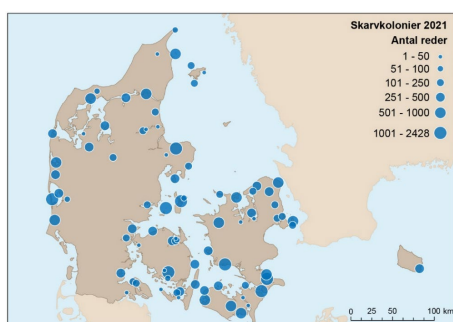
Saltholm er udlagt til natur- og vildt reservat og beskyttet både ved en fredning (Overfredningsnævnets afgørelse af 27. december 1983 om fredning af øen Saltholm) og ved et supplerende naturreservat, der blev oprettet i 1993. Det aktuelle natur- og vildtreservat, blev udlagt i 2014. Der er forskellige jagtreguleringer i reservatet både på den sydligste del af øen og på søterritoriet samt et færdselsforbud (Clausen et al., 2019).



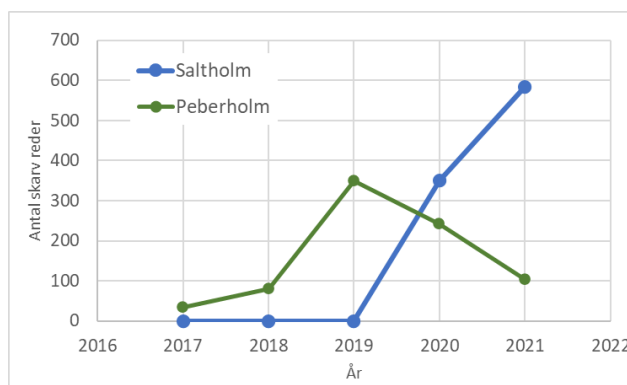
Figur 2.8.3. Naturservatet ved Saltholm med angivelse af jagtregulering og færdselsforbud samt fordelingen af svømmeænder optalt ved Saltholm i 2008-2010. De grønne cirkler angiver det gennemsnitlige antal af fugledage per km² i august-november. I området med "Andre jagtreguleringer" må der ikke udøves jagt på fugle, hvilket reelt betyder, at der kun udøves harejagt. Figur er fra Clausen et al., 2014.

Saltholm er landets vigtigste fældeområde for grågås. Gæssene kan her søge føde i fred i den periode hvor de ikke kan flyve, fordi størstedelen af øen i henhold til fredningen er omfattet af et generelt færdselsforbud. Fældebestanden er ikke optalt systematisk i forbindelse med de hidtidige fældefugletællinger, da gæssene fælder 1½-2 måneder før knopsvanerne og dykænderne, der traditionelt har været fokusarterne for fældefugletællingerne (Clausen et al., 2019).

Udover optællinger i fuglebeskyttelsesområder er der også foretaget optællinger af skarvreder i Danmark i perioden 2017-2021 (Sterup et al., 2021). Figur 2.8.4 viser kort over størrelse og placering af danske skarvkolonier i 2021. Der findes skarvkolonier på Saltholm og Peberholm i Øresund og disse kolonier er underlagt regulering i hele eller dele af kolonien, hvilket sker i form af fx oliering af æg, fjernelse af reder eller bortskræmning (udført af Naturstyrelsen eller private lodsejere efter tilladelse fra Naturstyrelsen).



Figur 2.8.4. Kort over placering og størrelse af danske skarv kolonier i 2021. Kort er fra Sterup et al., 2021.



Figur 2.8.5. Udvikling i antallet af skarvreder i kolonier på Saltholm og Peberholm i Øresund i perioden 2017-2021. På begge lokaliteter gennemføres forvaltningstiltag i hele eller dele af kolonien. 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 Øresundsregionen. 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), selv om 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 Øresundsregionen.

Presfaktorerne inkluderer:

- Eutrofiering
- Kilder til næringsstoffudledning (rensaneanlæg mm)
- Iltsvind
- Råstofindvinding
- Klapping og graveaktivitet
- Miljøfarlige stoffer
- Fiskeri
- Stenfiskeri
- Invasive arter.

Disse presfaktorer er udvalgt, da de potentielt kan påvirke tilstedeværelsen, udbredelsen og kvaliteten af vigtige marine habitater og arter i Øresundsområdet. For de udvalgte presfaktorer er påvirkningsmekanismen dokumenteret i den internationale litteratur, men for flere af presfaktorerne er effekterne ikke undersøgt på skala af Øresund og ikke alle presfaktorerne er til stede i Øresund. Der findes yderligere en række presfaktorer som direkte eller indirekte kan påvirke én 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.

3.1 Eutrofiering – næringsstofforurening

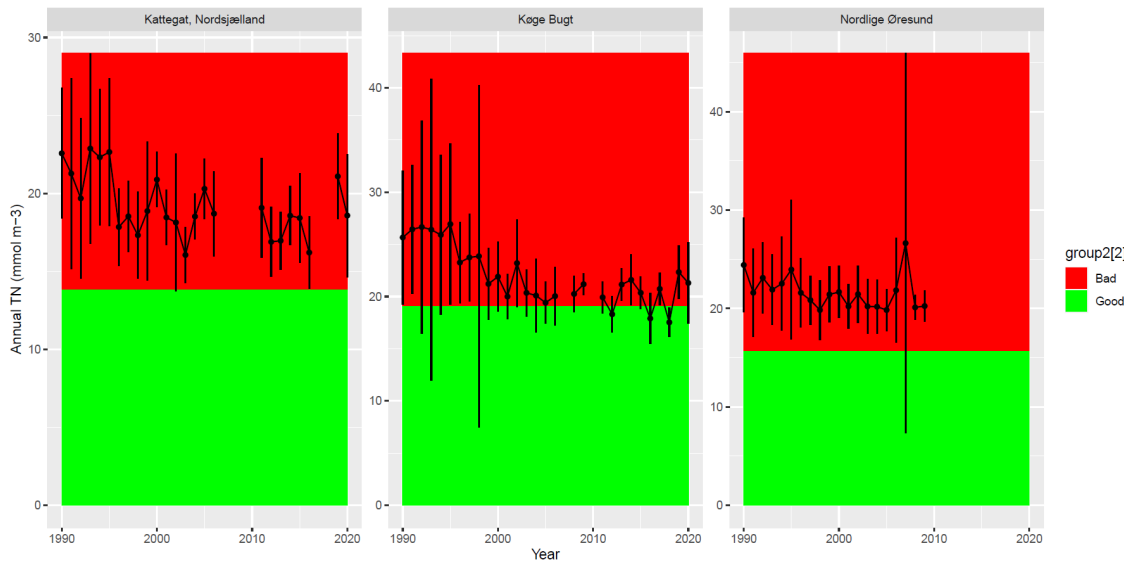
Eutrofiering betragtes som den væsentligste presfaktor for miljøtilstanden i danske kystvande inkl. vandområderne i Øresundsområdet. Eutrofiering har betydning for *tabet* af habitater som fx

ålegræsenge, makroalgelokaliteter, fotske sedimenter (sedimenter med tilstrækkeligt lys til fotosyntese) og iltrige bund-habitater, da eutrofiering fører til mindre lys i vandsøjlen og leder til mere iltsvind.

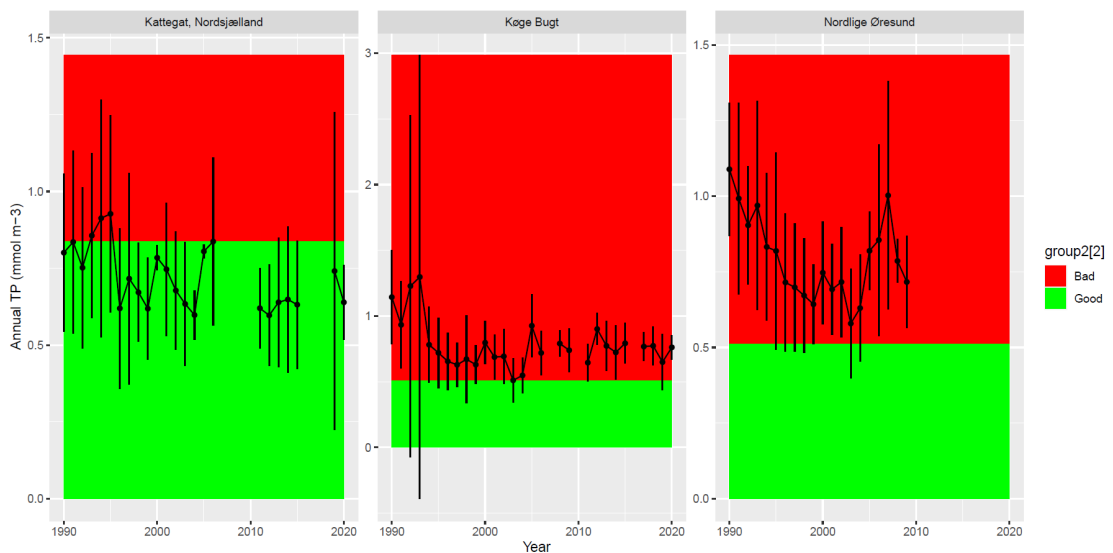
Udledning af næringsstoffer væsentligt over det naturlige baggrundsniveau (eutrofiering), påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at øge næringsstofkoncentrationen i den fotske zone, hvilket stimulerer produktionen af vandsøjlenes planteplankton. Denne primærproduktion giver anledning til en kaskade af 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 mindskede 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., 2015). Dette skyldes sandsynligvis, at der er en forsinkelse i økosystemets respons og at der kan være "tipping points" hvor miljøtilstanden responderer ikke-lineært på ændringer i presfaktoren. Det kan også skyldes, at nogle af miljøindikatorerne (fx ålegræs), 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 vandområderne i Øresund er næringsstofniveauerne udtrykt ved årskoncentrationer af total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) samt vinterkoncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) så høje, at de ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand.

