

Aktoversigt:

Notat "Kriterier til vurdering af effekter af havbrug" i endelig version (3893226)

- Notat Kriterier til vurdering af effekter af havbrug i endelig version
- Kriterier til vurdering af effekter af havbrug10152021

Brevdato	15-10-2021
Afsender	Mads Joakim Birkeland (mbi@dhigroup.com)
Modtagere	Mads Engelstoft Nielsen (Sagsbehandler, Virksomheder)
Akttitel	Notat "Kriterier til vurdering af effekter af havbrug" i endelig version
Identifikationsnummer	3893226
Versionsnummer	1
Ansvarlig	Yvonne Korup
Vedlagte dokumenter	Notat Kriterier til vurdering af effekter af havbrug i endelig version Kriterier til vurdering af effekter af havbrug10152021
Dokumenter uden PDF-version (ikke vedlagt)	
Udskrevet	20. okt 2021

Til: Mads Engelstoft Nielsen (maeni@mst.dk)
Cc: Yvonne Korup (yvkor@mst.dk), Jeppe Jensen (jeppj@mst.dk), Emil Bach Madsen (emibm@mst.dk)
Fra: Mads Joakim Birkeland (mbi@dhigroup.com)
Titel: Notat "Kriterier til vurdering af effekter af havbrug" i endelig version
Sendt: 15-10-2021 16:25
Bilag: Kriterier til vurdering af effekter af havbrug10152021.pdf;

Kære Mads,
Hermed fremsendes notat "Kriterier til vurdering af effekter af havbrug" i endelig version.

Notatet er revideret iht. Miljøstyrelsens kommentarer af 15. september 2021 og efterfølgende drøftelser.

Udarbejdelsen af notatet betragtes hermed som afsluttet.

Med venlig hilsen

Mads Joakim Birkeland

M.Sc. Biologi og Akvakultur
Projektleder og økologisk modellør
Ecology and Environment



DHI
Agern Allé 5
2970 Hørsholm

Tlf: 45 16 92 00
Direkte: +45 4516 9505
Mobil: +45 2993 7458

mbi@dhigroup.com
www.dhigroup.com

The expert in **WATER ENVIRONMENTS**

This message contains information which may be confidential and privileged. Unless you are the intended recipient (or authorised to receive this message for the intended recipient), you may not use, copy, disseminate or disclose any information contained in it thereof. If you have received this communication in error, please advise the sender appropriately by reply e-mail, and then delete it. Thank you very much.



Habitatkonsekvensvurdering for havbrug

Kriterier til vurdering af påvirkning af havbrug på arter og naturtyper



Habitatkonsekvensvurdering for havbrug

Kriterier til vurdering af påvirkning af havbrug på arter og naturtyper

Teknisk notat

Udarbejdet for

Miljøstyrelsen

Repræsenteret ved

Yvonne Korup, kontorchef



Projektleder	Mads Joakim Birkeland
Kvalitetsansvarlige	Ian Sehested Hansen (DHI) og Grete E. Dinesen (DTU Aqua)
Forfattere	DTU Aqua: Jens Kjerulf Petersen, Pernille Nielsen, Karen Timmermann DHI: Mads Joakim Birkeland, Trine Cecilie Larsen, Anders Christian Erichsen

Projektnummer	11825259
Godkendelsesdato	15. oktober 2021
Revision	Endelig

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Indledning	3
2	EU guidance om havbrug i Natura 2000-områder	4
3	Habitatvejledningen	5
4	Koncept for vurdering af påvirkning	5
4.1	Den udbredelsesmæssige dimension af naturtyper	6
4.2	Kumulering	7
4.3	Påvirkning af struktur og funktion	7
4.4	Områdets integritet	8
4.5	Konsekvensvurdering for naturtyper	9
4.6	Beskyttede arter	10
4.7	Evaluerings	10
5	Vurderingskriterier og støtteparametre	10
5.1	Vurderingskriterie 1 – Lys ved havbunden	11
5.1.1	Kriterier for lys ved havbunden	11
5.2	Vurderingskriterie 2 – Ilt i bundvandet (0-1 m over bunden)	12
5.2.1	Kriterier for ilt i bundvandet (0-1 m over havbunden)	13
5.3	Vurderingskriterie 3 – Organisk berigelse af sedimentet	14
5.3.1	Kriterier for effekt af organisk berigelse af sedimentet	15
5.4	Vurderingskriterie 4 – Sedimentation (mekanisk begravelse)	16
5.5	Vurderingskriterie 5 – Koncentration af medicin og hjælpestoffer	16
5.5.1	Kriterier for medicin og hjælpestoffer	17
5.6	Vurderingskriterie 6 – Forstyrrelse af fugle og havpattedyr	18
5.6.1	Havpattedyr	19
5.6.2	Fugle	19
6	Referencer	20

TABELLER

Tabel 1	Kriterier for lys ved bunden (gennemsnit for vækstsæsonen marts-september) til brug for vurdering af mulige påvirkning af reduktioner i lys ved havbunden på struktur og funktion.	12
Tabel 2	Kriterier for iltkoncentration til brug for vurdering af mulige påvirkninger af iltsvind 0-1 m over havbunden på struktur og funktion.	14
Tabel 3	Kriterier for påvirkninger i periode med lave (< 2 mg/L) iltkoncentrationer til brug for vurdering af påvirkninger på struktur og funktion	14
Tabel 4	Klassifikationskategorier for bundforholdene og dertilhørende grænseværdier for total fri sulfid (S ²⁻) koncentrationer i de øverste 0-2 cm af marine sedimenter.	15
Tabel 5	Kriterier for sedimentets iltforbrug, til vurdering af mulige påvirkninger af organisk berigelse af sedimentet på struktur og funktion.	15
Tabel 6	Miljøkvalitetskrav for oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim i det marine vandmiljø. For det generelle kvalitetskrav gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer. For	

	maksimumkoncentrationen gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration) ²⁴	18
Tabel 7	Miljøkvalitetskrav for kobber i det marine vandmiljø. For VKK gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer. For KVKK gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration) ²⁷ (*kvalitetskravet angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration.).....	18

1 Indledning

Dette notat er en del af delleverance a1-5 under rammeaftale til udarbejdelse af habitatkonsekvensvurderinger af havbrug. Rammeaftalens formål er at udarbejde habitatkonsekvensvurderinger til retlig lovliggørelse af eksisterende havbrug og til behandling af ansøgninger om placeringstilladelser til nye havbrug.

Iht. rammeaftalen er notatets formål at:

"Komme med forslag til, hvordan man kan beskrive og vurdere havbrugspåvirkningen af de udvalgte elementer".

samt:

"Komme med forslag til vurderingskriterier for, hvornår der opstår skade på et element. Kriterierne for indtræden af skade skal - i det omfang det er muligt - baseres på relevante nævnsafgørelser, domstolspraksis, adm. praksis i Danmark eller andre EU-lande, faglitteratur eller naturfaglige argumenter og i alle tilfælde være i overensstemmelse med habitatvejledningen og øvrig lovgivning osv. Kriterierne skal udformes således, at hvis ikke skade kan udelukkes, så skal kriterierne kunne anvendes til at opgøre, hvornår skade kan udelukkes, hvis man fx reducerer påvirkningen fra havbruget".

I forbindelse med delleverance a1-5 lægges således ekstra vægt på at udvikle en gennemgående metode og dermed sikre en ensartet og robust skabelon for habitatkonsekvensvurderinger, som anvendes til individuelle vurderinger af havbrug og tilhørende Natura 2000-områder, og som sikrer, at vurderingen sker på baggrund af den bedste videnskabelige viden på området.

Udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områder består af nogle karakteristiske naturtyper og arter, der er sjældne, truede eller karakteristiske for EU-landene. For både naturtyper og arter gælder, at hensigten med Habitatdirektivet er, at de skal være i gunstig bevaringsstatus. Det betyder bl.a., at Natura-2000 områdets integritet skal være bevaret. I henhold til Habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, kan planer eller projekter derfor først tillades, når de ansvarlige nationale myndigheder har sikret sig, at der ikke sker skade på lokalitetens integritet, eller at projekterne ikke direkte er forbundet med eller nødvendige for lokalitetens forvaltning. Dertil kommer, at en plan eller et projekt som udgangspunkt skal vurderes konkret i forhold til områdets særlige kendetegn og miljømæssige vilkår, som de er formuleret i bevaringsmålsætningerne for det givne område. Dette fremgår af Waddenzee-afgørelsen.

I praksis fastsætter Habitatdirektivets artikel 6, stk. 3 en procedure i to faser. Første fase indebærer, at der foretages en passende vurdering af en plans eller et projekts virkninger på et Natura-2000 område, når der er en mulighed for, at planen eller projektet vil kunne påvirke den omhandlede lokalitet væsentligt (væsentlighedsvurdering). Det er for Natura 2000-området N56 Horsens Fjord gennemført for havbrugene Borre I og II, Hjarnø og As Vig. Den anden og efterfølgende fase indebærer, at der kun kan gives tilladelse til planen eller projektet, hvis denne plan eller dette projekt ikke skader den berørte lokalitets integritet (konsekvensvurdering), eller kompromitterer bevaringsmålsætningerne. En tredje fase kan være en vurdering efter Habitatdirektivets artikel 6, stk. 4 om bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser, skulle Natura 2000-konsekvensvurderingen vise sig at udelukke en godkendelse efter stk. 3. Det kan ikke forventes, at havbrug er omfattet af artikel 6, stk. 4.

En Natura 2000-konsekvensvurdering skal, jf. Miljø- og Fødevarerklagenævnets afgørelse vedrørende Onsevig Havbrug, omfatte alle aspekter af projektet, som kan påvirke bevaringsmålsætningen for den omhandlede lokalitet, og vurderingen skal ske på baggrund af den bedste videnskabelige viden på området. Konsekvensvurderingen skal sikre vished for, at aktiviteten ikke har skadelige virkninger for Natura-2000 området, og at det forholder sig således, når det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden rimelig tvivl kan fastslås, at projektet ikke har skadelige virkninger for den omhandlede lokalitets integritet eller bevaringsmålsætninger.

