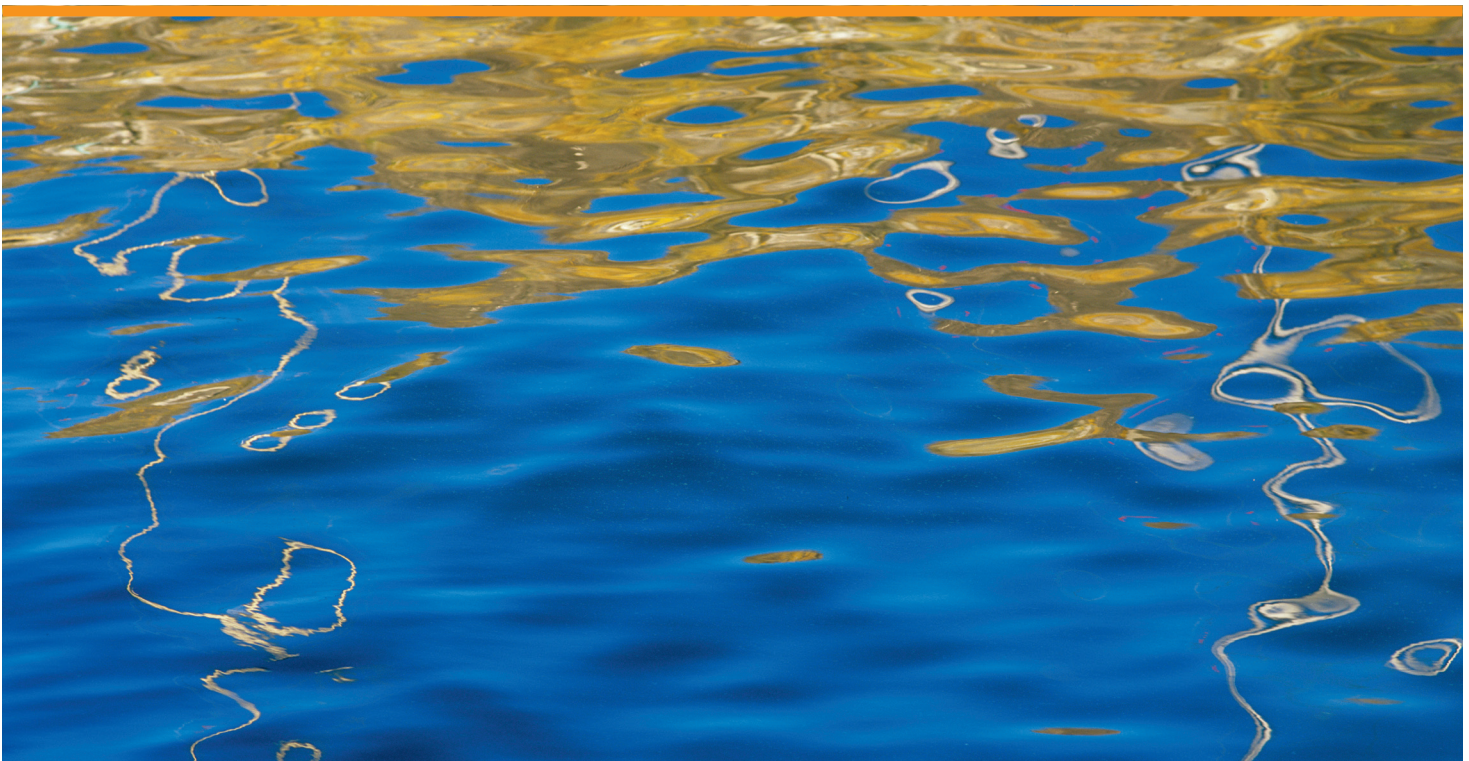


# Konsekvensvurdering af fiskeri efter østers i Nissum Bredning 2015/2016



**DTU Aqua-rapport nr. 303-2015**  
Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés,  
Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner  
og Jens Kjerulf Petersen

# **Konsekvensvurdering af fiskeri efter østers i Nissum Bredning 2015/2016**

**DTU Aqua-rapport nr. 302-2015**

Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés, Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner  
og Jens Kjerulf Petersen