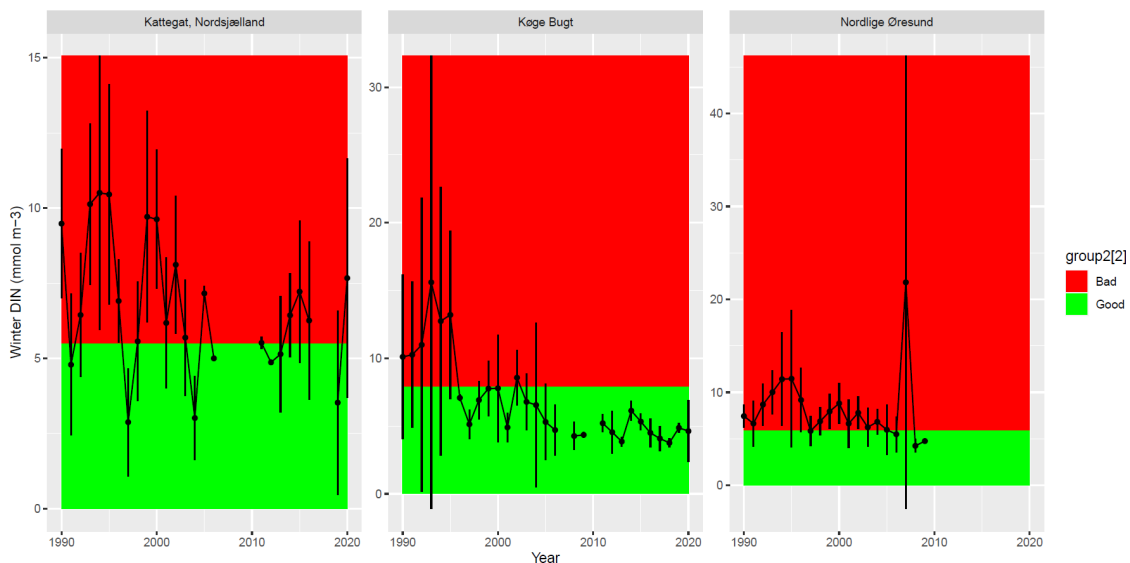
Den tidlige udvikling i næringsstofkoncentrationer i vandområderne i Øresund ses i Figur 3.1.1a-d. Der er sket et fald i næringsstofkoncentrationerne i alle vandområder siden 1990. Dette fald er tydeligst for DIN- og DIP-koncentrationer (Figur 3.1.1c,d), men ses også for TN og TP (Figur 3.1.1a,b). I 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.



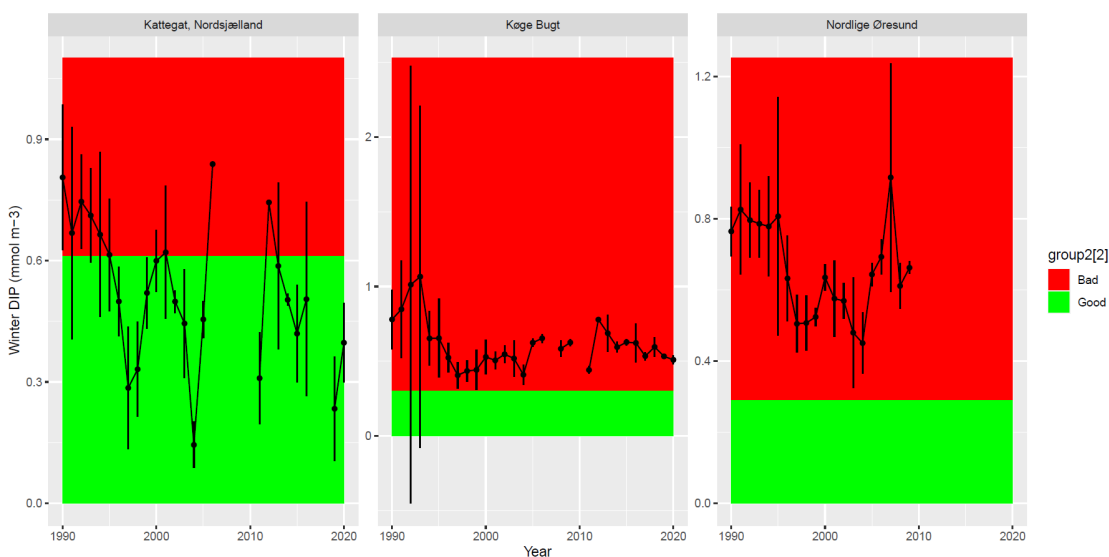
Figur 3.1.1a. Tidlig udvikling i koncentrationen af total kvælstof (TN) i overfladevandet i de tre vandområder i Øresund i perioden 1990-2020. Grøn indikerer, at koncentrationen understøtter opnåelse af god økologisk tilstand, og rød indikerer, at koncentrationen ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (Timmermann et al., in prep). Data er fra NOVANA-programmet.



Figur 3.1.1b. Tidlig udvikling i koncentrationen af total fosfor (TP) i overfladevandet i de tre vandområder i Øresund i 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). Data er fra NOVANA-programmet.



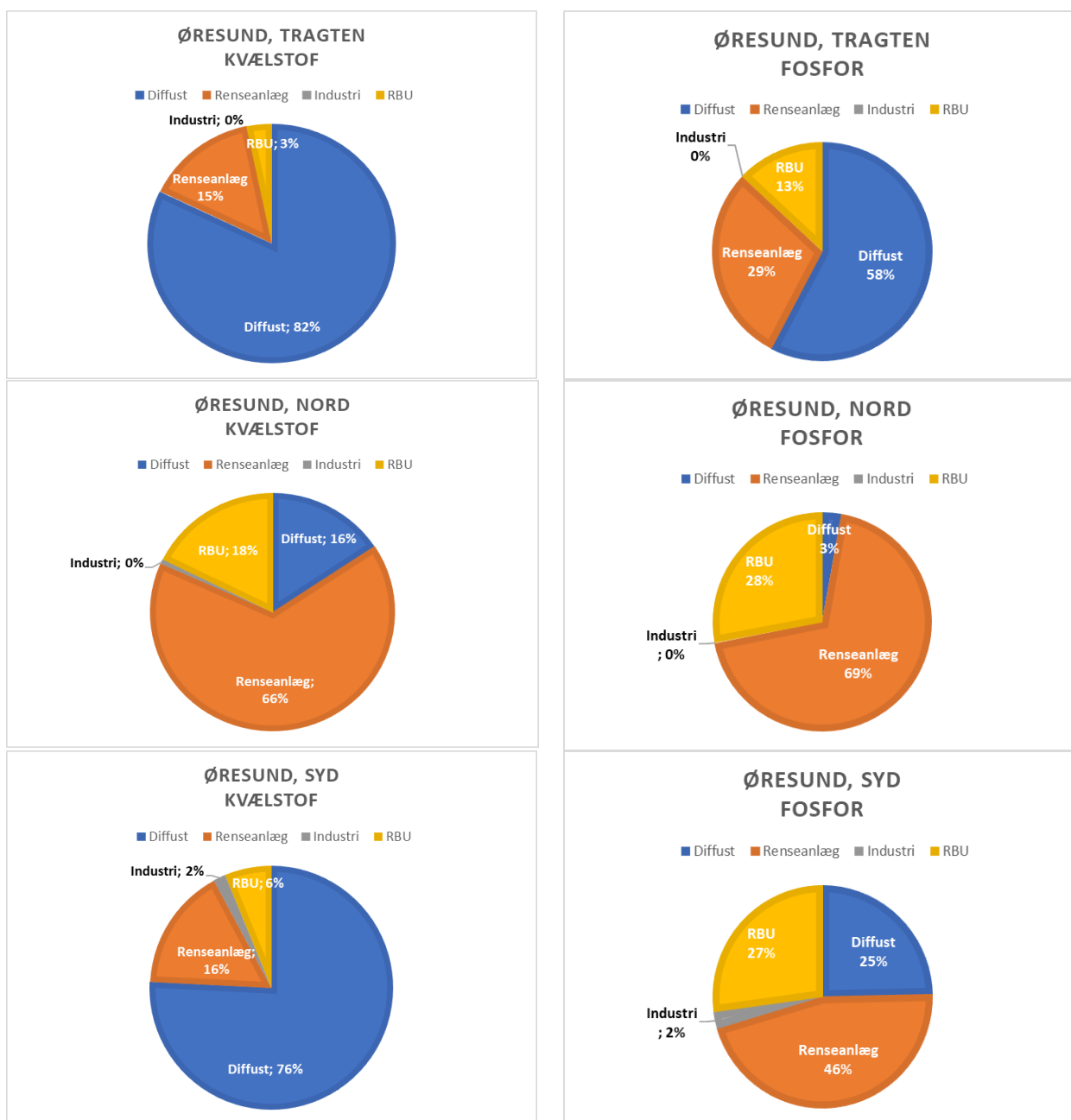
Figur 3.1.1c. Tidlig udvikling i koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof (DIN) om vinteren i overfladevand i de tre vandområder i Øresund i perioden 1990-2020. Grøn indikerer at koncentrationer understøtter opnåelse af god økologisk tilstand og rød indikerer at koncentrationer ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (Timmermann et al., in prep). Data er fra NOVANA-programmet.