Skadesbegrebet jf. artikel 6 stk. 3 knytter sig til områdets integritet. Hverken "skade" eller "integritet" er imidlertid nærmere definerede i præambelen eller definitionsbestemmelsen i artikel 1. Der er heller ingen domme fra marine områder, der kan understøtte en vurdering af skadesbegrebet for marine naturtyper. Uden sådanne domme må fortolkningsbidrag søges i terrestriske domme og afgørelser fra rekursmyndigheder (klagenævn). Præcedensværdien vil dog her være svækket, da de konkrete forhold er anderledes. Disse terrestriske domme og afgørelser inddrages i det omfang, de har relevant, selvstændig betydning.

Det vil således være op til en konkret vurdering baseret på den bedste tilgængelige faglige viden, hvornår der er påvirkning eller evt. skade, og hvad en evt. påvirkning vil betyde for områdets integritet. Spørgsmålet om, hvorvidt der kan ske skade på Natura 2000-områdets integritet, knytter sig jf. Habitatvejledningen til, hvordan planen eller projektet kan påvirke Natura 2000-områdets bevaringsmålsætninger, som derfor vil indgå i vurderingerne baseret på de aktuelle basisanalyser. I dette notat er beskrevet kriterier for vurdering af effekter af havbrugsdrift på marine naturtyper og arter, som er relevante for de Natura-2000 områder, der bliver omfattet af de konkrete konsekvensvurderinger.

2 EU guidance om havbrug i Natura 2000-områder

EU Kommissionen¹ har fået udarbejdet et "guidance document" (vejledning), der med fokus på Habitatdirektivets artikel 6, stk. 3 og artikel 6, stk. 4 har til formål at bidrage til en bedre forståelse af bevaringsstatus for de enkelte lokaliteter og fremme af "best practice". Dokumentet konkluderer, at den primære negative påvirkning ved opdræt af fisk i netbure er sedimentation af foderrester og fækalier under burene. Det vurderes, at i forhold til sedimentation vil tab af næringsstoffer fra havbrugsproduktion i mindre grad have betydende negative påvirkning, hvilket understøttes af et review af den internationale litteratur på området², som ligeledes indeholder studier fra danske farvande. Derudover vurderer dokumentet, at det ikke kan udelukkes, at næringsstofftab fra store produktionsanlæg kan forlænge algeopblomstringer. Endelig vurderes det, at havbrugets placering generelt vil have den største betydning for de faktiske påvirkninger fra havbrug, og at en analyse af hvorvidt et havbrug vil påvirke et udpegningsgrundlag og bevaringsstatus derfor altid må være havbrugs- og områdespecifik, hvorfor relevante danske havbrug netop vurderes konkret, således at placering og lokale hydrodynamiske - og miljøforhold betragtes.

EU guidance slår endvidere fast, at et validt datagrundlag er essentielt for at kunne vurdere om et havbrug vil påvirke naturtyper og arter og derved integriteten af det pågældende Natura 2000-område¹.

Som operationalisering af hvordan påvirkninger fra et havbrug på naturtyper og arters struktur og funktion kan opgøres, foreslår vejledningen følgende potentielle påvirkninger belyst:

- Tab af udbredelsesområde
- Forringelse af artssammensætning og biodiversitet
- Forstyrrelse af udpegede arter
- Tab eller forringelse af centrale funktioner, som f.eks. områder til fødesøgning, raste- eller ynglepladser.

Disse parametre peger samlet på, at areal-andel for naturtyperne (eller individantal af en art) påvirket af havbrug ift. det samlede areal af naturtyperne (eller samlede artsantal) kan være en egnet parameter. Dog skal der tages højde for, at en given arts eller naturtypes sjældenhed eller betydning for integritet, struktur og funktion (f.eks. strukturbærende arter som ålegræs) kan vægte betydeligt mere end en ren areal- eller individantalsbetragtning.

EU guidance om havbrug er ikke bindende, men skal ses som vejledende for havbrug i relation til beskyttede områder. Der vil i analyserne blive taget udgangspunkt i de konkrete forhold i de berørte danske Natura 2000-områder.

3 Habitatvejledningen

Habitatvejledningen³ (senest opdateret i august 2020) har til formål at beskrive og forklare indholdet i og anvendelsen af reglerne i habitatbekendtgørelsen og derved at *"understøtte en ensartet og korrekt anvendelse af Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter (habitatbekendtgørelsen)"*.

Vejledningen er udarbejdet på grundlag af habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne, dansk lovgivning, Europa-Kommissionens "guidance", samt danske (Naturklagenævnet, Natur- og Miljøklagenævnet samt Miljø- og Fødevareklagenævnet) afgørelser og EU-Domstolens domme. Derudover er der hentet inspiration fra andre medlemslandes vejledninger.

Af vejledningen fremgår endvidere følgende iht. "forsigtighedsprincippet":

"Myndigheden skal sikre sig, at det kan afvises, at en plan eller et projekt skader områdets integritet, dvs. myndigheden skal have vished for, at aktiviteten ikke har skadelige virkninger.

Bevisbyrden omhandler således at kunne dokumentere fravær af skadelige virkninger snarere end deres forekomst, hvilket afspejler forsigtighedsprincippet (C-157/96, pr. 63). Heraf følger, at konsekvensvurderingen skal være tilstrækkelig detaljeret og begrundet til at kunne dokumentere fravær af skadelige virkninger på baggrund af den bedste tilgængelige videnskabelige viden på området (C-127/02, pr. 61). Der er altså tale om en høj prioritering af et sikkert fagligt grundlag. Dette særlige forsigtighedsprincip er fastslået af EU-Domstolen (C-127/02, pr. 57-61).

Forsigtighedsprincippet indebærer, at hvis der er videnskabeligt grundlag for rimelig tvivl om skadevirkninger, skal denne tvivl komme Natura 2000-området til gode. Hensynet til de udpegede områder skal vægtes højest³.

Vejledningen skal ses som *"et bidrag til fortolkningen af habitatbekendtgørelsen og de EU-regler, der fastsætter kravene til beskyttelse af Natura 2000-områder og en række plante- og dyrearter, de såkaldte bilag IV-arter, der er beskyttet i og uden for Natura 2000-områderne"*. Vejledninger – både fra EU-institutioner og danske myndigheder – er ikke bindende for domstolene og heller ikke for andre myndigheder, f.eks. administrative rekursorganer. Vejledninger er udtryk for en myndigheds fortolkning af lovgivningen.

4 Koncept for vurdering af påvirkning

Vurdering af påvirkning af havbrug på bevaringsstatus vil bygge på dels en række overordnede principper og dels på nogle praktiske vurderingskriterier og støtteparametre. Disse vil blive anvendt til at kvantificere og vurdere påvirkning og evt. skade på struktur og funktion og påvirkning af områdets integritet uafhængigt af andre parametre såsom salinitet, vanddybde, eksponering mv, der under alle omstændigheder vil styre den faktiske sammensætning af det plante- og dyreliv, som er definerende for struktur og funktion og dermed integritet.

Udgangspunktet for vurderinger af omfanget af påvirkningerne i relation til skadesbegrebet og områdets integritet vil tage udgangspunkt i Habitatvejledningen³. Det fremgår af vejledningen, at det ikke vil være en skade på et områdes integritet, hvis områdets bevarings-målsætninger ikke påvirkes væsentligt, eller hvis en plan eller et projekt kun vil have negativ indvirkning på området i visuel forstand. Omvendt kan der være tale om en skade, hvis blot én art eller naturtype på udpegningsgrundlaget påvirkes væsentligt. Udgangspunktet for en vurdering er, at en aktivitet kun kan tillades, hvis det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden rimelig tvivl kan fastslås, at der ikke er skadelige virkninger på et områdes integritet. At undgå skade på Natura 2000-områdets integritet indebærer endvidere, at der ikke må ske skade på områdets udpegningsgrundlag.

Det skal understreges, at alle vurderinger (inkl. kumuleret påvirkning og hindring/opnåelse af gunstig bevaringsstatus), baseret på modellering, kriterier og besigtigelse (som beskrevet i dette notat), vil blive understøttet af ekspertvurderinger, der forholder sig til den eventuelt identificerede konkrete påvirkning og skade af naturtyper og arter, herunder i forhold til bevaringsmålsætningerne for det specifikke Natura 2000-område.

4.1 Den udbredelsesmæssige dimension af naturtyper

Tilstandsvurderingen af terrestriske naturtyper bygger i EU-landene bl.a. på en vurdering af arealet af den udpegede naturtype^{4,5}. Den vurdering retter sig ikke udelukkende mod kravet om, at det specifikke areal af en naturtype som minimum skal være stabilt og helst i fremgang både lokalt i det enkelte Natura 2000-område og på biogeografisk niveau, men også at selve arealets størrelse kan ses som et udtryk for struktur og funktion. Således bliver det vurderet, at jo større en given naturtype, som f.eks. en skov er, jo mere understøttes struktur og funktion. I vurdering af bevaringsstatus kan denne dermed beskrives som en funktion af den arealmæssige uberørte del af en given naturtype⁵. Tilstandsvurderinger kan dog ikke alene baseres på areal, men må også inkludere vurdering af struktur og funktion og dermed direkte relation til bevaringsstatus⁴. Vurdering af påvirkninger af struktur og funktion vil blive særligt betydende i marine Natura 2000-områder, hvor naturtyperne primært er defineret af fysiske strukturer.

De fleste marine naturtypers areal kan ikke øges ved naturlige processer, fordi de er definerede af geologiske sedimentter og formationer. Arealet kan kun øges for biogene habitater, som dannes af levende organismer. Derfor kan en forståelsesramme, tilsvarende den der anvendes for nogle terrestriske naturtyper, ikke nødvendigvis anvendes (se endvidere notat vedr. "Valg af nøgleelementer og indikatorer for naturtyper og arter til habitatkonsekvensvurdering af havbrug" for beskrivelse af de marine naturtyper⁶). Den eneste potentielle undtagelse er derfor biogene habitater, og særligt biogene rev. Biogene rev af nogle arter, f.eks. blåmuslinger, har imidlertid ofte ikke en stabil udbredelse på faste positioner. Blåmuslingerev er derfor typisk ikke verificerede i relation til definitionen af biogene rev, modsat, hvad der gælder for stenrev. Blåmuslingerev kan desuden favoriseres af tilførsel af næringsstoffer, hvilket gør deres udbredelse problematisk i relation til skadevurdering af havbrugspåvirkninger.