## INDHOLDSFORTEGNELSE

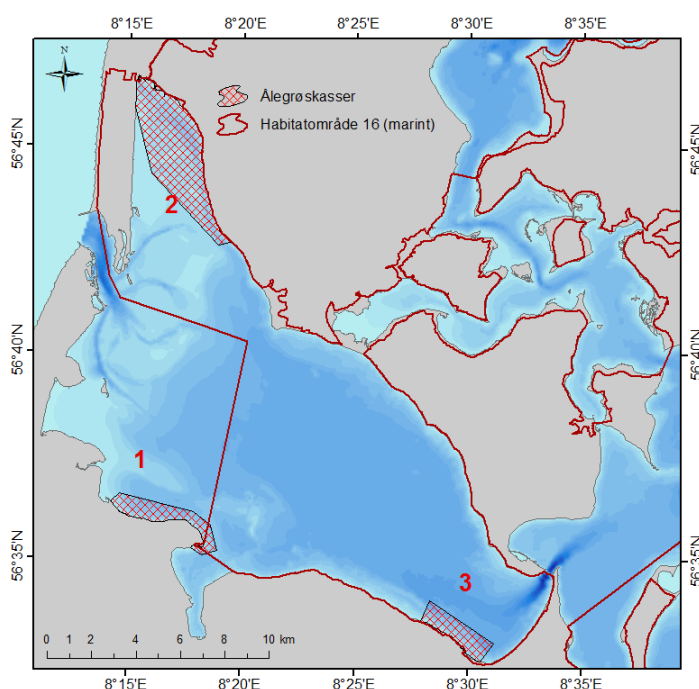
<b>RESUMÉ</b>	<b>5</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>7</b>
<b>2 FORVALTNINGSGRUNDLAG</b>	<b>8</b>
2.1 Fiskeplaner fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra Natur-Erhvervstyrelsen	8
2.2 Forvaltning af østersfiskeriet	8
<b>3 GENERELT OM NISSUM BREDNING</b>	<b>9</b>
<b>4 ÅLEGRÆS</b>	<b>11</b>
4.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	11
4.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	12
4.3 Data for ålegræs	13
4.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs	16
4.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på ålegræs	17
<b>5 MAKROALGER</b>	<b>20</b>
5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	20
5.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	21
5.3 Data for makroalger	22
5.4 Makroalger og sigtdybde	24
5.5 Fjernelse af substrat ved østersfiskeri	25
5.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	25
<b>6 EUROPÆISK FLAD ØSTERS</b>	<b>27</b>
6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af østers	27
6.2 Undersøgelse af østersbestanden i Limfjorden (2004-2015)	28
6.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på østers	29
<b>7 BUNDFAUNA</b>	<b>30</b>
7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	30
7.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	30
7.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna	32

<b>8</b>	<b>PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER</b>	<b>33</b>
8.1	Black box	33
8.2	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	34
8.3	Iltforhold	36
8.4	Konklusion for kumulative effekter	36
<b>9</b>	<b>ANDRE BESKYTTELSSES HENSYN</b>	<b>37</b>
9.1	Beskyttede fugle	37
9.2	Bilag IV-arter	38
<b>10</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>40</b>
<b>BILAG 1</b>		<b>46</b>
<b>BILAG 2</b>		<b>48</b>
<b>BILAG 3</b>		<b>49</b>
<b>BILAG 4</b>		<b>50</b>

## RESUMÉ

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter østers i Natura2000 området i Nissum Bredning (N28), som omfatter fuglebeskyttelsesområderne F23, F27, F28 og F39 samt habitatbeskyttelsesområde H28. På anmodning af NaturErhvervstyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri efter 150 t østers og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter i alt 150 t østers på vanddybder >5 m og udenfor 3 ålegræskasser (Figur R1) ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



**Figur R1.** Konsekvensvurderingens grundlag. Natura2000 område (N28) i Nissum Bredning. Ålegræskasserne er gældende for fiskerisæsonen 2015/2016.