Figur 3.1.1d. Tidlig udvikling i koncentrationen af opløst uorganisk fosfor (DIP) om vinteren i overfladevand 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). Data er fra NOVANA-programmet.

3.1.1 Kilder til næringsstofudledning

Næringsstoffer fra dansk opland kan komme fra forskellige kilder herunder fra renseanlæg, industri, hav- og dambrug, regnvandsbetingede udledninger samt som diffus udledning (landbrug og baggrundsbelastning). I Øresundsregionen er der stor forskel på de enkelte deloplande, hvilke afspejler sig i fordelingen af kilder, som bidrager til den samlede belastning. Figur 3.1.2 viser tilførslen af kvælstof til Øresundsregionen fordelt på hhv. diffust bidrag, renseanlæg, industri og regnvandsbetingende udløb (RBU).



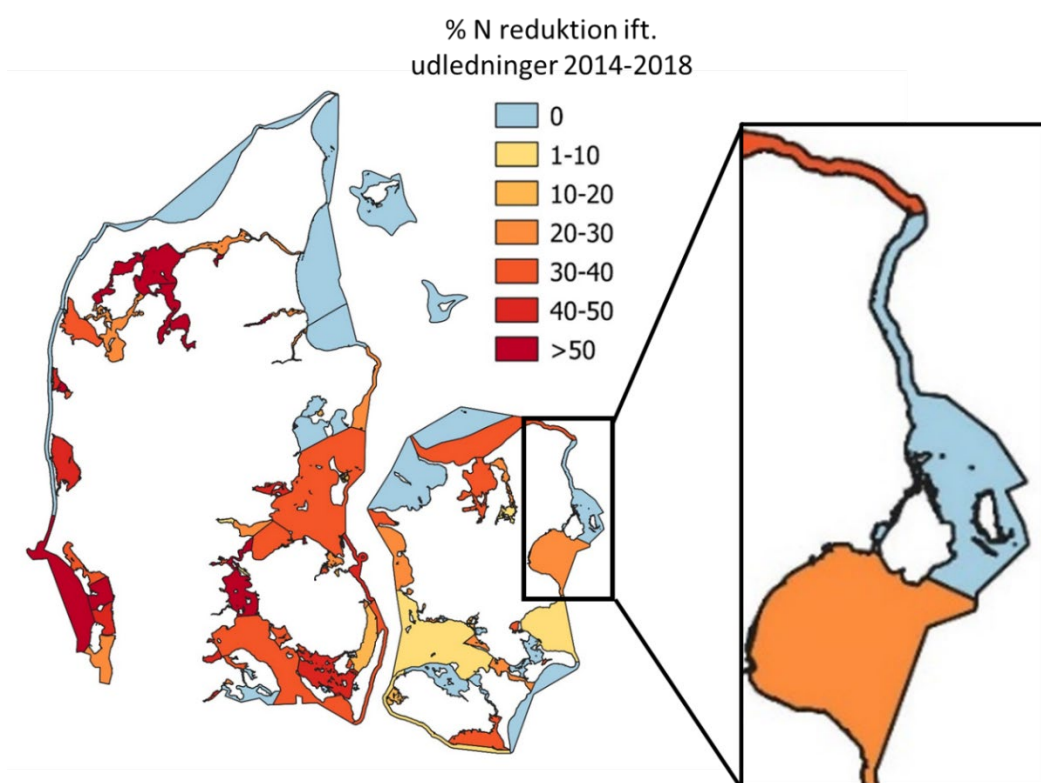
Figur 3.1.2. Kildeopspilning af kvælstof og fosforudledning til Øresundsregionen inddelt i hhv. Diffus afstrømning (blå), Renseanlæg (orange), Regnvandsbetingede udløb, RBU (gul) og Industri (grå).

3.1.2 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).

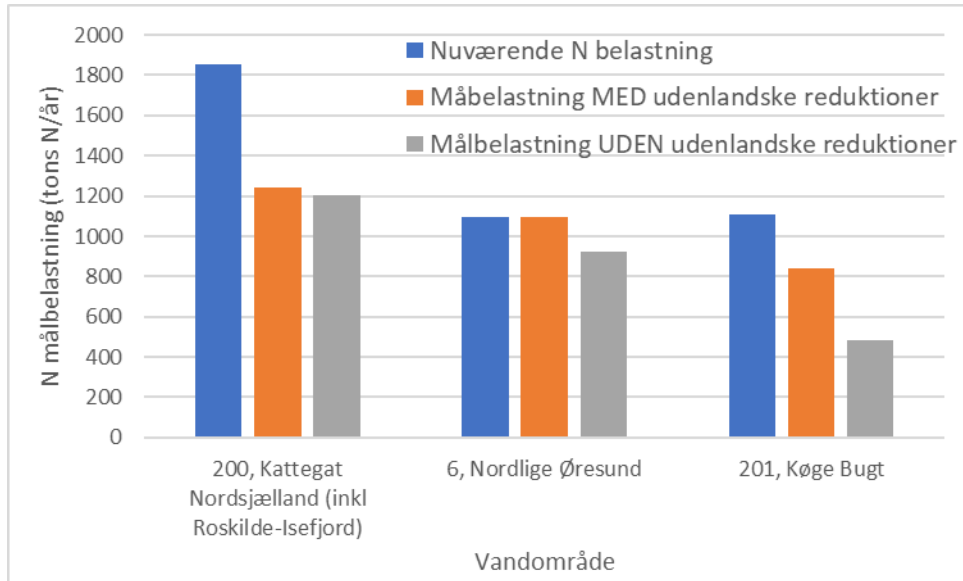
Øresundsregionen er, i forhold til andre, mere lukkede vandområder, meget påvirket af næringsstoffertilførsler der kommer via vandtransport fra Østersøen. De danske vandplaner, som skal sikre opfyldelse af vandrammedirektivet, tager højde for, at miljøtilstanden i det enkelte vandområde påvirkes af næringsstoffer fra flere kilder og ikke kun den lokale danske næringsstoffertilførsel fra land.

I vandplanerne er lagt til grund, at andre lande 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.



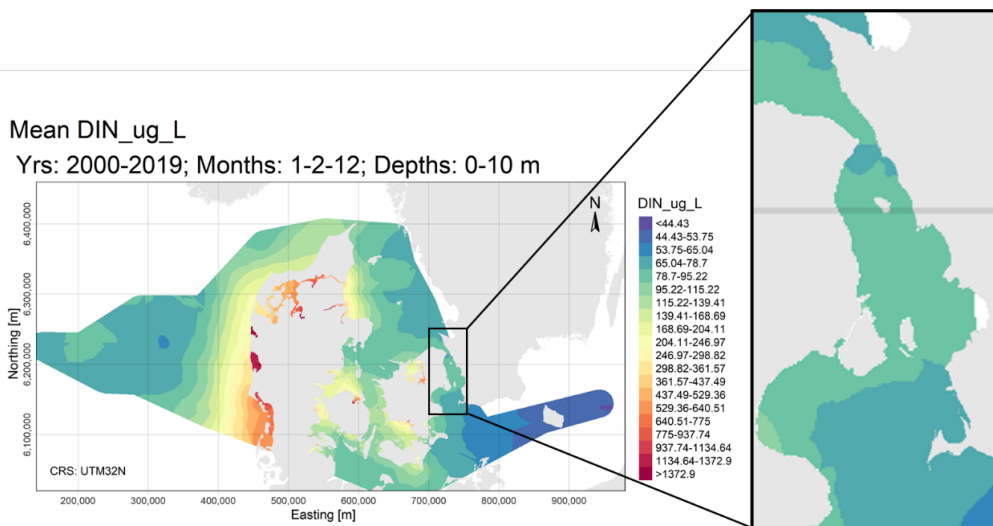
Figur 3.1.3. Nødvendige reduktioner i danske kvælstoftilførsler i % af de nuværende (2014-2018) for at kunne opnå god økologisk tilstand i kystvande. Beregningerne er lavet under forudsætning af, at danske fosforkoncentrationer reduceres med ca. 10% i forhold til niveauet for 2014-2018, at andre lande 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.