Det vurderes, at havbrugsdrift ikke kan påvirke den arealmæssige udbredelse af de marine naturtyper. *Sandbanker (1110)* er topografiske elementer i form af opragende dele af havbunden og de kan have variabelt organisk indhold. *Vadeflader (1140)* ligger på så lavt vand, at de ikke påvirkes af havbrugsdrift i deres fysiske udbredelse og har endvidere variabelt organisk indhold. *Kystlaguner (1150)* og *Bugte og vige (1160)* er geografisk bestemte områder. *Stenrev (1170)* er bestemt ved forekomsten af sten, hvis tilstedeværelse ikke ændres som følge af havbrugsdrift. Den geografisk udbredelse af *Biogene rev (1170)* kan påvirkes både negativt og positivt af havbrugsdrift. Sedimentation eller iltsvind på revene kan medføre tab af biogene rev, mens tilførsel af opløste næringsstoffer kan stimulere primærproduktion og dermed øge fødegrundlaget for muslinger og få det biogene rev til at vokse. Generelt vil havbrugsdrift således ikke kunne reducere arealet af de marine naturtyper på nær potentielt for biogene rev.

Da Habitatdirektivet udelukkende forholder sig til naturtyper og beskyttede arter, vil påvirkninger fra havbrugsdrift udelukkende blive vurderet på det areal, der er udpeget med naturtyper. Det betyder, at de geografiske dele af et Natura 2000-område, der ikke er defineret som en naturtype, og derfor primært kan anses for at være en del af beskyttelsen af arter, ikke vil blive vurderet i forhold til påvirkning og skade på struktur og funktion, udover den mulige virkning på arter. Disse områder antages at være dækket af bestemmelserne vedrørende Vandrammedirektivet eller Havstrategidirektivet.

Det følger af Habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, at det er afgørende, om planer og projekter kan påvirke et bevaringsområde. I sin ordlyd stiller Habitatdirektivet ikke krav om, at påvirkningen skal foregå inde

fra selve bevaringsområdet, men kan også forårsages af aktiviteter uden for habitatområdet. I forlængelse af Habitatvejledningen³ er det ikke muligt at give en klar anvisning af i hvilken afstand fra et Natura 2000-område, kravet om habitatvurdering efter Habitatbekendtgørelsens § 6 gælder. Det afhænger altid af en konkret vurdering. På baggrund af data fra den internationale litteratur om påvirkninger fra havbrug^{1,2} og en konkret vurdering, vil de Natura 2000-områder, som er vurderet direkte berørte⁶, blive omfattet af vurdering af påvirkning fra havbrugsdrift. Det vil endvidere fremgå og begrundes hvilke Natura 2000-områder i relativ nærhed af relevante havbrug, som ikke vurderes at være direkte berørte.

4.2 Kumulering

I henhold til afgørelser i Miljø- og Fødevareklagenævnet skal havbrug, der skal have fornyet sin placeringstilladelse i relation til Natura 2000-områder, have foretaget en individuel konsekvensvurdering af om aktiviteten kompromitterer områdernes integritet. Der foretages en individuel vurdering af hvert enkelt havbrug i kumulering med andre planer og projekter for det pågældende Natura 2000-område. I Natura 2000-områder, hvor flere havbrug påvirker samme område, vil der efterfølgende blive foretaget en kumulering af påvirkninger fra alle havbrug, der skal konsekvensvurderes. Påvirkning fra evt. havbrug i nærområdet, der ikke skal konsekvensvurderes, vil indgå på lige fod med andre planer og projekter.

Påvirkning som følge af havbrugsdrift kan opdeles i direkte og indirekte påvirkninger. Direkte påvirkninger på naturtyperne er udelukkende relateret til forøget sedimentation af fiskefækalier og foderrester fra havbruget under og omkring havbruget samt medicin og hjælpestoffer (se afsnit 5.5). Disse kan både modelleres og verificeres ved feltinspektioner (for medicin og hjælpestoffer er det dog kun kobber i sedimentet som kan verificeres ved feltinspektion). Direkte påvirkninger som følge af forankring, bure mm. vurderes som ubetydelige, men vil blive vurderet kvalitativt i forhold til det enkelte havbrugs placering. Direkte påvirkninger kumuleres med andre stedspecifikke planer og projekter som f.eks. fiskeri, råstofindvinding, klapping og gravning⁷. Indirekte påvirkninger af naturtyper er relateret til tab af næringsstoffer enten direkte i vandsøjlen eller gennem øget remineralisering af organisk materiale fra havbruget og øget sedimentation fra pelagisk primær produktion. Indirekte påvirkninger kan primært beskrives gennem modellering. Disse kumuleres med påvirkninger af anden antropogen tilførsel af næringsstoffer som f.eks. afstrømning fra land og punktkilder som renseanlæg⁷.

4.3 Påvirkning af struktur og funktion

Det er for naturtyperne vanskeligt at fastsætte entydige kriterier for struktur og funktion, fordi definitionerne af naturtyperne åbner for en meget varieret sammensætning af det plante- og dyreliv, som kan antages at være bærende for naturtypernes struktur og funktion⁶. Denne variation er betinget af naturlige forskelle i styrende fysiske parametre som salinitet, strøm, eksponering med mere på national skala for de forskellige naturtyper. Naturtyperne er overordnet defineret ved generelle fysiske karakteristika og karakteristiske plante- og dyrearter (se bl.a. Habitatbeskrivelser, årgang 2016 Beskrivelse af danske naturtyper omfattet af habitatdirektivet (NATURA 2000 typer), men da naturtypernes sammensætning af plante- og dyreliv ikke i mere detaljeret omfang er blevet defineret og operationaliseret, er der ikke retningslinjer for f.eks. optimal sammensætning af plante- og dyreliv for de enkelte naturtyper. Som det fremgår af notater om nøgleelementer og indikatorer⁶ er der for mange naturtyper ikke kvantitative monitoringsdata i form af fx NOVANA-stationer for sammensætning af flora og fauna, som kan bruges til egentlige statistiske eller lignende analyser, der kan kvantificere påvirkningerne, og for nogle naturtyper i nogle Natura 2000-områder er der slet ingen information om sammensætning af flora og fauna. Der findes heller ikke informationer om sammensætning af flora og fauna i en basistilstand i flere naturtyper, der kan bruges til at vurdere en tidsmæssig udvikling. Naturtypernes bevaringsstatus følger dog som minimum den økologiske tilstand iht. vandområdeplanerne og Natura 2000-planernes mål realiseres gennem indsatsen efter vandområdeplanerne.

I mangel på konkrete kvantitative informationer om plante- og dyreliv i henholdsvis de enkelte naturtyper og konkret i de berørte Natura 2000-områder vil der i konsekvensvurderingerne blive anvendt nogle kriterier, der vil være styrende for sammensætning og omfang af det faktiske plante- og dyreliv, uanset naturtype og konkret område. For at beskrive og vurdere havbrugspåvirkningen af de udvalgte elementer er direkte og indirekte påvirkningsmekanismer således identificeret. På baggrund af påvirkningsmekanismerne udarbejdes vurderingskriterier for, hvornår der opstår påvirkning på et element. Kriterierne er udformet således, at hvis ikke skade kan udelukkes, så skal kriterierne kunne anvendes til at opgøre, hvornår skade kan udelukkes, hvis man fx reducerer påvirkningen fra havbruget. Hvornår en given påvirkning har en intensitet eller omfang der gør at skade ikke kan udelukkes, vil bero på en miljøfaglig og konkret vurdering.

De identificerede påvirkningsmekanismer der ligger til grund for vurderingskriterierne er:

Direkte påvirkninger:

- 1) Sedimentation af fiskefækalier og foderrester fra havbruget under og omkring havbruget (mekanisk begravelse)
- 2) Koncentration af medicin og hjælpestoffer i vandfasen
- 3) Koncentration hjælpestoffer (kobber) i sedimentet

Indirekte påvirkninger:

- 4) Lys ved bunden
- 5) Ilt i bundvandet (0-1m)
- 6) Organisk berigelse af sedimentet, opgjort som sedimentets iltforbrug

De tre indirekte kriterier er beskrevet nedenfor i afsnit 5.1 - 5.3, det direkte kriterie for sedimentation i afsnit 5.4 og medicin og hjælpestoffer i afsnit 5.5.

4.4 Områdets integritet

Et habitatområdes integritet bliver defineret som den samlede sum af områdets økologiske struktur og funktion samt de økologiske processer, som gør det muligt at opretholde levesteder og arter. Integritet kan således betragtes som en kvalitet eller betingelse for at være hel eller fuldstændig. I en dynamisk økologisk kontekst kan det også betragtes som resiliens og evne til at udvikle sig på måder, der er gunstige for bevarelse. Al menneskelig aktivitet vil sætte et fodaftryk, som i yderste konsekvens påvirker økosystemet, men robuste økosystemer har en betydelig modstandskraft eller resiliens, som betyder, at de kan tåle et vist pres uden at væsentlig funktionalitet forsvinder/ødelægges.

Skadesbegrebet i Habitatdirektivet er knyttet til lokalitetens integritet. Integritet er på sin side knyttet til udpegningsgrundlaget, som fastlægges i den Natura 2000-plan, som udarbejdes for hvert område. Det er i den forbindelse væsentligt om udpegningsgrundlaget er klart. EU-Domstolen har i en konkret dom for en prioriteret naturtype fortolket skadesbegrebet således, at der lægges vægt på, om der er tale om "et varigt og uopretteligt tab af hele eller en del af en prioriteret naturtype" også selvom det påvirkede areal udgjorde 1,7% af et særligt delområde og 0,5% i det samlede område (Sweetman-sagen, C-258/11). Er det tilfældet, er det tale om skade på områdets integritet³. En tilsvarende afgørelse foreligger i sagen Jyllinge Nordmark (MFK 18/09816). I begge sager er der tale om varige fysiske tab af arealer og dermed i strid med Habitatbekendtgørelsens definition af gunstig bevaringsstatus om naturtypens arealmæssige udbredelse. En række afgørelser i Naturklagenævnet vedrørende VVM-pligt (NKO239 af december 2001 om husdyrproduktion) indikerer, at der i denne sammenhæng lægges vægt på, at det skal kunne godtgøres, at en aktivitet ikke påfører området skade. Selvom der således ikke i almindelighed er VVM-pligt alene fordi beskyttede områder berøres af – i de aktuelle sager – gylleudbringning, er der for myndigheden en særlig pligt til at sandsynliggøre, at der ikke er en påvirkning på miljøet. I nogle af afgørelserne vurderes det dog, at der er en bagatelgrænse for, hvor lille en effekt ved merudbringning, der fordrer VVM-redegørelse (se også NKO360 af september 2005). Eksempler på klagenævnets afgørelser indikerer imidlertid, at der kan være en ganske snæver margin mellem en bagatelgrænse for tilførsel af nitrat til et følsomt område og hvor det kan siges at stride mod udpegningsgrundlaget (NMK-515-00008 og NMK-515-00002).