Bestanden af østers i H28 var i 2015 på ca. 1.300 t på vanddybder >3 m, hvilket er en lille fremgang i forhold til 2014. Et fiskeri på 150 t østers i fiskerisæsonen 2015/2016 vil reducere bestanden i Nissum Bredning med 12%. DTU Aqua vurderer at et fiskeri på 150 t østers er bæredygtigt for østersbestanden og så længe kravene om max. antal fiskebåde på 30 i et område af gangen fastholdes, så vil østersfiskeriet ikke påvirke udpegningsgrundlaget.

Der blev fundet ålegræs på max. 4 m i Naturstyrelsens monitoring i 2014, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt ålegræsplanter ud til 5 m. På baggrund af de omfattende transektundersøgelser anbefaler DTU Aqua, at der etableres 3 ålegræskasser omfattende en beskyttelseszone på 300 m omkring spredte bede, og en dybdegrænse på 5 m i områder udenfor ålegræskasserne. Der er ved fastlæggelse af ålegræskasserne kun i begrænset omfang taget hensyn til enkelte frøspirede planter, da disse har en meget ringe chance for overlevelse i Nissum Bredning. Et fiskeri med østersskraber udenfor de foreslåede ålegræskasser på vanddybder >5 m vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Naturstyrelsen fandt makroalger på 5 m, som er den maksimale monitorerede dybde i 2014, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2014 fandt makroalger ud til 9 m. Makroalgesamfundene var domineret af den invasive sargassotang samt andre brunalger. DTU Aqua vurderer, at et østersfiskeri på vanddybder >5 m ikke vil overlappende væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Nissum Bredning. DTU Aqua vurderer ligeledes, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 30 i hvert produktionsområde.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et østersfiskeri efter 150 t, er estimeret til 7,4 km<sup>2</sup> svarende til 4,3% af arealet af H28 (Tabel R1).

Fiskerisæson	Mængde ton	Arealpåvirkning	
		km <sup>2</sup>	%
2015/2016	150	7,4	4,3

**Tabel R1.** Arealpåvirkning af det anmodede (150 t) østersfiskeri i fiskerisæsonen 2015/2016 i Nissum Bredning. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H28 på 274 km<sup>2</sup>.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 150 t østers i fiskerisæsonen 2015/2016 ikke vil påvirke de beskyttede muslinge-, fiske- og plantespisende fuglearter eller de beskyttede arter, stavsgild og spættet sæl.

Ved beregning af kumulative effekter er der for økosystemkomponenterne bundfauna og makroalger regnet med en gendannelsestid på hhv. 4 og 5 år. For ingen af økosystemkomponenterne overskrider de kumulerede arealpåvirkning 15% ved et fiskeri efter 150 t østers (Tabel R2). Der er i beregningerne taget højde for makroalgernes heterogene fordeling.

	Gendannelsestid (år)	2011/12	2012/13	2013/14	2014/2015 (Black box data)	Kumuleret + 2015/2016
<b>Makroalger</b>	>5	7,2	0	0	1,7	11,5
<b>Bundfauna</b>	4		0	0	2,9	7,2
<b>Ålegræs</b>	>20	0	0	0	0	0

**Tabel R2.** Kumuleret arealpåvirkning i % af total arealet af den marine del af habitatområde H28 for ålegræs, makroalger og bundfauna. Den kumulerede effekt er beregnet for de foregående år + påvirkning ved denne sæsons fiskeri i henhold til gendannelsestiderne. For bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 58,6% af det skrabeareal.

## 1 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri efter europæisk flad østers (*Ostrea edulis*) i Natura2000 området i Nissum Bredning (N28), hvor hovedparten af skaldyrproduktionsområde 1-4 er udpeget som Natura2000 område. Specifikt beskrives effekterne i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F23, F27, F28 og F39 (Bilag 1) og habitatbeskyttelsesområde H28 (Bilag 2), og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 3), som NaturErhvervstyrelsen har udsendt på baggrund af de af fiskerierhvervet to fremsendte fiskeplaner (Bilag 4).