Målbekæftningen, som angiver den maksimale danske kvælstofudledning, der understøtter "god økologisk tilstand" vil være lavere end den beregnede i vandplanerne såfremt landende omkring Østersøen IKKE reducerer deres næringsstoffudledninger, som aftalt i henhold til Østersøhandlingsplanen (Baltic Sea Action Plan). Dette gælder særligt mere åbne vandområder langs Sjællands østkyst. Figur 3.1.4 viser målbekæftningen når det antages at Østersølandenes udledninger er som i dag og efter udledningerne er reduceret til det niveau, der er aftalt i Østersøhandlingsplanen.



Figur 3.1.4. Figuren viser den nuværende kvælstofbelastning (blå), den beregnede målbekastning, hvor der tages højde for at andre lande reducerer deres næringsstofudledninger, som aftalt iht. Internationale aftaler (orange) samt beregnede kvælstof målbekastninger under antagelse om, at andre lande ikke reducerer deres næringsstofudledninger. Målbekastningen angiver den kvælstofudledning fra dansk opland, som netop understøtter opnåelse af ”god økologisk tilstand” i et vandområde. Nuværende udledninger samt beregnede målbekastninger er vist for de tre vandområder i Østersøen. Figuren er baseret på data i Erichsen et al., 2020.

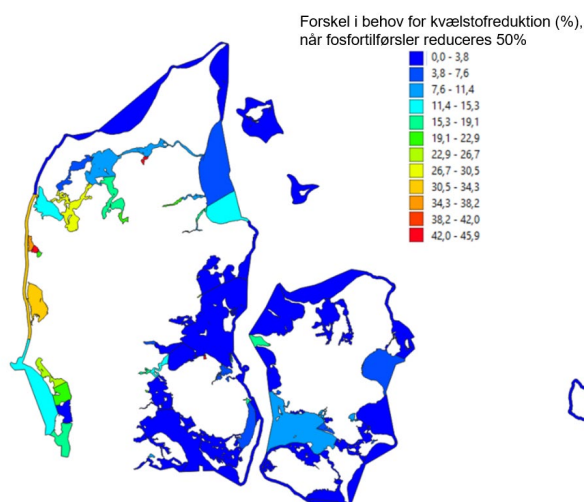
Selvom særligt kvælstoftilførslen fra Østersøen har betydning for miljøtilstanden i Øresund, er kvælstofkoncentrationer i Østersøen lavere end i Øresund (figur 3.1.5), hvilket betyder, at Østersøen bidrager til at fortynde kvælstofkoncentrationer i Øresund.



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 Ringkøbing Fjord), og koncentrationerne falder med afstanden fra land. Zoom kortet viser udsnit af DIN koncentration i Øresund.

3.1.3 Betydningen af fosfortilførsler for miljøtilstand

Fosforudledning kan bidrage til eutrofiering særligt i søer, hvor fosfor ofte er det begrænsende næringsstof. I marine områder kan fosfor også være begrænsende for primærproduktionen særligt i forårmånederne (Andersen et al., 2020). I få marine vandområder har fosfor også betydning for klorofylkoncentrationen i sommermånederne og dermed for miljøtilstanden, men i hovedparten af danske marine vandområder, herunder Øresund har udledningen af fosfor ingen eller kun lille betydning for miljøtilstanden (Fig 3.1.6). Figur 3.1.6 viser, hvordan målbelastningen for kvælstof (dvs. den kvælstofudledning fra dansk opland, der netop sikrer opnåelse af god økologisk tilstand) ændres, når fosforudledningen reduceres med 50%. Det er primært de vestvendte slusefjorde, Vadehavet og dele af Limfjorden hvor miljøtilstanden kan påvirkes af ændrede fosfortilførsler.

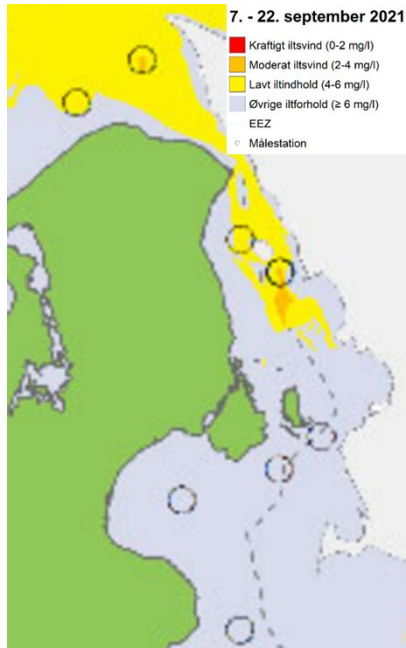


Figur 3.1.6. Reduktion i N-indsatsbehov (%) til opnåelse af god økologisk tilstand ved en reduktion i fosforudledning på 50% af den nuværende udledning (2014-2018). Figuren er lavet på baggrund af data fra Erichsen et al., 2021.

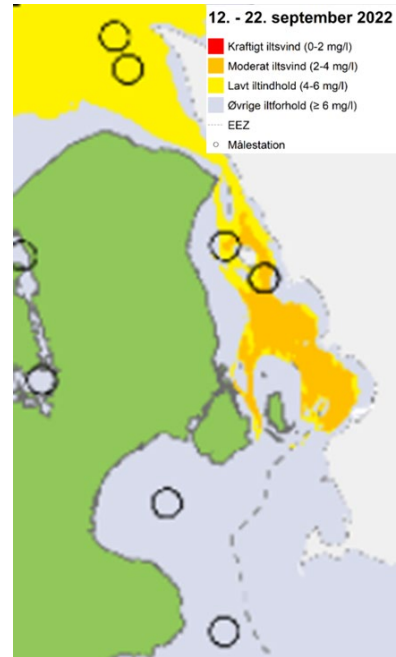
3.2 Iltsvind

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} . Niveaulet 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, arts-sammensætning og individualitet.



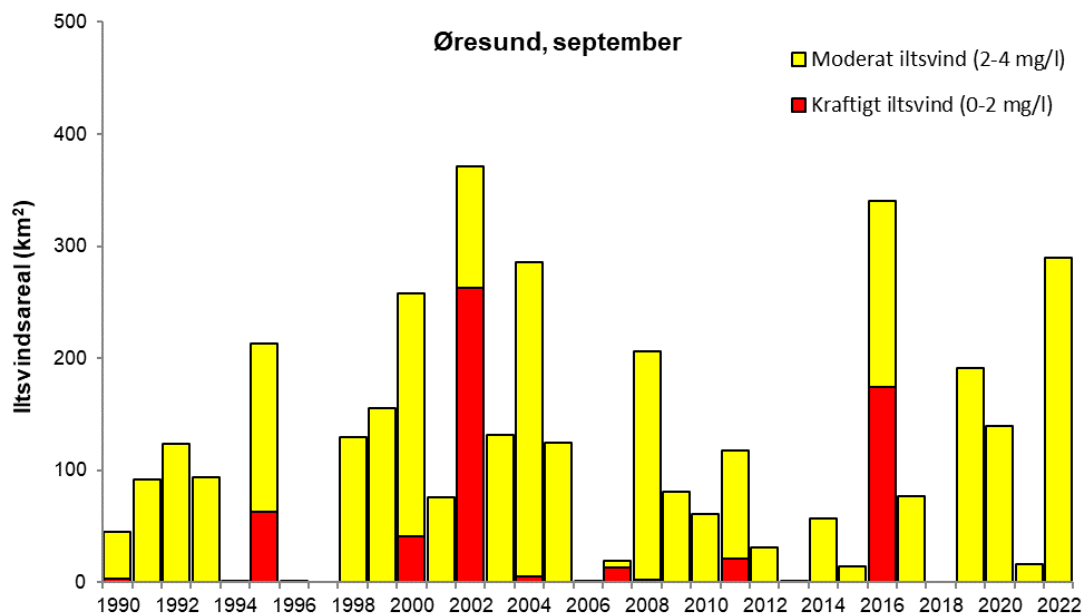
Figur 3.2.1a. Modelleret arealudbredelse af iltforholdene i Øresund midt i september i 2021. Kun et lille område omkring Ven var ramt af moderat iltsvind (orange) og der blev ikke observeret kraftigt iltsvind. Et større område havde lave iltkoncentrationer i bundvandet. Iltsvindsudbredelsen i 2021 hører til blandt de mindste siden 1990. Figuren er fra Würgler Hansen et al., 2021.