For at fastslå, hvornår havbrugsdrift påvirker området eller en naturtypes integritet, er der som nævnt ingen definitioner i Habitatdirektivet at trække på. Den irske National Parks & Wildlife Service (NPWS) har i en rapport fra 2011 lagt op til følgende: *"that licensing of activities likely to cause continuous disturbance of each community type should not exceed an approximate area of 15%."* Udsagnet vedrørte bilag I-habitater. I henhold til den danske muslingepolitik, der indgik i EU-Kommissionens afvisning af krænkelsessager i henhold til artikel 6.3 vedr. muslingefiskeri i Natura 2000-områder, er det ligeledes praksis at operere med en kumuleret påvirkning på op til 15% af arealet af et Natura 2000-område, dog gældende for en række kvalitetselementer og ikke direkte for naturtyper. Det fremgår af EU Kommissionens afvisning af klagerne, at afgørelsen er sket i henhold til Kommissionens fortolkning af, at der ikke er dokumentation for brud på artikel 6.3. Ingen af disse eksempler understøttes af domme.

For klagenævnsafgørelser med relevans for habitatkonsekvensvurderinger af havbrug henvises til notatet: "Valg af nøgleelementer og indikatorer for naturtyper og arter til habitatkonsekvensvurdering af havbrug" (DHI og DTU 2021).

Selvom påvirkning fra havbrugsdrift vil have samme påvirkningsmekanisme uanset områdets bevaringsstatus, så kan det antages, at havbrugsdrift påvirker områder forskelligt alt afhængigt af om områderne er i gunstig bevaringsstatus eller ikke-gunstig bevaringsstatus. Der er imidlertid ingen operationelle data for plante- og dyrelivet i marine danske naturtyper i gunstig bevaringsstatus. Det vil derfor være nødvendigt at lave en modelmæssig approksimation af gunstig bevaringsstatus, baseret på vandområdeplanernes mål om "God økologisk tilstand" (GECS), for at kunne vurdere påvirkningen af havbrugsdrift (se f.eks. notat "Forslag til løsning af opgave 1 – Hjørnø Havbrug, DHI & DTU Aqua 2021⁵¹).

4.5 Konsekvensvurdering for naturtyper

4.2I henhold til basisanalyserne er der ikke opnået gunstig bevaringsstatus i nogle af de marine Natura 2000-områder. En konsekvensvurdering af et nyt havbrug i områder, hvor den primære årsag til områdernes manglende målopfyldelse, jf. basisanalyserne, er eutrofiering, vil i princippet i sig selv kunne begrunde en afvisning af det nye havbrug. Det fremgår imidlertid af nærværende opgavebeskrivelse, at der skal ske en selvstændig konsekvensvurdering af de eksisterende havbrug uanset, at det er velkendt, at der ikke er gunstig bevaringsstatus i nogle af de berørte Natura 2000-områder. Habitatdirektivet fastlægger ikke nogen særlig *fremgangsmåde* for vurderingen i artikel 6, stk. 3. Formålet med vurderingen er dog at give vished om evt. skadelige virkninger for den omhandlede lokalitets integritet. Usikkerhed herom bør medføre afslag.

Havbrugene vil blive konsekvensvurderet i den nuværende situation (nutidsscenariet), hvor der ikke er opnået gunstig bevaringsstatus i nogen af de berørte Natura 2000-områder, og påvirkninger fra havbrug vil blive vurderet i relation til alle andre planer og projekter med tilsvarende påvirkningsmekanisme. Det vil for de indirekte påvirkningsmekanismer sige den øvrige belastning med næringsstoffer og for de direkte andre stedspecifikke presfaktorer. Påvirkning fra belastning med næringsstoffer og organisk materiale vil således blive vurderet både som en andel af den totale belastning med næringsstoffer og organisk materiale til Natura 2000-området og i den geografiske del af naturtypen, som den mekanistiske model viser vil blive påvirket af tab af næringsstoffer og organisk materiale fra havbrug. Påvirkningen vil blive vurderet sæsonspecifikt, da udledningerne varierer over året. Tilsvarende vil der for de direkte påvirkningsmekanismer blive foretaget en vurdering af andelen af naturtypernes areal, der bliver påvirket af det specifikke havbrug som beskrevet af den mekanistiske model. Påvirkningerne fra havbrug vil blive modelleret som marginaleffekter, dvs. de ændringer i påvirkninger havbrugene medfører enkeltvis og kumuleret som beskrevet i afsnit 4.2.

Vurdering af påvirkningens omfang og betydning i den nuværende situation vil tage udgangspunkt i en konkret vurdering for hver naturtype baseret på vurderingskriterier beskrevet i 4.3 og 5. Til vurdering af direkte og indirekte påvirkninger på naturtyper vil vi bruge de 6 kriterier nævnt i afsnit 4.3. Til supplerende konkrete vurderinger af påvirkning af struktur og funktion kan der blive anvendt en række støtte-

parametre: Koncentrationer af DIN, DIP og klorofyl i vandfasen, sedimentation af C, N og P, sedimentets remineralisering af N og P og sedimentets glødetab (LOI). Støtteparametrene vil indgå som understøttende materiale til de konkrete vurderinger i den endelige konsekvensvurdering. Støtteparametrene fremgår under beskrivelse af relevante kriterier i afsnit 5.1 - 5.6.

Desuden vil scenarier under forhold med reduceret dansk kvælstofbelastning fra land bidrage til vurdering af, hvilken betydning havbrugene har for naturtypernes bevaringsstatus ved reducerede kvælstofudledninger, som repræsenterer et tilnærmet landsgennemsnit for indsatsbehov i 2. generationsvandplaner (2015-2021). Potentiel påvirkning fra havbrug i scenariet vil blive sammenholdt med potentiel påvirkning fra havbrug i nutidsscenariet. På baggrund af analysen vil det være muligt at estimere ændringen i marginaleffekten fra havbruget som resultat af en generel reduktion i kvælstofbelastningen til vandområdet og derved til at vurdere om havbrugsdrift vil forhindre gunstig bevaringsstatus.

I forbindelse med Habitatdirektivets væsentlighedsbegreb skal der som udgangspunkt være tale om en *konkret vurdering*, idet der ikke kan anvendes "skøn under regel". Givet de eksisterende definitioner af naturtyperne, deres kortlægning, dokumentation i form af konkrete monitoringsdata og informationer om forventet sammensætning af plante- og dyreliv i gunstig bevaringsstatus, vil påvirkning af en naturtypes integritet bero på en konkret vurdering baseret på den specifikke naturtype og naturtypens lokalitet.

Det understreges, at alle vurderinger (inkl. kumuleret påvirkning og hindring/opnåelse af gunstig bevaringsstatus) baseret på modellering, kriterier og besigtigelse (som beskrevet i dette notat), vil blive understøttet af ekspertvurderinger, der forholder sig til den eventuelt identificerede konkrete påvirkning og skade af naturtyper og arter.

4.6 Beskyttede arter

For de udpegede arter vil de direkte påvirkninger primært være relateret til forstyrrelse (se afsnit 5.6).

Forringelse af levesteder og fourageringsmuligheder vurderes ud fra kriterier for direkte og indirekte effekter som introduceret i afsnit 4.3 og afsnit 5.

4.7 Evaluering

Vurderingskriterier og støtteparametre har ved udarbejdning af notatet, ikke været afprøvet i praksis gennem modellering og evt. efterfølgende verificering i feltundersøgelser. Ligeledes har konkret vurdering i forhold til f.eks. sammensætning af plante- og dyreliv på stenrev med baggrund i monitoringsdata fra udvalgte stenrev heller ikke været gennemført i praksis. Der vil derfor være behov for en evaluering af vurderingskriterierne efter, at de første konsekvensvurderinger er gennemført. Denne evaluering kan resultere i, at kriterierne og metode til konkret vurdering må justeres.

5 Vurderingskriterier og støtteparametre

Vurderingskriterierne for påvirkning af naturtypernes struktur og funktion, og dermed et Natura 2000-områdes integritet, integrerer flere af de tidligere beskrevne indikatorer⁶ i et årsagsforløb, der kan lede til væsentlig påvirkning af struktur og funktion. Alle vurderingskriterier kan ikke nødvendigvis anvendes på alle naturtyper. *Mudder og sandflader blottet ved ebbe (1140)* vil f.eks. ikke kunne bedømmes meningsfuldt på baggrund af vurderingskriterie 2 (ilt 0-1m over bunden) og *stenrev (1170)* ikke på baggrund af vurderingskriterie 3 (organisk berigelse af sedimentet), da sediment er defineret ved at bestå af løse, usammenkittede partikler og kriteriet derfor principielt ikke kan finde anvendelse på stenrev. Vurderingskriteriet inddrages dog med nødvendige forbehold ved vurdering af stenrev og støttes af kriteriet for sedimentation (mekanisk begravelse).

I det omfang vurderingskriterierne ikke kan anvendes på specifikke naturtyper, vil der være behov for supplerende støtteparametre (også betegnet indikatorer⁶). Ligeledes kan støtteparametre belyse potentielle påvirkninger, der ikke fremgår entydigt af vurderingskriterierne eller hvor vurderingskriterierne ligger tæt på grænseværdier. Der kan for nogle støtteparametre etableres korrelationer til potentiel påvirkning af eller skade på struktur og funktion, f.eks. sammenhæng mellem epifytvækst på ålegræs og DIN/DIP, men støtteparametrene vil ikke i sig selv nødvendigvis kunne omsættes til kriterier med grænseværdier for påvirkning. Andre støtteparametre vil være lokalitetsspecifikke og kan ikke nødvendigvis gøres generiske på tværs af andre styrende parametre og naturtyper.

Der er for støtteparameteren *koncentrationer af DIN og DIP i vandfasen* foreslået nogle grænseværdier i udbudsmaterialet (1-3 μ DIP/L og 10-20 μ DIN/L). I den konkrete analyse vil der blive anvendt halvmætningskonstanter for optag af næringsstoffer i overensstemmelse med udbudsmaterialet. Der er stor variation i effektiviteten af næringsoptag i fytoplankton ved lave koncentrationer, men typisk tages der udgangspunkt i de koncentrationer, hvor kiselalger kan opnå 50% af deres maksimale optag (de såkaldte halvmætningskonstanter). Derfor er disse værdier anvendt. Halvmætningskoncentrationen for DIN og DIP er bestemt på basis af flere undersøgelser^{11,12,13,14,15,16}.