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 568 af 21/5 2014 §10e) kan tilladelse til fiskeri i Natura2000 områder meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet, defineret som: ”en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus.” Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en konsekvensvurdering af aktivitetens betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008. Primo juli 2015 har NaturErhvervstyrelsen orienteret om, at konsekvensvurderinger af fiskeri efter østers med bundskrabende redskaber i Natura2000 områder skal udarbejdes efter de samme præmisser og målsætninger som angivet i den vedtagne muslingepolitik.

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning (Bilag 3). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Der blev for Natura2000 området i Nissum Bredning besluttet en Natura2000 plan i december 2011. Der er udarbejdet retningslinjer vedr. henholdsvis vandkvalitet og fysisk påvirkning fra bundslæbende redskaber for den marine naturtype rev (1170), hvis udbredelse er blevet kortlagt i 2012 af Naturstyrelsen. Der er ikke udarbejdet retningslinjer for den marine naturtype større lavvandede bugter og vige (1160), hvor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt. For forekomst af udpegede fugle i Natura2000 området er der opstillet måltal. For naturtypen 1160, samt for arter uden fastsatte måltal har DTU Aqua vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker relevante arters mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser ifølge Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d: ”Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af artens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for arten. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket.” På baggrund af en manglende specifik målsætning for Natura2000 området i Nissum Bredning er denne vurdering baseret på Natura2000 planens vurdering af en ugunstig bevaringstilstand i naturtype 1160 (Miljøministeriet 2011). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning, der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura2000 planens vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurdering består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af østersfiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser. Naturstyrelsen Vestjylland og DCE’s datacenter har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen anvender de nyeste tilgængelige data. I forhold til østersfiskeriets påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H28, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.



## 2 FORVALTNINGSGRUNDLAG

### 2.1 Fiskeplaner fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Østersfiskeriets tre organisationer, Centralforeningen for Limfjorden, Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation og Limfjordsfiskernes Østersforening har udarbejdet to fiskeplaner for fiskeri af østers i Natura2000 området i Nissum Bredning i perioden oktober 2015–maj 2016 (Bilag 4). Begge fiskeplaner fremsætter ønsker om et fiskeri efter 150 t østers i Nissum Bredning samt 50 t i områderne udenfor Natura2000 området. I nærværende konsekvensvurdering inddrages udelukkende effekter af fiskeri i Natura2000 området i Nissum Bredning

I henhold til NaturErhvervstyrelsens anmodning (Bilag 3) skal der i konsekvensvurderingen tages udgangspunkt i Muslingepolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette østersskraber, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten og max 30 fartøjer pr. område. Endvidere skal der i opgørelse af kumulative påvirkninger bruges black box data for den forgangne sæsons forsøgsfiskeri. Kvoten fastsættes til 150 tons østers og DTU Aqua anmodes om at vurdere, om denne kvote er bæredygtig for bestanden i området. Derudover anmodes DTU Aqua om at udlægge ålegræskasser, hvor ålegræs er observeret/kan etablere sig, samt angive mindste dybde for fiskeriet uden for ålegræskasser. Ligeledes bedes DTU Aqua angive om fiskeriet vurderes at have en påvirkning på de fugle, som er en del af udpegningsgrundlaget.

I den resterende del af Limfjorden anmodes DTU Aqua om at fastsætte en kvote for østersfiskeri samt evt. udpegning af områder, hvor fiskeriet bør koncentreres.

### 2.2 Forvaltning af østersfiskeriet

Fiskeri efter flad østers i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 568 af 21/05/2014 og bekendtgørelse nr. 888 af 08/07/2014. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Ligeledes har NaturErhvervstyrelsen primo juli 2015 tilkendegivet, at østersfiskeri i Natura2000 områder skal forvaltes efter de samme grundlæggende præmisser og målsætninger som i Muslingepolitikken.