Figur 3.2.1b. Modelleret arealudbredelse af iltforholdene i Øresund midt i september i 2022. Der var moderat iltsvind fra den sydlige ende af Saltholm til lidt nord for Hven. Iltsvindet var udbredt i de dybeste dele af området og omkranset af et mindre areal, hvor iltindholdet i bundvandet var lavt. Udbredelsen af moderat iltsvind i 2022 hører til blandt de største siden 1990. Figuren er modificeret fra Würgler Hansen et al., 2022.

Sammenlignet med flere danske havområder, som fx Limfjorden og Lillebæltsregionen er Øresund mindre hårdt ramt af iltsvind idet der sjældent opstår kraftigt iltsvind. Moderat iltsvind forekommer jævnligt, men arealudbredelsen er meget variabel, hvilket bla ses af størrelsen af den orange markering i Figur 3.2.1a og b, hvor iltsvindsudbredelsen i 2021 hører til et af de lavest påvirkede arealer og iltsvindsudbredelsen i 2022 er det tredje største i tidsperioden 1990-2022 (Figur 3.2.2)

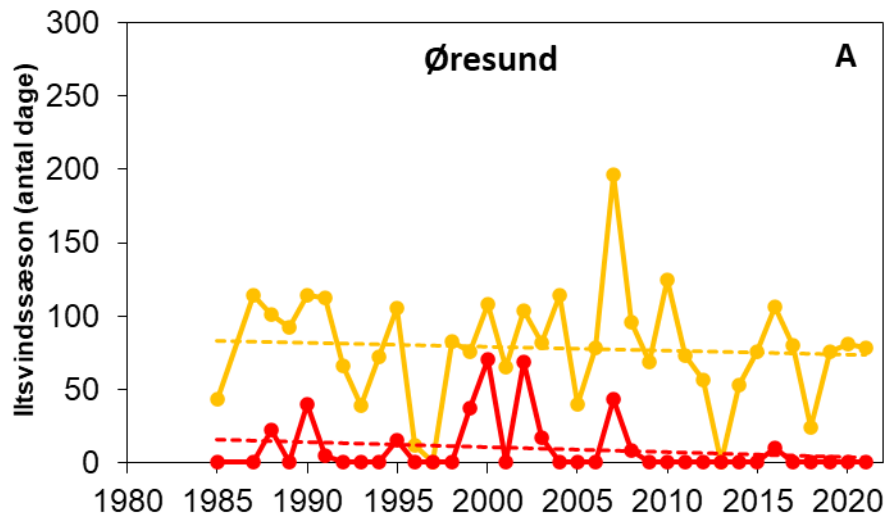
Arealudbredelsen, varigheden og styrken af iltsvindet er afgørende for påvirkningen af levesteder og organismer på og i sedimentet og også afledte effekter på fx fisk og fiskelarver. Der er meget stor år-til-år variation i iltsvindsudbredelsen i Øresund (Figur 3.2.2). I opgørelsesperioden 1990-2022 var der således 6 år uden moderat iltsvind og i 5 år var det påvirkede areal mellem 250 km² og 375 km² (Figur 3.2.2), hvilket svarer til mellem ca 30% og 45% af arealet i Øresund.



Figur 3.2.2. Modelberegnet areal påvirket af moderat og kraftigt iltsvind i Øresund (inklusive svenske del af farvandet) midt i september for perioden 1990-2022. Udbredelsen af iltsvind var størst i 2002, som også var det år med den hidtil største udbredelse af iltsvind i de indre farvande. Iltsvindet berørte mere end 250 km² i 2000, 2002, 2004, 2016 og 2022. I 2002 og 2016 var der udbredt kraftigt iltsvind, mens iltsvindet de øvrige år var domineret af moderat iltsvind. Nogle år er der kun registreret meget lidt eller slet ingen iltsvind i Øresund, senest i 2018 og 2021. I 2022 var der udbredt moderat iltsvind, som berørte 290 km² svarende til en tredjedel af arealet af Øresund.

Længden af iltsvindet har også betydning for bunddyrenes overlevelse. I Øresund er der ikke sket ændringer i iltsvindslængden siden midten af 1980'erne (Figur 3.2.3), hvorimod længden af iltsvindsperioden i fx Lillebælt er stigende (<http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>)

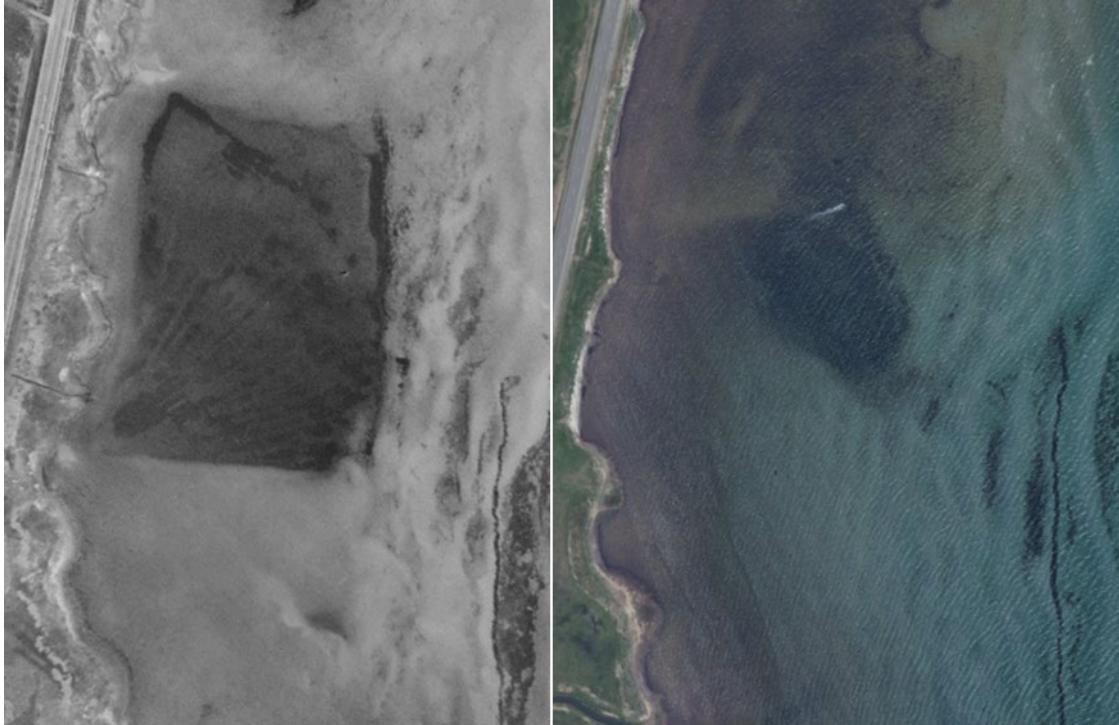
Iltsvindsudbredelsen i danske farvande beregnes ud fra iltprofiler målt på en lang række stationer sammenholdt med dybdeforholdene i farvandene (Rytter m.fl. 2017). Målestationerne findes i områder med forholdsvis stor vanddybde og vil således ikke opfange iltsvind, der opstår lokalt på lav vanddybde.



Figur 3.2.3. Tidlig udvikling i længden af iltsvindssæsonen for moderat (orange) og kraftigt (rød) iltsvind på en station i Øresund syd for Ven (A) siden midten af 1980'erne. Stiplede linjer angiver trendlinjer (lineær regression) for sæsonlængdens udvikling. Iltsvindssæsonen er defineret som tidsrummet mellem starten på årets første og afslutningen på årets sidste henholdsvis moderate og kraftige iltsvind – inden for sæsonen kan der således godt være perioder uden iltsvind. Iltsvindssæsonens længde varierer meget mellem årene. I Øresund viser trendlinjerne, at der ikke har været noget tydelig udvikling i iltsvindssæsonens længde i perioden. I Øresund er den seneste længere sæson med kraftigt iltsvind i 2007. I 2016 var sæsonen med kraftigt iltsvind på ti dage, hvilket dog er nok til at kunne have fatale konsekvenser for livet på havbunden; især hvis der er tale om en sammenhængende periode med kraftigt iltsvind på den samme lokalitet.