5.1 Vurderingskriterie 1 – Lys ved havbunden

Lys ved bunden har direkte effekt på økosystemets struktur og funktion, idet alle bentiske primærproducenter har behov for lys. Lysbehov varierer mellem ålegræs, epibentiske mikroalger og makroalger og mellem hovedgrupper af makroalger (f.eks. grønalger, brunalger og rødalger), men uden den rette mængde lys påvirkes vegetationens tæthed, diversitet og dybdegrænse negativt. Tæthed, diversitet og dybdegrænsen af den bentiske vegetation påvirker fauna-sammensætningen og det pelagiske liv, og tilstedeværelsen af bentisk vegetation er derfor definerende for det bentiske økosystem. Lys til bunden er således et nøglekriterie i forhold til udvikling af havbundens strukturelle sammensætning og dermed naturtypernes integritet, struktur, funktion og gunstige bevaringsstatus.

Ved havbrugsdrift vil fiskenes metabolisme og den følgende udskillelse af affaldsstoffer over gællerne sammen med mineralisering af fækalier og foderrester tilført sedimentet potentielt kunne medføre forøgede koncentrationer af uorganiske næringsstoffer i vandet. Havbrugsdrift kan derfor medføre en eutrofiering af det omgivende miljø. Eutrofiering med deraf forøgede koncentrationer af uorganiske næringsstoffer i det omgivende miljø kan påvirke den pelagiske primærproduktion samt koncentration af planteplankton og derved forringe lysforholdene i vandet og ved bunden og derved påvirke den bentiske makrovegetation som makroalger og ålegræs².

5.1.1 Kriterier for lys ved havbunden

Vækstforhold for ålegræs kan defineres i fem kategorier¹⁷: 1) Meget dårlig, 2) dårlig, 3) begrænset, 4) god og 5) meget god. Disse kategorier er defineret for en række forskellige abiotiske og biotiske parametre, hvoraf den gennemsnitlige lysintensitet igennem vækstperioden fra marts-september er en af de abiotiske parametre. Så længe det bentiske lys befinder sig i kategori 4 eller 5, vil ændringer i lys som følge af havbrugsdrift ikke påvirke ålegræsset struktur og funktion i de områder, hvor der er eller burde være ålegræs. Så længe havbrugsdrift ikke resulterer i gennemsnitlige lysintensiteter under 300 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (gennemsnitlige lysintensitet ved bunden igennem vækstsæsonen) i de områder, hvor der i dag er observeret ålegræs eller i de områder, som modsvarer dybdegrænsemålet for god økologisk tilstand defineret i Vandrammedirektivet, kan der ikke være lysdæmpningsbetinget påvirkning eller skade¹⁷. Det bemærkes, at lysintensiteter på 300 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ repræsenterer lyskravet for reetablering af ålegræs (f.eks. ved rekolonisering mod dybdegrænsen) og derfor er konservativt i forhold til etablerede vegetationssamfund også for andre arter og samfund end ålegræs⁵³⁻⁶³. 300 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ udgør ca. 85% af overfladelyset på 350 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Lysforholdene ved bunden (og vegetationens lyskrav) vil dog variere med vanddybden. Grænsen for en væsentlig påvirkning vil derfor også variere med dybden. Ved grænsen på 300 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (gennemsnitlige lysintensitet ved bunden igennem vækstsæsonen) udgør en ændring på 5-10 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (som

foreslået i udbuddets Bilag 1b – Krav til modelleringer) til en gennemsnitlig ændring på 1,7%-3,3%, eller i gennemsnit en ændring på 2,5%.

Det er ikke muligt at definere kategorier for vækst af makroalger på samme måde som for ålegræs. Dette skyldes især, at makroalger dækker tre forskellige hovedgrupper, grønalger, brunalger og rødalger, med varierende lysbehov. Da ålegræs imidlertid kan betragtes som en af de mere følsomme bentiske primærproducenter¹⁷, kan ålegræs benyttes til at sætte grænsen for generel påvirkning af bentisk vegetation. Ved at fastholde en påvirkningsgrænse på 2,5% sikres, at påvirkninger af lysudskygning på makroalger på større vanddybder kan vurderes sideløbende og konservativt¹⁷.

Reduktioner på >2,5% af lyset ved bunden i områder med maksimal gennemsnitlig lysintensitet ved bunden igennem vækstsæsonen på $300 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ vil således blive anvendt som kriteriet for lyspåvirkninger på bundvegetationen (ålegræs, makroalger og mikrobentiske alger).

Kriteriet på >2,5% reduktion af lyset ved bunden anvendes dog kun ud til dybdegrænsen for større løvformede makroalger (f.eks. *Delileseria sp.*). Dybdegrænsen for makroalger, og derved dybden hvortil kriteriet anvendes, defineres ved den dybde hvor lyset ved bunden udgør 5% af overfladelyset, eller $17,5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, modsvarende lyskompensationspunktet for en række arter og vegetationssamfund⁵³⁻⁶³. Under denne grænse vil der ikke være nogen effekt af yderligere lysreduktion¹⁸. De foreslåede kriterier er samlet Tabel 1.

Tabel 1 Kriterier for lys ved bunden (gennemsnit for vækstsæsonen marts-september) til brug for vurdering af mulige påvirkning af reduktioner i lys ved havbunden på struktur og funktion.

Lys ved havbunden		
Interval 1- Ingen vegetation	Interval 2- Potentiell lysbegrænsning	Interval 3 – Lysmættet
$< 17,5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (5% af overfladelys)	$17,5 - 300 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$	$>300 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (85% af overfladelys)
Ingen påvirkning	Påvirkning ved >2,5% reduktion af lyset ved bunden	Ingen påvirkning

Som støtteparametre anvendes: Modellerede ændringer i koncentrationer af DIN og DIP i vandfasen, i koncentration af klorofyl i vandfasen.

5.2 Vurderingskriterie 2 – Ilt i bundvandet (0-1 m over bunden)

Ilt har direkte effekt på økosystemets struktur og funktion. Ved lettere iltsvind indtræffer subletale påvirkninger, hvor organismer ændrer adfærd (f.eks. søger væk/søger mod mere iltholdigt vand) og hvor vækst, reproduktion og metabolisme påvirkes. Ved kraftigere iltsvind øges dødeligheden af både dyr og planter. Udover direkte påvirkning af større organismer vil iltsvind også påvirke mikrobielle samfund og den generelle stofomsætning^{18,19} og dermed have indirekte effekt på især bentiske habitater. Iltsvind påvirker alle akvatiske systemer, men de specifikke grænser for hvornår påvirkninger observeres, afhænger af en række miljømæssige forhold, hvoraf især temperatur og sulfidkoncentrationer er centrale. Effekten af lave iltkoncentrationer vil stige med højere temperaturer og højere sulfidkoncentrationer. Derudover vil påvirkninger fra iltsvind i nogen grad også afhænge af, hvor "stresset" økosystemet i forvejen er f.eks. som følge af lav/svingende salinitet mm, idet stressede systemer ofte består af "robuste" arter, som kan tåle lavere iltkoncentrationer end mindre robuste arter. Der er således forhold der både øger og reducerer økosystemets robusthed. De fleste organismer kan tåle kortere perioder med lave iltkoncentrationer, og vil kunne genoptage normale funktioner, når iltforholdene forbedres. Andre organismer kan ikke tåle selv korte perioder med lave iltkoncentrationer. Effekten af iltsvind afhænger derfor også af hvor lang tid, organismene eksponeres for lave iltkoncentrationer.

Havbrug kan både direkte og indirekte øge iltforbruget i sedimentet og dermed potentielt påvirke iltkoncentrationen i bundvandet. Den direkte påvirkning stammer fra sedimentation af organisk materiale

(foderrester og fiskefækali) fra havbruget til havbunden under og i nærheden af havbruget, som under nedbrydning vil forbruge ilt. Derudover udledes uorganiske næringsstoffer fra havbrugsdrift, som kan optages af fytoplankton. Nedbrydningen af dødt, sedimenterende fytoplankton er ligeledes en iltforbrugende proces (indirekte påvirkning). Den primære iltforbrugende nedbrydning sker i størst omfang i bundvandet og det vil være her potentielle påvirkninger fra havbrug på iltkoncentration vil være størst.

5.2.1 Kriterier for ilt i bundvandet (0-1 m over havbunden)

Effekten af lave ilt-niveauer på marine organismer (både dyr og planter) afhænger af organismernes fysiologiske tilpasning, herunder f.eks. muligheden for ændring i respiration, fysisk beskyttelse, effektiv iltekstrahering osv. Organismernes forskellige strategier og tilpasning betyder, at der er en stor spændvidde i de ilt-niveauer der medfører sub-letale eller letale påvirkninger på marine organismer, hvilket igen resulterer i en stor spændvidde i tærskelværdier for, hvornår påvirkninger af lave iltspændinger kan observeres. Traditionelt bruges to typer af indikatorer for påvirkninger fra iltvind: 1) Den koncentration, hvor 50% af en given bestand viser henholdsvis sub-letale (SLC_{50}) eller letale (LC_{50}) påvirkninger; 2) Det tidsinterval (LT_{50}), hvor 50% af en given bestand dør efter eksponering til lave iltkoncentrationer. Værdier for LC_{50} er ofte fremkommet i laboratorieforsøg ved konstant iltkoncentration, men kan antages at være sammenlignelige med monitoringsdata for iltkoncentrationer repræsenterende en middelkoncentration over et tidsrum. LT_{50} indikatoren kræver viden om eksponeringstiden på en tidsskala <1 døgn, hvilket betyder, at den ofte ikke er anvendelig ift. monitoringsdata. Derimod kan den anvendes, når man har modellerede iltkoncentrationer, da tidsopløsning her ofte er tilstrækkelig høj. De to indikatorer supplerer hinanden og vil begge blive anvendt som vurderingskriterie.