Muslinge- og østersskrab i Natura2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

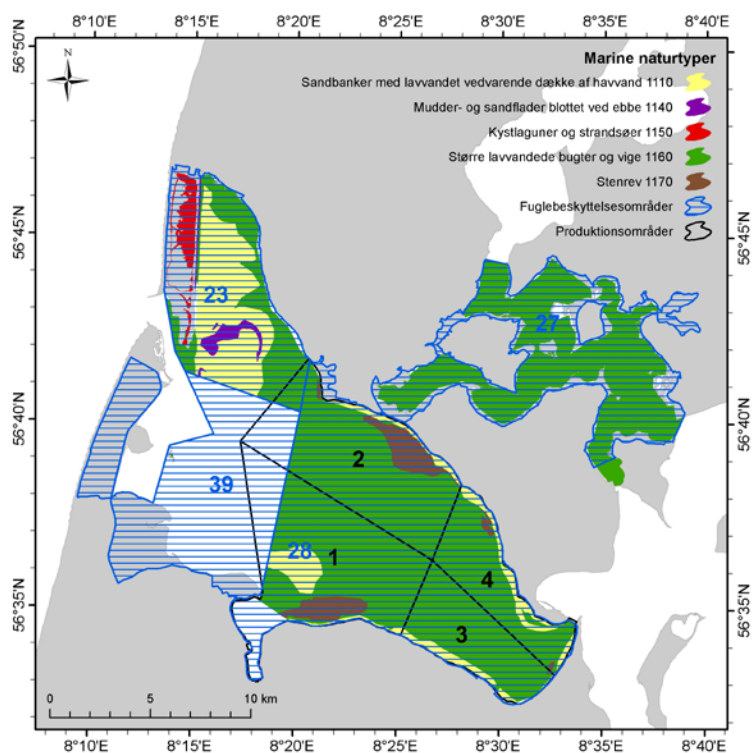
- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev skal undgås.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Ved en bedømmelse af effekten af skrabende redskaber i fiskeriet efter muslinger og østers i Natura2000 områder skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af nøgleorganismerne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri 2013). I Nissum Bredning bliver økosystemkomponenten blåmuslinger dog ikke vurderet, da der ikke er betydende forekomster af blåmuslinger i området.