3.3 Råstofindvinding

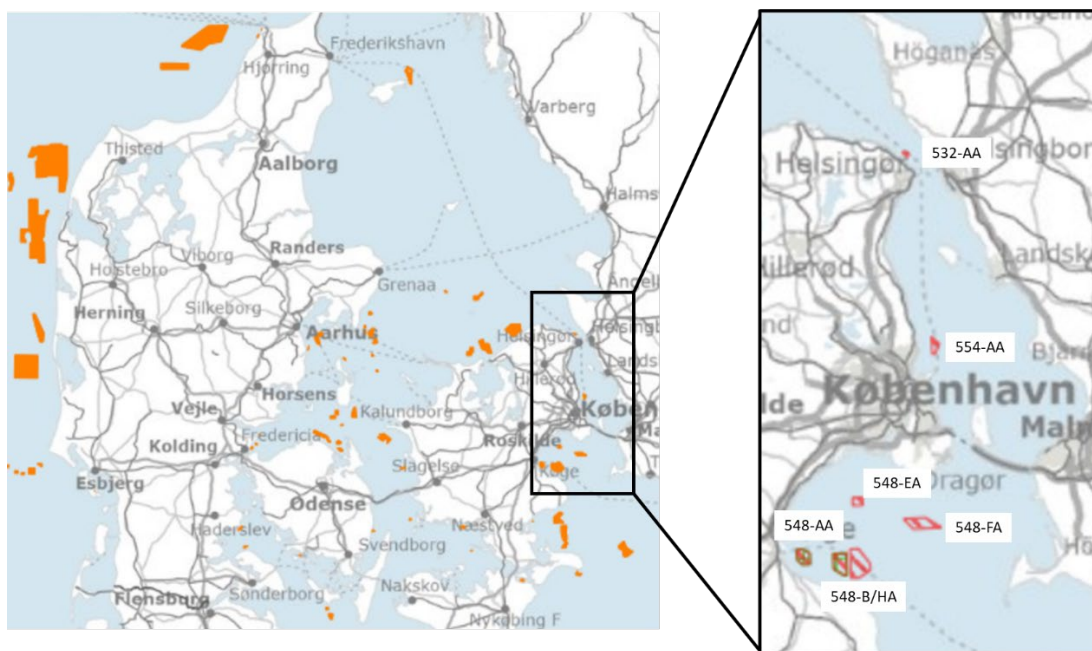
Råstofindvinding i de danske farvande foregår ved sugning af havbunden enten i form af stiksugning eller slæbesugning. Ved stiksugning fjernes havbunden inden for mindre områder af nogle meters omkreds i op til mange meters dybde. Ved slæbesugning fjernes havbunden i et større område i et spor på ca. 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 følger af sedimentspildet forbundet med indvindingen. Efter råstofindvinding opstår huller, som kan være > 15 m dybe og kan fungere som sedimentfælder for organisk materiale (se figur 3.3.1).



Figur 3.3.1. Tidligere lergrav på lavt vand i Nivå bugt. Til venstre; ortofoto 1954, ca. 24 år efter ophørt gravning. Til højre; ortofoto 2020 ca. 90 år efter ophørt gravning. Mørkfarvning af sedimentet skyldes overvejende ophobning af organisk materiale. Kilde: MiljøGis (miljoegis.mim.dk) og <https://www.wikiwand.com/da/Niver%C3%B8d>

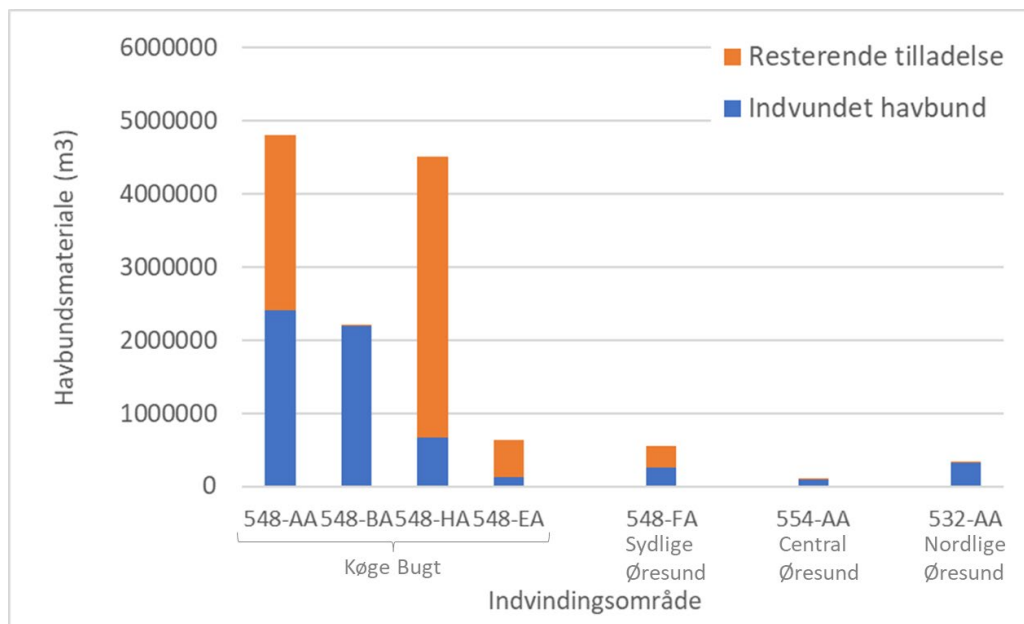
Den øgede organiske berigelse kombineret med reduceret strøm og dermed ilttilførsel i bunden af hullerne vil øge risikoen for iltsvind. De dybe råstofindvindingshuller med stor risiko for iltsvind vil umuliggøre eller hæmme genetablering af dyr og planter i hullerne. Råstofindvinding kan således medføre permanent tab af habitater og/eller forringelse af habitaternes kvalitet.

I Danmark er der udlagt ca 80 områder, hvor der kan indvindes råstoffer (Figur 3.3.2). I Øresund er der for nuværende syv råstofindvindingsområder, hvoraf de fire ligger i Køge Bugt og der ligger et område i hhv. det sydlige og centrale Øresund samt bunden af Tragten (Figur 3.3.2). Områderne har forskellig størrelse og det er varierende mængder der kan indvindes i områderne. I Øresundsregionen er der særligt i Køge Bugt udlagt store arealer til råstofindvinding.



Figur 3.3.2. Råstofindvindingsområder i vandområderne, hvor der er aktive tilladelser til råstofindvinding. Kort er modificeret ud fra kort i hhv. MiljøGIS (DK kort) og MARIS databasen (kort-udsnit over Øresund), som begge er administreret af Miljøministeriet.

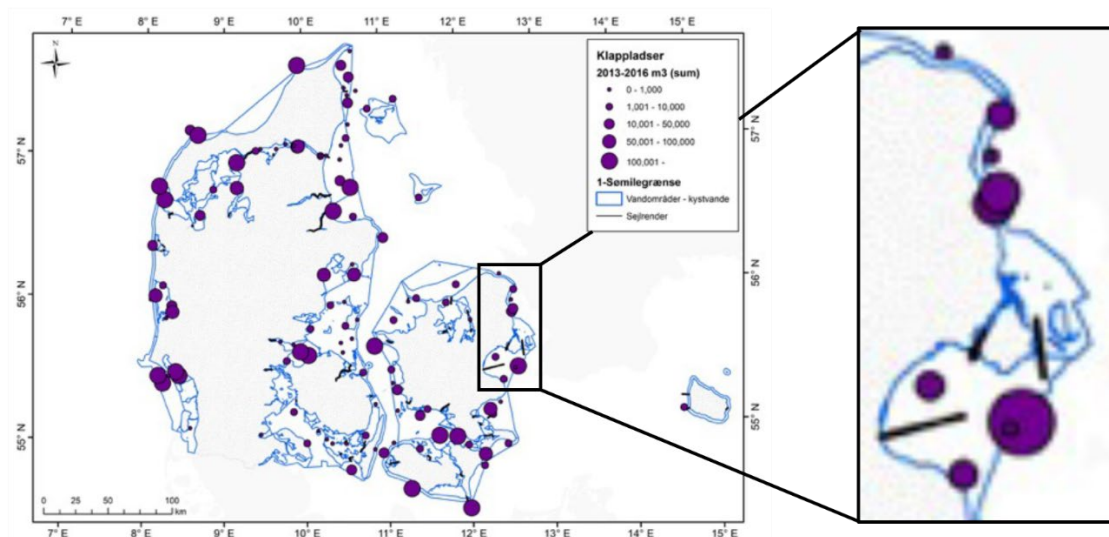
Der er udvundet havbundsmateriale på råstofindvindingspladserne i Øresund og særligt i Køge Bugt er der indvundet store mængder af havbundsmateriale. Fordelingen af den indvundne mængde, fordelt på lokaliteter er angivet i figur 3.3.3.



Figur 3.3.3. Fordeling af indvindingstilladelser og indvundet mængde på de forskellige lokaliteter i Øresund. Både indvundet mængde og rest-mængde er baseret på estimater, som ikke nødvendigvis er godkendt af Miljøstyrelsen. Der sker løbende opdateringer af indvundet- og rest-mængde. Figuren er lavet på baggrund af data fra MARIS databasen <https://raastofindvinding.dk/>

3.4 Klapping

Ved klapping bortskaffes oprenset havbundsmateriale fra havne, byggerier og sejltrender ved deponering på et afgrænset område i havet - en klapplad. Typisk foregår klapping ved at havbundsmaterialet sejles med særlige skibe til klapplad, 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 klappområdets størrelse samt de fysiske, kemiske og biologiske forhold i området kan der gå mange år efter en klapping, før der igen er etableret et samfund af planter og bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

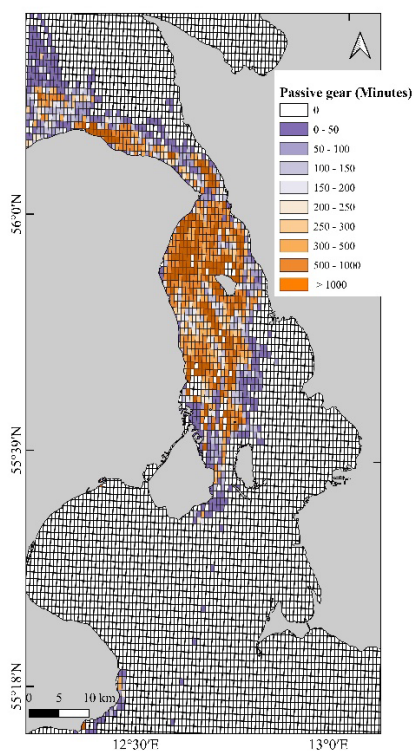


Figur 3.4.1. Klappladser i danske farvande. Prikkerne angiver klappladser og størrelsen heraf som indikeret i figurlegenden. Figuren er modificeret fra figur i Petersen (red.) 2018.