Traditionelt anvendes en LC_{50} -tærskelværdi på 2 mg/L til at betegne kraftig hypoxi²⁰. Ved dette niveau kan man se påvirkninger på fisk og mange bunddyr. En omfattende og meget citeret metaanalyse¹⁹ viser imidlertid, at denne grænseværdi kan bruges til at karakterisere egentligt "døde zoner", men er for lav til at reflektere f.eks. øget iltvind-induceret bundfauna dødelighed og ændringer i biodiversitet¹⁹. Metaanalysen er den til dato mest omfattende undersøgelse af effekt-niveauer af lave iltspændinger og de valgte vurderingskriterier for ilt er baseret på resultaterne fra denne analyse. Vurderingskriteriet er baseret på rationale om, at påvirkninger af ændringer i ilt afhænger af iltkoncentrationen. Således forventes en mindre ændring i iltkoncentration ikke at have betydning, hvis vandet er tæt på at være fuldt iltmættet, hvorimod samme ændring har stor relativ betydning i situationer med hypoxi.

En gennemsnitlige iltkoncentration ved bunden på 5 mg/L vil således blive anvendt som grænsen, hvorunder en ændring på 10% i iltkoncentrationen ved bunden vurderes at have virkning på struktur og funktion. Kriteriet på 10% er baseret på den kumulerede fordeling af LC_{50} værdier fra mere end 200 arter af benthiske organismer¹⁹. Som støtteparameter inddrages endvidere ændringer af iltkoncentrationen, ved ilt > 5 mg/L.

De foreslåede kriterier er samlet i Tabel 2.

Tabel 2 Kriterier for iltkoncentration til brug for vurdering af mulige påvirkninger af iltsvind 0-1 m over havbunden på struktur og funktion.

Effekt af ændring af iltkoncentration for struktur og funktion	Grænseværdi for effekt af ændring af iltkoncentration (ugentligt gennemsnit)	Beskrivelse af effekt på biodiversitet
Ikke påvirkning	> 5 mg/L: uafhængigt af ændring	Fisk kan migrere væk, reversibel adfærdssændring for infauna. Øget dødelighed for de 5% mest følsomme arter
Ikke påvirkning	< 5 mg/L: <10% reduktion	-
Påvirkning	< 5 mg/L: >10% reduktion	Øget dødelighed for følsomme semi-resistente arter, mobile arter forsvinder. Ved iltkoncentrationer < 2 mg/L, øget dødelighed for mange arter

Vurderingskriterier for ilt i bundvandet, som beskrevet i Tabel 2, er repræsentative for situationer uden store udsving i iltkoncentrationen. Imidlertid øges dødeligheden betragteligt, hvis iltkoncentrationen bliver meget lav i en kort periode også selvom en evt. gennemsnitskoncentration ikke er faretruende lav (situation med store udsving). Vurdering af mulige påvirkninger i situationer med hypoxi i kortere perioder, håndteres af vurderingskriterier baseret på LT₅₀. Kriterierne (se Tabel 4.3) er baseret på en metaanalyse af LT₅₀-eksperimenter, hvoraf hovedparten er lavet ved koncentrationer < 2 mg/L, en vandtemperatur på ca. 10 °C og uden sulfid. Metaanalysen dækker en taksonomisk bred vifte af bundlevende dyr.

Tabel 3 Kriterier for påvirkninger i periode med lave (< 2 mg/L) iltkoncentrationer til brug for vurdering af påvirkninger på struktur og funktion.

Effekt af tid med lav (< 2 mg/L) iltkoncentration	Varighed af ekstrahændelser med < 2 mg/L iltkoncentration
Ikke påvirkning	< = 2 timer pr hændelse
Påvirkning	>2 timer pr hændelse

5.3 Vurderingskriterie 3 – Organisk berigelse af sedimentet

Organisk berigelse af sedimentet kan føre til ændringer i de fysiske og kemiske forhold i sedimentet, hvilke kan have en effekt på sammensætningen af bunddyrssamfundene både i forhold til artsammensætning og artsdiversiteten, ligesom rodfæstet vegetation kan blive påvirket. Bunddyrssamfundene er således tilpasset de fysiske og kemiske forhold i sedimentet. De fysiske forhold i sedimentet, som har stor betydning for artsammensætningen, er kornstørrelse, hyppigheden af resuspension, ventilation af sedimentet samt lysforholdene ved bunden. Dertil kommer de kemiske forhold, som også har betydning for bundfaunaens sammensætning. Her er det specielt fordelingen af organisk materiale, dets omsættelighed og egnethed som føde for bunddyrene, der har betydning samt forekomsten af iltsvind og svovlbrinte samt deres dybdezoner i sedimentet der har afgørende betydning for bundforholdene.

En veldokumenteret miljøeffekt ved havbrugsproduktion² er organisk berigelse af sedimenter under og omkring opdrætsbure grundet deponering af fiskefækali og foderrester. Dertil kommer organisk berigelse i et større område som følge af omsætning og sedimentation af frigivne næringsstoffer fra havbrug. Den organisk berigelse af sedimentet ændrer bundforholdene og kan dermed påvirke benthiske habitater og ændre geokemien og infauna sammensætningen²¹, hvilket potentielt kan have indvirkning på naturtypens struktur og funktion.

5.3.1 Kriterier for effekt af organisk berigelse af sedimentet

Skæbnen af det partikulære tab til sedimentet, samt effekten på sedimentforhold og havbundens organismer, afhænger af tilførselsintensitet, af strøm- og bølgepåvirkning og naturlige fiskebestande, som kan fouragere under havbrug. Hvis den organiske tilførsel overstiger den assimilative kapacitet i sedimentet og overstiger fjernelsen af organisk materiale ved resuspension og de naturlige fiskebestandes fødeoptag, vil der ske en løbende ophobning af organisk stof, øget iltforbrug og udvikling af sulfid i sedimentet⁵¹ under og omkring havbruget.

Målinger af pH, redoxpotentiale og total fri sulfid-koncentration (S^{2-}) i sedimentets øverste 0-2 cm er blevet foreslået som indikator for klassifikation af organisk berigelse af sedimenter i forbindelse med akvakulturproduktion^{21,22,23}. Klassifikationer for berigelsen baseret på sulfidkoncentrationen er vist i **Er-ror! Reference source not found.** Det bemærkes at at koncentrationsniveauerne i Cranford et al. (2020) angiver 'opløst sulfid'.

Tabel 4 Klassifikationskategorier for bundforholdene og dertilhørende grænseværdier for total fri sulfid (S^{2-}) koncentrationer i de øverste 0-2 cm af marine sedimenter.

Reference	Klassifikation	Sulfidkoncentration (μM)
Cranford et al. 2020 ²⁰	Høj	<75
	God	75-250
	Moderat	250-500
	Ringe	500-1100
	Dårlig	>1100

Baseret på klassificering af "økologisk tilstand" af organisk berigede sedimenter under akvakulturanlæg i relation til diversitet af bunddyrssamfund og total (fri) sulfidkoncentration kan sulfidkoncentrationer >300 μM betragtes som have en påvirkning, uafhængig af varigheden af ændringen.

Sedimentets iltforbrug øges ved organisk berigelse. Ved feltmålinger ved havbrug med organisk berigede sedimenter, er en sulfidkoncentration på 300 μM således opgjort til at modsvare et iltforbrug på 29 ml $O_2/m^2/time$ eller 1 g $O_2/m^2/dag$ ²². Et iltforbrug på 1 g $O_2/m^2/dag$ repræsenterer ligeledes øvre grænse for observeret iltforbrug i upåvirket sediment, i Horsens Fjord i sommermånederne⁵¹ og Århus Bugt⁵².

Et ugentligt gennemsnitligt iltforbrug i sedimentet på 1 g $O_2/m^2/dag$ vil således blive anvendt som grænsen for hvornår der forekommer påvirkning ved havbrugsdrift, hvorover en gennemsnitlig øgning på 0,1 g $O_2/m^2/dag$ vurderes at have virkning på naturtypens struktur og funktion.

De foreslåede kriterier er samlet i Tabel 5.

Tabel 5 Kriterier for sedimentets iltforbrug, til vurdering af mulige påvirkninger af organisk berigelse af sedimentet på struktur og funktion.

Effekt af ændring af sedimentets iltforbrug for struktur og funktion	Grænseværdi for effekt af ændring af sedimentets iltforbrug (ugentligt gennemsnit)	Beskrivelse af effekt på biodiversitet
Ikke påvirkning	< 1 g $O_2/m^2/dag$: uafhængigt af ændring	Reversibel adfærd-ændring for infauna
Ikke påvirkning	> 1 g $O_2/m^2/dag$: < 0,1 g $O_2/m^2/dag$ forøgelse	-
Påvirkning	> 1 g $O_2/m^2/dag$: > 0,1 g $O_2/m^2/dag$ forøgelse	Øget dødelighed for hovedparten af arter

I forbindelse med feltinspektioner af bundforholdene vil sedimentets glødetab (LOI) blive målt i de af modellen udpegede områder med øget organisk berigelse.

Som støtteparametre anvendes: Modellerede ændringer i sedimentation af C/N/P, i sedimentets remineralisering af N og P og i sedimentets glødetab (LOI).

5.4 Vurderingskriterie 4 – Sedimentation (mekanisk begravelse)

Direkte effekt på struktur og funktion af naturtyper forårsaget af mekanisk begravelse fra havbrugsdrift defineres for *bunddyr*, som området/arealet, hvor sedimentation af (organisk) materiale fra havbruget, dvs. den mekaniske begravelse, overstiger 10 mm øjeblikkelig lagtykkelse (uafhængigt af varighed af begravelsen) i løbet af produktionssæsonen.

Direkte påvirkninger på bundplanter defineres som området/arealet, hvor det sedimenterede lag af (organisk) materiale fra havbruget overstiger 10 mm for *makroalger og blomsterplanter (ålegræs)* i 10 sammenhængende døgn i løbet af produktionssæsonen, inden resuspension ved strøm og bølger fjerner dele eller hele det sedimenterede lag fra lokaliteten.

Kriterier for påvirkning af bunddyr, makroalger og ålegræs forårsaget af den mekaniske påvirkning fra sedimentation af (organisk) materiale fra havbruget er baseret på omfattende litteraturstudier og ekspertvurderinger (bl.a. gennemført til VVM'en for Femern Bælt forbindelsen)³²⁻⁴². Det skal nævnes at litteraturstudiet for blomsterplanter resulterede i et kriterie på 50 mm (i 10 sammenhængende døgn), som blev anvendt i VVM for Femern Bælt forbindelsen, men af forsigtighedshensyn anvendes her samme grænse på 10 mm for både makroalger og ålegræs.