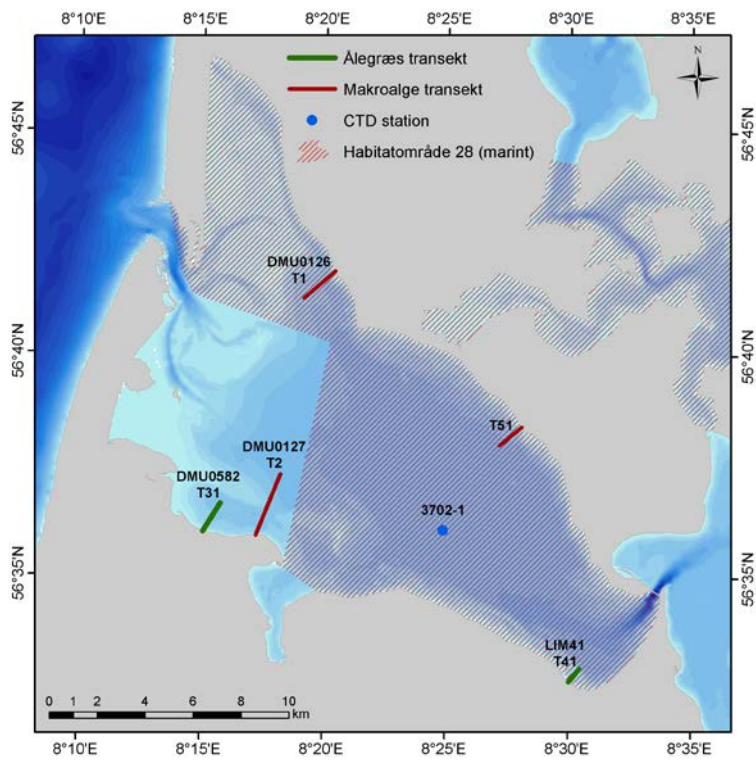
### 3 GENERELT OM NISSUM BREDNING

Hovedparten af produktionsområde 1-4 i Nissum Bredning er udpeget som Natura2000 område. Natura2000 området indeholder fire fuglebeskyttelsesområde, F23, F27, F28 og F39 (Figur 1) og et habitatområde (H28). Langt størstedelen af østersfiskeriet vil foregå i fuglebeskyttelsesområde 28, men da produktionsområde 1 og 2 overlapper med F23 og F39, er disse områder også medtaget i konsekvensvurderingen, mens F27 ikke omfatter produktionsområde 1-4, hvorfor denne ikke vil indgå i konsekvensvurderingsanalysen. Arter, der indgår i fuglebeskyttelsesområderne F23, F28 og F39, er angivet i Bilag 1. I Habitatområde H28 (Bilag 2) indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder "Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand" (1110), "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140), "Kystlaguner og strandsøer" (1150), "Større lavvandede bugter og vige" (1160) og "Rev" (1170) med et areal på henholdsvis 34 km<sup>2</sup>, 2,5 km<sup>2</sup>, 4 km<sup>2</sup>, 125 km<sup>2</sup> og 9 km<sup>2</sup> (Figur 1). Naturtypen "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at det ikke påvirkes af østersfiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, hvor der er kortlagt flere stenrev, men ingen biogene rev (Anonym 2013). Endvidere vil der ifølge fiskeplanerne ikke blive fisket på "Rev" (1170), hvorfor denne naturtype ikke inddrages i nærværende konsekvensvurdering.



**Figur 1.** Kort over Fuglebeskyttelsesområde 23, 27, 28 og 39, produktionsområde 1-4, Habitatområdet H28 og de fem forskellige marine naturtyper i Nissum Bredning.

I figur 2 er angivet, hvilke transekter Naturstyrelsen og tidligere regional miljømyndigheder har monitoreret hhv. makroalger og ålegræs samt den ene station, hvor sigtddybden bliver målt (3702-1).



**Figur 2.** Transekter for monitoring af ålegræs (grøn) og makroalger (rød) samt målestation 3702-1 i miljøovervågningen, hvor der foretages bl.a. målinger af temperatur, ilt, salinitet, sigtdybde og sedimentforhold.

## 4 ÅLEGRÆS

### 4.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

Ålegræs anses for at være en nøgleorganisme både til at vurdere miljøtilstand og som habitatdannende organisme. Tætte bede af ålegræs danner i sig selv et habitat gennem den struktur som bladene danner og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al. 2003, Marbá et al. 2006, Hansen et al. 2012). Derudover anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i relation til opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætninger. Samlet er der således flere årsager til, at ålegræssets bevarelse er af betydning for miljøkvalitet i kystnære områder.

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som følge af øget planktonproduktion i form af reduceret lysgennemtrængning (Borum 1985, Ralph et al. 2006) og iltsvind herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al. 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er forekomst af drivende makroalger, som kan rive nye skud op, eller tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter (Valdemarsen et al. 2011, Canal-Vergés et al. 2012). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al. 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor).

Ålegræssets tilstand i Limfjorden er overordnet præget af mange års eutrofiering med de deraf afledte effekter i form af reduceret lysgennemtrængning, øget forekomst af iltsvind og ændrede sedimentforhold, der har medført en betydelig tilbagegang i forekomsten sammenlignet med forholdene før ålegræssygen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985-2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al. 2006).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtddybe, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på  $<30 \text{ cm år}^{-1}$  (Olesen & Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Hootsmans et al. 1987, Harrison 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994, Olesen 1996, Valdemarsen et al. 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen & Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Imidlertid er det vist, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig

vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

## 4.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

Effekten af skrabning efter østers kan deles i to typer af effekter: Direkte ved påvirkning af redskabet og indirekte som følge af ophvirvling af sediment.

**Direkte effekter:** Østersskrab kan forårsage skade på bestande af ålegræs gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan & Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande eller blade fra rhizomerne, ligesom begravelse af planterne under sediment vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette østersskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med østersskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt, alene fordi NaturErhvervstyrelsen i sin anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Nissum Bredning har specificeret, at der ikke må være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster.