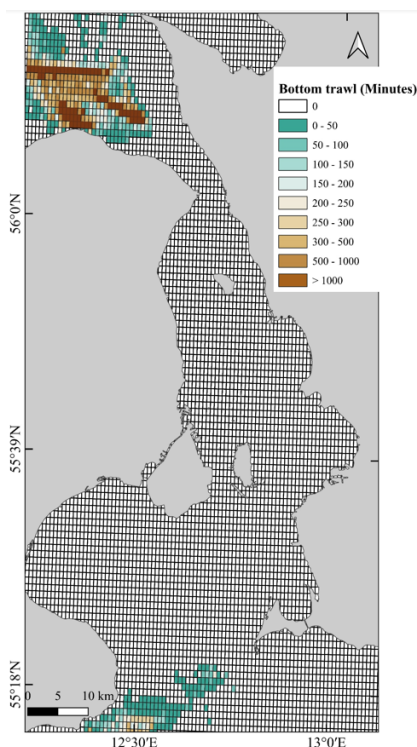
3.5 Fiskeri

Fiskeri med trawl samt alle former for bundsløbende redskaber er af sikkerhedsmæssige årsager forbudt i store dele af Øresund. Forbuddet blev indført i 1932 af hensyn til skibstrafiksikkerheden. Der er derfor kun fiskeri med mobile redskaber i den nordligste og sydligste del af Øresund (figur 3.5.1b,c). Fiskeri med passive (stillestående) redskaber er derimod udbredt i Øresund (figur 3.5.1a). Forbuddet mod bundsløbende redskaber betyder at havbunden i Øresund ikke udsættes for fysisk forstyrrelse fra fiskeri. Der kan dog stadig forekomme bifangst af bl.a. havpattedyr samt forekomst af spøgelsesnet i Øresund pga fiskeri med passive redskaber. Intensiteten af fiskeriet i Øresund er opgjort ved anvendelse af en kombination af tilgængeligt VMS, AIS og Elektronisk Monitorerings (EM) data. Der er interpoleret mellem positionerne, så data ligger med 1 minuts intervaller. Der anvendes et hastighedsfilter for at fjerne positioner hvor fartøjet ikke fisker. Der er en vis usikkerhed forbundet med denne klassifikation, da der kan være andre årsager end fiskeri til at fartøjet har en lav hastighed, f.eks. at fartøjet er tæt på havn. Positionsdata sammenkobles med logbogs- og afregningsdata, som indeholder information om bl.a. redskabstype. Fartøjer under 12 meters længde har ikke VMS. En del af dem har i stedet EM-data (muslingefiskerfartøjer) eller AIS (frivilligt), men generelt er dækningsgraden for

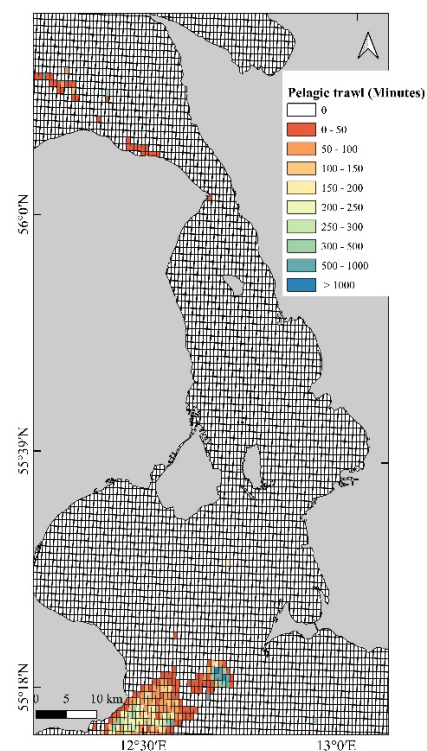
små fartøjer langt lavere end for store fartøjer. Fiskeriintensiteten er opgjort i antal minutter pr. grid-celle summeret for årene 2018-2022.



Figur 3.5.1a. Fiskeri med passive redskaber i Øresund i perioden 2018-2022. Fiskeri-intensiteten er angivet i minutter summeret for perioden 2018-2022.



Figur 3.5.1b. Fiskeri med bundtrawl i Øresund i perioden 2018-2022. Fiskeri-intensiteten er angivet i minutter summeret for perioden 2018-2022.



Figur 3.5.1c. Fiskeri med pelagisk trawl i Øresund i perioden 2018-2022. Fiskeri-intensiteten er angivet i minutter summeret for perioden 2018-2022.

3.6 Miljøfarlige stoffer

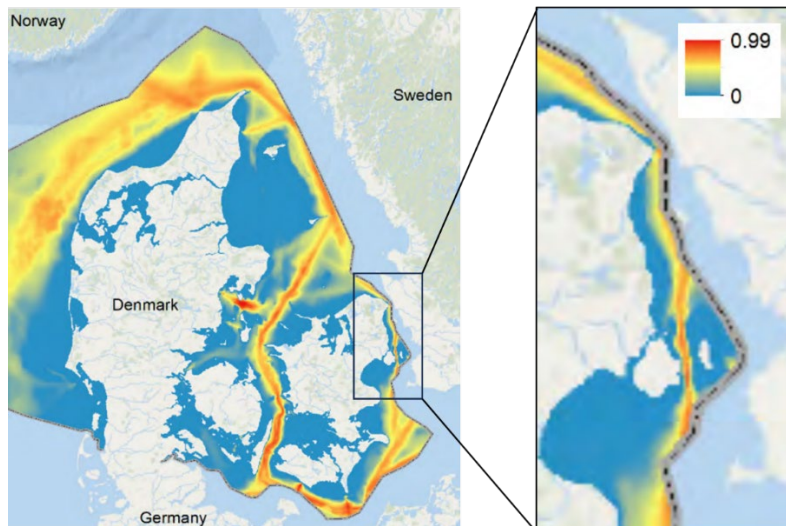
Ved den seneste tilstandsvurdering fra Miljøstyrelsen (<https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/vandomraadeplanerne-2021-2027/tilstandsvurderinger-2021/>) er hele Øresund karakteriseret som værende i ikke-god kemisk tilstand (figur 3.6.1). For alle områderne er målsætning god kemisk tilstand, dvs niveauet af miljøfarlige stoffer skal være under miljøkvalitetskriteriet (MKK) for fisk, muslinger eller sediment.

Figur 3.6.1. Status for kemisk tilstand i Øresund (rød = ikke-god, blå = god). De sorte prikker angiver stationer, der er indgået i Miljøstyrelsens vurdering. Dataindsamling og databehandling er foretaget af Miljøstyrelsen (<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3tilstand2021>).



3.7 Undervandsstøj

Undervandsstøj kan være forstyrrende for særligt havpattedyr og er en deskriptor i Havstrategi-direktivet. Der er endnu ikke udarbejdet indikatorer med grænseværdier for undervandsstøj og derfor er det ikke muligt at vurdere forstyrrelsesgraden i det eksisterende støjlandskab. Figur 3.7.1 viser udbredelsen af den kontinuerte støj i danske farvande. Denne stammer primært fra skibstrafik. Impulsstøj vil ofte være kraftigere, men er ikke udbredt i Øresund.



Figur 3.7.1. Kortet viser indekssværdier for skibsstøj i danske farvande. I stedet for at udtrykke absolutte lyd niveauer er indekset beregnet til at vise, hvor meget skibsstøjen overstiger den naturlige baggrundsstøj. Et indeks på nul indikerer et område, der er domineret af naturlig baggrundsstøj, og et indeks på ét indikerer et område, der er fuldstændig domineret af skibsstøj. Skibsstøjen er blevet modelleret ud fra AIS-positioner for alle skibe i danske farvande i 2018, mens den naturlige baggrundsstøj er blevet afledt fra målinger foretaget i 2014 under overvågningsprojektet BIAS. Kendte svagheder ved dataene inkluderer, at kun skibe med AIS er inkluderet, hvilket udelader de fleste mindre lystbåde og nogle fiskeskibe. Figuren er modificeret fra Andersen et al., 2020.

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 substrattypen, 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).