Det skal understreges, at ovenstående direkte mekanisk påvirkning fra sedimentation kun adresserer den direkte mekaniske "begravelse" og ikke de indirekte biogeokemiske påvirkninger på sedimentoverfladen og i bundvand (se senere, specielt i afsnit 5.3).

Sedimentationen fra havbrugene vil være lokalitetsspecifik og afhænge af lokale hydrodynamiske forhold og havbrugets vilkår og bestemmes som funktion af modelleringen og den efterfølgende verificering på lokaliteten under feltmålingerne.

5.5 Vurderingskriterie 5 – Koncentration af medicin og hjælpestoffer

Medicin og hjælpestoffer er toksiske forbindelser, der kan udvise akut giftighed overfor organismer, der lever i vand, selv ved subletale koncentrationer og dermed potentielt forårsage ændringer i struktur og funktion. Endvidere kan visse medicin- og hjælpestoffer koncentrerer gennem fødekæderne og potentielt true udpegede arter.

I dansk havbrugsdrift anvendes antifoulingsmidler og i nogle produktionssæsoner medicin, der for begge komponenter kan tages til det omgivende miljø. Antifoulingsmidler anvendes til at reducere begroning på havbrugsnettene, så vækst af alger og muslinger ikke hæmmer tilførslen af iltigt vand til fiskene. Antifoulingsmidler indeholder typisk kobber i form af kobberoxid samt zinkoxid og jernoxid. Jern er miljømæssigt uproblematisk og zinkoxid er mindre toksisk og anvendes i mindre mængder end kobberoxid.

Ved udsætning om foråret skal fiskene være vaccinerede mod vibriose, furunkulose og rødmundsyge. Hvis der opstår sygdom i løbet af produktionen, anvendes der medicin, som er godkendt til fiskeopdræt, efter ordination af tilknyttet dyrlæge. De godkendte præparater er Oxolinylsyre (CAS nr. 14698-29-4) samt Tribissen, som består af sulfadiazin (CAS nr. 68-35-9) og trimethoprim (CAS nr. 738-70-5). Behandling sker typisk over 7-10 dage, hvor medicinen er tilsat speciallavet foder. Behandlingsdosis

følger anbefalingerne for medicinering, som angivet i Lægemiddelstyrelsens datablade for Branzil og Tribriksen Forte^{22,23}.

5.5.1 Kriterier for medicin og hjælpestoffer

Formålet med at vurdere anvendelsen af medicin og hjælpestoffer er, iht BEK nr. 1433 af 21/11/2017 at sikre at:

- at udledningen ikke medfører overskridelse af miljøkvalitetskrav
- at udledningen ikke hindrer opfyldelse af de miljømål for overfladevandområder, som fremgår af bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster
- at udledningen ikke hindrer opfyldelse af de miljømål for havområder, som er fastsat i medfør af lov om havstrategi,
- at udledningen ikke medfører øget forurening
- at koncentrationen for stoffer, der har tendens til at blive
- at der ikke sker smagsforringende påvirkning af fisk og skaldyr som følge af udledningen (ikke relevant).

Hermed sikres at anvendelse af medicin og hjælpestoffer ikke medfører skade på Natura 2000 – områdernes udpegningsgrundlag.

Koncentrationer af oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim vil blive modelleret og da de nævnte stoffer ikke er naturligt forekommende stoffer i havmiljøet og forudsat, at området omkring havbruget er upåvirket af andre kilder, repræsenterer de modellerede koncentrationer de absolutte koncentrationer. For kobber repræsenterer de modellerede koncentrationer *tilføjede* koncentrationer, dvs. overkoncentrationer i forhold til den naturlige baggrundskoncentration, da kobber er et naturligt forekommende grundstof i havvand.

Af Miljøstyrelsens hjemmeside (<https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-renser-vi-det/miljoekvalitetskrav-for-overfladevand/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/>) fremgår:

“En i forvejen forekommende koncentration i et vandområde er udtryk for summen af den naturlige baggrundskoncentration og de koncentrationsbidrag, der stammer fra menneskeskabte kilder, der allerede er til vandområdet, før en eventuel ny udledning. For stoffer, bl.a. metaller, hvor miljøkvalitetskravet er fastsat som 'tilføjet værdi', vil det f.eks. sige, at den i forvejen forekommende koncentration i vandmiljøet plus koncentrationsbidraget i vandmiljøet fra en eventuel ny udledning ikke må overstige summen af den naturlige baggrundskoncentration og den 'tilføjede værdi.’”

BEK nr. 1625 af 19/12/2017²⁴ fastsætter miljøkvalitetskrav for medikamenter anvendt i havbrug. Kravene omfatter to miljøkvalitetskrav, det generelle kvalitetskrav (Miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit²⁵) og maksimumkoncentration (Miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration²⁵), hvor det generelle kvalitetskrav beskytter vandmiljøet mod kroniske virkninger, mens maksimumkoncentrationen beskytter mod en akut virkning i forbindelse med en korttidsudledning. Kravene er angivet i Tabel 6 og Tabel 7.

Tabel 6 Miljøkvalitetskrav for oxolinsyre, sulfadiazin og trimethoprim i det marine vandmiljø. For det generelle kvalitetskrav gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer. For maksimumkoncentrationen gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration)²⁴.

Stof	Generelt kvalitetskrav (µg/L)	Maksimumkoncentration (µg/L)
Oxolinsyre	15	18
Sulfadiazin	4,6	14
Trimethoprim	10	160

Tabel 7 Miljøkvalitetskrav for kobber i det marine vandmiljø. For VKK gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (generelt kvalitetskrav). Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer. For KVKK gælder at denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration)²⁷ (*kvalitetskravet angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration.)

Stof	Generelt kvalitetskrav (µg/L)	Maksimumkoncentration (µg/L)
Kobber (µg/L)	1 (tilføjet) 4,9*	2 (tilføjet) 4,9*

Der er for kobber ikke fastsat miljøkvalitetskrav for sediment eller biota. Af § 6 stk.1 punkt 5 i BEK nr 1433 af 21/11/2017 fremgår dog at godkendelsesmyndigheden skal fastsætte udlederkrav, der sikrer *“at koncentrationen for stoffer, der har tendens til at blive akkumuleret i sedimenter eller biota (red.), ikke stiger i væsentlig grad i sedimenter og relevant biota”*. Til at vurdere, om kobberkoncentrationer i sedimentet påvirker bunddyrssamfund, anvendes derfor såkaldte kriterier for sedimentkvalitet. De værdier, som er udviklet på basis af NOAA's store datasæt (mere end 40.000 synoptiske data for metalkoncentrationer, sammensætning af bundfauna og sedimentets giftighed i standardiserede test), er de mest anvendte og pålidelige, bl.a. fordi der er fuld åbenhed om beregningerne. De mest almindeligt anvendte effekt-baserede kriterier²⁶ er Effect Range Low (ERL = 34 mg Cu pr kg tørvægt sediment), som angiver grænsen, hvorunder kan det ikke forventes påvirkninger på bundfaunaen og Effect Range Medium (ERM = 270 mg Cu pr kg tørvægt sediment), hvorover der med stor sikkerhed kan forventes påvirkninger på bundfaunaen.

5.6 Vurderingskriterie 6 – Forstyrrelse af fugle og havpattedyr

I modsætning til påvirkninger på naturtyper, hvor tab af integritet kan relateres til naturtypens funktionalitet og areal, skal indvirkning på dyr i højere grad vurderes i forhold til lokale bestande i relevante Natura 2000 – områder, og bevaringsmål som beskrevet i basisanalyserne. Virkning på havpattedyr og fugle vurderes således ud fra virkninger på bestemte funktioner i et område, såsom dets funktion som yngle- eller rasteområde. Kriterierne for påvirkning af havpattedyr og fugle defineres således som funktion af tab af levesteder som resultat af fysisk forstyrrelse, ligesom forringelse af naturtyper kan medføre potentielle ændringer i fourageringsmuligheder og fødetilgængelighed for fugle og pattedyr f.eks. biomasse og/eller dækningsgrad af blåmuslinger som kan påvirke dykænder som edderfugl, der fouragerer på blåmuslinger. Endvidere vurderes om mulige identificerede ændringer i struktur og funktion kan have virkning på fugle og havpattedyr fourageringsmuligheder eller levesteder. Kriterierne er

således formuleret med det formål at dokumentere eller udelukke at havbrugsdriften medfører forstyrrelse med skadelig virkning for arten eller bestanden.

5.6.1 Havpattedyr

Støj fra danske havbrug kan omfatte lyde, der spænder fra hørbare til potentielt skadelige lyde, når det drejer sig om konstruktionsstøj. Virkningerne af støj spænder fra kortvarige adfærdsreaktioner og flugtaadfærd til dyrelydsmaskering og midlertidige/langvarige høretab²⁷.

Til at vurdere virkningen af støj fra havbrug, anvendes det laveste kriterie for støj, der kan medføre adfærdsmæssige reaktioner hos havpattedyr på 140 dB re1µPa_{2s} SEL²⁷. For marsvin er antaget, at en vis procentdel af tab af habitat svarer til en tilsvarende procentdel af individer i bestanden i det definerede område der forstyrres. For havpattedyr, inklusiv på Bilag IV arter, anvendes normalt en grænse på 1%^{28,29}. Imidlertid er denne sammenhæng kun reel, hvis havpattedyrene ikke er i stand til at bevæge sig eller undgå trusler, hvilket ikke er tilfældet for havbrug. Kriteriet er således sat som en forsigtighedsgrænse, der betragtes som den kritiske grænse for relativ forstyrrelse af individer i havpattedyrbestande^{28,29}. For sæler er den kritiske grænse for procentvis forstyrrelse af individer i den lokale bestand sat til 1,7%. Grænsen for sæler sættes ofte til 10% og kriteriet på 1,7% er derfor yderst konservativt³¹. Vurderingen tager således højde for varigheden af forstyrrelsen, havpattedyrs evne til at undgå denne samt risikoen for fortrængning for Natura 2000 – området. Vurderingen foretages således for havpattedyr i Natura 2000 – området.