Bede af havgræsser, fx ålegræs, kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader fx forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Dawes et al. 1997, Ærtebjerg et al. 2003). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring af vandkvaliteten og deraf følgende større sigtdybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskab og hvor dybt dette går under skrabning. Den noget tungere muslingeskraber (hollænderskraberen) er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation af dybdegang af den lette østersskraber og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning, men da den lette østersskraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, kan det antages, at den vil have en mindre påvirkning og maksimalt vil påvirke de samme dybder. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DTU Aqua viste ingen signifikante effekter af skrabning med muslingeskraber på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø og disse var heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

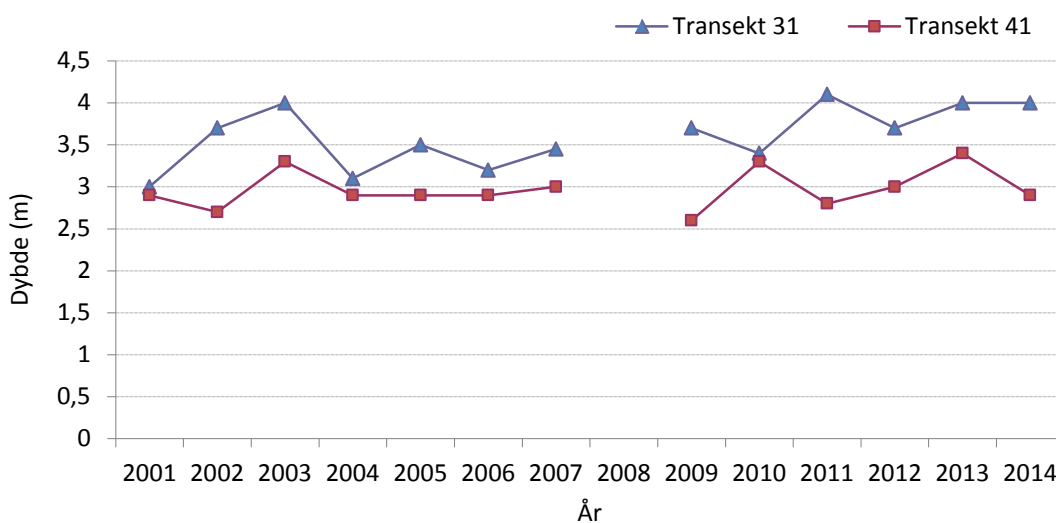
**Indirekte effekter:** Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen

for frøspirende planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekolonisering af infauna (Robinson et al. 2005).

Sigtddybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Østersskrab vil ligesom muslingeskrab generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann and Hoffman 1991, Dayton et al. 1995, Dyekjær et al. 1995, Johnson 2002; Morgan & Chuepagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011), mens resuspension ved efterfølgende skylning af skrabeposen ikke forekommer, da der ikke foretages skylning af skrabeposen ved østersfiskeri. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet og sedimentforholdene. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette østersskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Nissum Bredning som beskrevet i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse (Bilag 3). Studier af naturligt suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på 10-15 cm sek<sup>-1</sup>, hvilket er i den højere ende i Limfjorden, vil det suspenderede materiale bevæge sig langs bunden ca. 600 m i løbet af omkring 2 timer før det sedimenterer igen. Foreløbige studier udført af DTU Aqua har vist, at visse sedimenttyper fra Limfjorden ved resuspension kan forblive i vandsøjlen i op til 3-4 dage og lede til en spredning fra 300 m til 3,3 km. Ligeledes har foreløbige undersøgelser gennemført af DTU Aqua vist, at en betydende effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrabeporet. Det er forventeligt, da tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabeporet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin & Shaul 1980, Ruffin 1995). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Ved fiskeri i Nissum Bredning er det påbudt at bruge den lette østersskraber og der må maksimalt indgå 30 fartøjer i fiskeriet samtidig i et produktionsområde. Der er ingen undersøgelser, der dokumenterer den præcise betydning af den lette østersskraber for resuspension, men østersfiskeri vil fortrinsvis foregå i områder hovedsageligt med sandbund (mindre ophvirvling end i områder med mudder), redskabet er både mindre og lettere end de redskaber, der er blevet anvendt i de angivne studier, ligesom fangsten ikke skylles som ved blåmuslingefiskeriet.