Selvom det er vanskeligt med sikkerhed at fastlægge den præcise lokation for de opfiskede sten, har en nylig undersøgelse lokaliseret områder i Øresund, hvor der sandsynligvis tidligere har været sten i form af spredte større sten og egentlige stenrev. Dette inkluderer bl.a. områder i Tragten ("Klitteret"), "Tårbæk rev" i det centrale Øresund samt "Køge Sønakke" i Køge Bugt (Dahl og Göke, 2021). <https://dce2.au.dk/pub/TR200.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 77 invasive arter, mod tidligere 136 arter da kriterierne for hvornår en ikke-hjemmehørende art kaldes invasiv er blevet ændret (Strandberg et al., 2023). Af de 77 registrerede invasive arter i Danmark er omkring 15 arter marine. De marine invasive arter omfatter bl.a. amerikansk knivmusling (*Ensis americanus*), amerikansk ribbegøple (*Mnemiopsis leidyi*), sargassotang (*Sargassum muticum*), stillehavsøsters (*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 Øresund, ligesom det ikke er muligt at vurdere deres potentielle skadevirkning.

Som eksempler på invasive arter, der er observeret i Øresund kan nævnes den invasive krabbe asiatisk strandkrabbe (*Hemigrapsus sanguineus*), som blev observeret i Helsingør i 2019 (<https://www.oresundsakvariet.ku.dk/nyheder/2019/invasiv-krabbe-fundet-i-oeresund/>), Sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*), som bl.a. er registreret i den sydlige del af Øresund

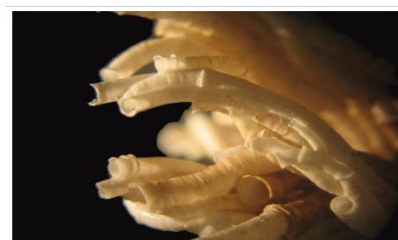
samt den australske kalkrørsorm (*Ficopomatus enigmaticus*), som er almindeligt forekommende i Københavns Syd-og Nordhavn, men ikke kendt fra andre danske lokaliteter <https://mst.dk/media/121663/australsk-kalkroersorm.pdf>.



Figur 3.9.1a. Sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*), en invasiv art som er registreret i Øresund. Blev fanget første gang i dansk farvand i 2008.



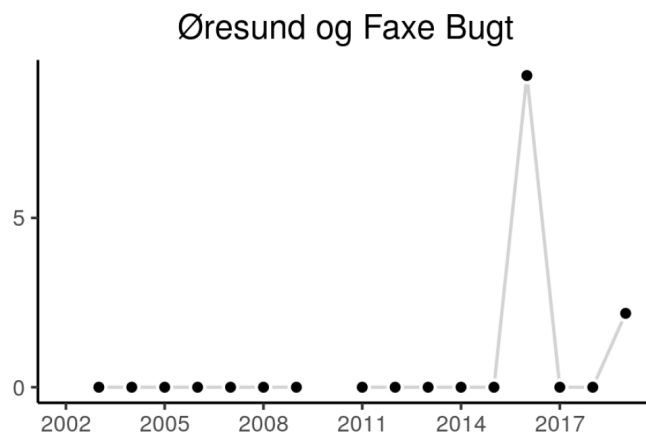
Figur 3.9.1b. Asiatisk strandkrabbe (*Hemigrapsus sanguineus*), en invasiv art som blev registreret for første gang i Øresund (Helsingør) i 2019.



Australsk kalkrørsorm. Foto: Duane Cox/Wikimedia Commons.

Figur 3.9.1c. Australsk kalkrørsorm (*Ficopomatus enigmaticus*), en invasiv art som blev registreret i Københavns Sydhavn i 1953 og nu er almindeligt forekommende i Københavns Nord- og Sydhavn.

Sortmundet kutling, blev fanget i dansk farvand i 2008, og som på få år har spredt sig til Sydsjælland og op igennem Øresund og storbælt og den er også registreret i farvandet mellem Langeland og Fyn, men ikke i Lillebælts (Petersen et al., 2018). Tidsserie fra Nøglefiskerordningen over fangst af sortmundet kutling i Øresund viser, at der blev fanget kutling fra 2016, men at fangsterne herefter tilsyneladende ikke er eksploderet. Den sortmundede kutling spreder sig tilsyneladende stadig i danske farvande, ligesom den også spreder sig til ferskvand.



Figur 3.9.2. Tidsserie for Sortmundet kutling fanget i ruse 48 timer i Øresund og Faxebugt. Data er opgjort per år. Figur er fra Støttrup et al., 2020.

4. Citeret litteratur

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397 <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>

Andersen, Jesper Harbo; Hammer, Kathrine Jul; Harvey, E. Therese; Knudsen, Steen Wilhelm; Murray, Ciaran Joseph; Carstensen, Jacob; Petersen, Ib Krag; Sveegaard, Signe; Tougaard, Jakob; Edelvang, Karen; Olsen, Jeppe; Vinther, Morten; Al-Hamdani, Ziyad; Jensen, Jørn Bo; Leth, Jørgen O; Kaae, Berit C; Olafsson, Anton S (2020) Supplementary material to ECOMAR: A data-driven framework for ecosystembased Maritime Spatial Planning in Danish marine waters. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2678968>

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

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

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.

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>

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. & Göke, C. 2021. Naturgenopretning af stenrev i Øresundsregionen – en identifikation af mulige lokaliteter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Teknisk rapport nr. 200 <http://dce2.au.dk/pub/TR200.pdf>

Dahl, K (2005): Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelfund 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

- Fietz K, Galatius A, Frie AK, Teilmann J, Dietz R, Jensen LF, Graves JA, Hall A, McConnell B, Gilbert MTP, Olsen MT 2016 Shift of grey seal subspecies boundaries in response to climate, culling and conservation. *Molecular Ecology* 25: 4097-4112.
- Galatius, A, Engbo, SG, Teilmann, J & van Beest, F 2021, 'Using environmental variation to optimize aerial surveys of harbour seals', *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab041>
- Galatius, A, Teilmann, J, Dähne, M, Ahola, M, Westphal, L, Kyhn, LA, Pawliczka, I, Olsen, MT & Dietz, R 2020, 'Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat', *Wildlife Biology*, bind 2020, nr. 4. <https://doi.org/10.2981/wlb.00711>
- Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2023. Marine områder 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 223 s. - Videnskabelig rapport fra DCE.
- 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
- Harding KC, Harkonen T 1999 Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Pusa hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28:619–627.
- 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.
- Härkönen T, Dietz R, Reijnders P, Teilmann J, Harding K, Hall A, Brasseur S, Siebert U, Goodman SJ, Jepson PD, Rasmussen TD, Thompson P 2006: A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. - *Diseases of Aquatic Organisms* 68: 115-130.
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007. Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. - *NAMMCO Scientific Publications* 6: 57-68.
- Jens Würgler Hansen & David Rytter. 2021. Iltsvind i danske farvande 26. august – 22. september 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. Rådgivningsnotat nr. 2021|71 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_71.pdf5452–15457
- Jens Würgler Hansen & David Rytter. 2022. Iltsvind i danske farvande 25. august – 22. september 2022. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. Rådgivningsnotat nr. 2022|62 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_62.pdf
- Lah, L., Trense, D., Benke, H., Berggren, P., Gunnlaugsson, Þ., Lockyer, C., ... & Tiedemann, R. (2016). Spatially explicit analysis of genome-wide SNPs detects subtle population structure in a mobile marine mammal, the harbor porpoise. *PloS one*, 11(10), e0162792.

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

Miljøministeriet (2019) Danmarks Havstrategi II Første del God miljøtilstand Basisanalyse Miljø-mål. 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

Oesterwind 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.

Olsen MT, Andersen LW, Dietz R, Teilmann J, Härkönen T, Siegismund HR 2014. Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology* 23, 815–831.

Olsen, MT, Galatius, A & Härkönen, T 2018, 'The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark', *Marine Ecology Progress Series*, bind 595, s. 233-243. <https://doi.org/10.3354/meps12510>

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 kvalitets-elementer 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.).

Siebert, U., Pawliczka, I., Benke, H., von Vietinghoff, V., Wolf, P., Pilāts, V., Kesselring, T., Lehnert, K., Prenger-Berninghoff, E., Galatius, A., Anker Kyhn, L., Teilmann, J., Hansen, M. S., Sonne, C., & Wohlsein, P. (2020). Health assessment of harbour porpoises (PHOCOENA PHOCOENA) from Baltic area of Denmark, Germany, Poland and Latvia. *Environment International*, 143, [105904]. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105904>

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

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L. A., Koblitz, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M. H. S., Andersen, L. W., & Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3, 839-850. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002>

Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J. & Teilmann, J. 2018. Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport nr. 284 <http://dce2.au.dk/pub/SR284.pdf>

Søndergaard N-O, Joensen AH, Hansen EB 1976 Seals in Denmark (in Danish with English summary). *Danske Vildtundersøgelser* 26.

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>

Vaquer-Sunyer R & Duarte CM (2008) Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *PNAS* 15(40): 1

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