5.6.2 Fugle

Generiske og standardiserede kriterier for indvirkning på fugle fastlægges ved hjælp af kriterier for indvirkning på ynglende vandfugle, ikke-ynglende vandfugle og trækfugle. Virkninger på bestemte funktioner i et område vurderes for det konkrete Natura 2000-område. Vurderingerne er baseret på produktionsforhold ved havbrug (sejlads, fodring, udlægning, høst osv.) sammenlignet med andre sejladsaktiviteter beskrevet ved AIS data (<https://www.soefartsstyrelsen.dk/sikkerhed-til-soes/sejladsinformation/ais-data>) og underbygget af ekspertvurdering, der overvejer alle relevante trusler i relation til mulige påvirkninger på lokale populationer og bevaringsstatus. Virkninger kan klassificeres som værende potentielt betydelige (væsentlige påvirkning kan ikke udelukkes), hvis følgende kriterie er opfyldt:

- Det samlede antal forstyrrede/fordrevne individer (som følge af havbrugsdrift) svarer til >1% af populationen i Natura 2000-området, medmindre det kan udelukkes, at forskydningen af >1% af populationen vil resultere i en reel populationseffekt for arten.
- Effektniveauer over og under det nævnte standardiserede kriterie vurderes altid specifikt for at udelukke alle væsentlige påvirkninger, ved at udføre en omfattende og underbygget ekspertvurdering, der overvejer alle relevante trusler i relation til relevante bestande og specifikke bevaringsmål.

Kriterier for fugle og havpattedyr er baseret på EU, HELCOM og OSPAR standarder⁴⁶⁻⁵⁰, fastsat for at sikre at marine aktiviteter ikke hindrer gunstig bevaringsstatus for havpattedyr og fugle.

6 Referencer

1. European Union (2018). Guidance on Aquaculture and Natura 2000. Sustainable aquaculture activities in the context of the Natura 2000 Network. doi:10.2779/34131
2. Taylor D, Schmedes PS, Thomsen F, Tuhuteru N & Skov H (2021). Environmental and ecological risks associated to net pen aquaculture in Danish coastal waters - a review Notat sendt til Miljøstyrelsen.
3. Miljøstyrelsen (2020). Habitatvejledningen. Vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. ISBN: 978-87-7038-248-9.
4. Bijlsma RJ, Agrillo E, Attorre F, Boitani I, Brunner A, Evans P, Foppen R, Gubbay S, Janssen JAM, van Kleunen A, Langhout W, Noordhuis R, Pacifici M, Ramírez I, Rondinini C, van Roomen M, Siepel H & Winther HV (2019). Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives, Technical report. Wageningen Environmental Research, Report no. 2948.
5. Ellwanger G, Runge S, Wagner M, Ackermann W, Neukirchen M, Frederking W, Müller C, Ssymank A & Sukopp U (2018). Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany. Nat. Conserv. 29: 57-78.
6. Petersen JK, Birkeland MJ & Larsen TC (2021). Habitatkonsekvensvurdering for havbrug. Valg af nøgleelementer og indikatorer for naturtyper og arter til habitatkonsekvensvurdering af havbrug. DHI Teknisk notat til Miljøstyrelsen.
7. DHI (2020). Forslag til planer og projekter der skal vurderes kumuleret med havbrug. Notat sendt til Miljøstyrelsen.
8. European Topic Centre for Biodiversity (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018
9. EU DG Environment (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2007-2012.
10. Taylor D, Schmedes PS, Thomsen F, Tuhuteru N & Skov H (2021). Environmental and ecological risks associated to net pen aquaculture in Danish coastal waters - a review. Notat sendt til Miljøstyrelsen.
11. Carpenter EJ & RRL Guillard (1971). Intraspecific differences in nitrate half-saturation constants for three species of marine phytoplankton. Ecology 52: 183-185.
12. Edwards KF, Thomas MK, Klausmeier CA & E Litchman (2012). Allometric scaling and taxonomic variation in nutrient utilization traits and maximum growth rate of phytoplankton. Limnol Oceanogr 57(2): 554-566.
13. Eppley RW, Rogers JN & JJ McCarty (1969). Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. Limnol Oceanogr 14: 912-920.
14. Litchman E, Edwards KF & CA Klausmeier (2015). Microbial resource utilization traits and trade-offs: implications for community structure, functioning, and biogeochemical impacts at present and in the future. Front Microbiol 6: 254. doi:10.3389/fmicb.2015.00254.
15. Smith SL, Yamanaka Y, Pahlow M & A Oschlies (2009). Optimal uptake kinetics: physiological acclimation explains the pattern of nitrate uptake by phytoplankton in the ocean. Mar Ecol Prog Ser 384: 1-12.
16. Marañon E, Cermeno, Lopez-Sandoval DC, Rodriguez-Ramos T, Sobrino, Huete-Ortega M, Blanco JM & Rodriguez (2013). Unimodal size scaling of phytoplankton growth and the size dependence of nutrient uptake and use. Ecology Letters 16: 371-379.
17. Flindt MR, Rasmussen EK, Valdemarsen T, Erichsen AC, Kaas H & Canal-Vergés P (2016). Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. Ecological Modelling 338: 122-134.
18. Wright JJ, Konwar KM & Hallam SJ (2012). Microbial ecology of expanding oxygen minimum zones. Nat. Rev. Microbiol. 10(6): 381-394.

19. Vaquer-Sunyer R & Duarte CM (2008) Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *PNAS* 15(40): 15452–15457.
20. Cranford P, Brager L, Elvines D, Wong D, Law B (2020). A revised classification system describing the ecological quality status of organically enriched marine sediments based on total dissolved sulfides. *Marine Pollution Bulletin* 154; 111088 [https://doi.org/10.1016/j.marpol-bul.2020.111088](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111088)
21. Høgslund S, Carstensen J, Krause-Jensen D & Hansen JLS (2019). Sammenhænge i det marine miljø - Betydning af sedimentændringer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 323. <http://dce2.au.dk/pub/SR323.pdf>
22. Lægemiddelstyrelsen (2008).
23. Lægemiddelstyrelsen (2011).
24. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (BEK nr 1625 af 19/12/2017).
25. Bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder (BEK nr 1433 af 21/11/2017).
26. Buchman MF (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, 34 p.
27. Olesiuk PF, Nichol LM, Sowden MJ & Ford JK (2002). Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. *Marine Mammal Science*, 18(4): 843-862.
28. Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 2013.
29. The OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea, a contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010.
30. Powilleit M., Graf G., Klein J., Riethmüller R., Stockmann K., Wetzel M.A., Koop J.H.E. (2009). Experiments on the survival of six brackish macroinvertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems* 75, 441–451.
31. Essink K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments: options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, 69–80.
32. Maurer D., Keck R.T., Tinsman J.C., Leathem W.A., Wethe C., Lord C., Church T.M. (1986). Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: a synthesis. *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie* 71(1), 49–63.
33. Nichols J.A., Rowe G.T., Clifford C.H., Young R.A. (1978). In situ experiments on the burial of marine invertebrates. *Journal of Sedimentary Research* 48, 419–425.
34. Miller D.C., Muir C.L., Hauser O.A. (2002). Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering* 19, 211–232.
35. Anderson M.J., Ford R.B., Feary D.A., Honeywill C. (2004). Quantitative measures of sedimentation in an estuarine system and its relationship with intertidal soft-sediment infauna. *Marine Ecology Progress Series* 272, 33–48.
36. Montserrat F., Suykerbuyk W., Al-Busaidi R., van der Wal D., Bouma T.J., Herman P.M.J. (2010). Effect of mud sedimentation on lugworm ecosystem engineering. *Journal of Sea Research* 65(1), 170–181.
37. Chandrasekara W.U. and Frid C.L.J. (1998). A laboratory assessment of the survival and vertical movement of two epibenthic gastropod species: *Hydrobia ulvae* (Pennant) and *Littorina littorea* (Linnaeus), after burial. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 221, 191–207.
38. Chang B.D. and Levings C.D. (1978). Effects of burial on the heart cockle *Clinocardium nuttallii* and the Dungeness crab *Cancer magister*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 7, 409–412.
39. Gibbs M. and Hewitt J. (2004). Effects of sedimentation on macrofaunal communities: A synthesis of research studies for Arc. Prepared by NIWA for Auckland Regional Council. Auckland Regional Council Technical Report 2004/264.
40. Bolam S.G. (2011). Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Environmental Monitoring Assessment* 181, 13–27.

41. Hinchey E.K., Schaffner L.C., Hoar C.C., Bogt B.W., Batte L.P. (2006). Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: The importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia* 556, 85–98.
42. Turk T.R. and Risk M.J. (1981). Effect of sedimentation on infaunal invertebrate populations of Cobequid Bay, Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 38, 642–648.
43. Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdspapir fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet. Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri.
44. Kvælstofarbejdsgruppen (2012). Natur- og Landbrugskommissionen.
45. HELCOM (2018). Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear
46. Bird Life International (2020). Derogation from the protection of birds - EU Birds Directive, the Bern Convention and the African-Eurasian Waterbird Agreement.
47. Palialexis A., S. Korpinen, A. F. Rees, I. Mitchell, D. Micu, J. Gonzalvo, D. Damalas, M. Aissi, L. Avellan, A. Brind'Amour, A. Brunner, S. Camilleri, I. Carlén, D. Connor, M. Dagys, A. C. Cardoso, V. Dierschke, J-N. Druon, S. Engbo, M. Frederiksen, P. Gruszka, F. Haas, J. Haldin, N. Häubner, P. Heslenfeld, L. Koehler, S. Koschinski, V. Kousteni, M-L. Krawack, A. Kreutle, E. Lefkaditou, L. Lozys, L. Luigujoe, C. Lynam, C. Magliozzi, I. Makarenko, G. Meun, T. Moura, M. Pavičić, N. Probst, M. Salomidi, F. Somma, F. Svensson, K. Torn, K. Tsiamis, M. Tuaty-Guerra, *Species thresholds: Review of methods to support the EU Marine Strategy Framework Directive*, EUR 30680 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-36342-2, doi:10.2760/52931, JRC124947.
48. T Valdemarsen, E Kristensen, M Holmer (2009). Metabolic threshold and sulfide-buffering in diffusion controlled marine sediments impacted by continuous organic enrichment. *Biogeochemistry*.
49. Christensen, P.B et. al. (2000). Sediment mineralization, nutrient fluxes, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an estuarine fjord with sea cage trout farms. *AQUATIC MICROBIAL ECOLOGY*. Vol. 21: 73-84
50. Jørgensen, B.B. (1995). Stoftransport og stofomsætning i Arhus Bugt. Havforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 59.
51. Birkeland MJ & Petersen JK (2021). Habitatkonsekvensvurdering for havbrug. Forslag til løsning af opgave 1 – Hjørnø Havbrug. DHI Teknisk notat til Miljøstyrelsen.