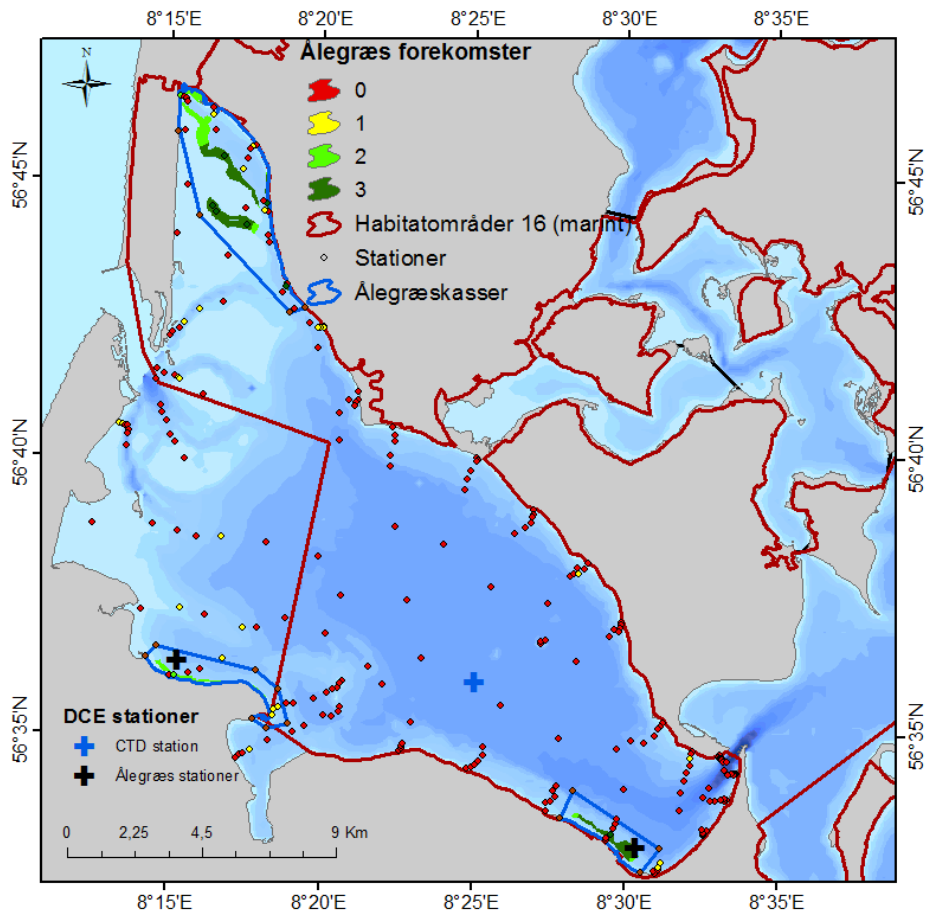
### 4.3 Data for ålegræs

Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter af Naturstyrelsen. Relevant for Natura2000 området i Nissum Bredning er Transekt 31 og Transekt 41 (for placering se figur 2), hvorfra dybdeudbredelsen af ålegræs i perioden 2001-2014 er vist i Figur 3. Undersøgelser tidligere end 2001 er ikke anvendt, da der dengang blev anvendt en anden monitoringsmetode, der ikke angav dybdegrænsen for ålegræs. I perioden 2001-2014 har ålegræssets dybdegrænse i hele perioden ligget mellem 2,5 og 4 meter. I 2014 er den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Nissum Bredning for transekt 31 og 41 på hhv. 4,0 og 2,9 m.



**Figur 3.** Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Nissum Bredning på transekterne 31 og 41. Transekt 41 ligger i Natura 2000 området i Nissum Bredning. Transekt 31 ligger lige uden for H28, i et område som er lukket for østersfiskeri (se figur 2).

DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræs i Nissum Bredning i 2014 på 38 transekter (203 punkter i alt). På hver dybde langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD videokamera trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekanturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte ”klumper” af ålegræs og 1) enkeltstående frøspirede planter. Forekomsterne blev herefter interpoleret til at visualisere den mest sandsynlige rumlige fordeling i Nissum Bredning. Interpolationen giver mulighed for at sandsynliggøre potentielle forekomster af ålegræs i sammenhængende områder. I Figur 4 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og klumpede forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter, da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Nissum Bredning (Figur 4).



**Figur 4.** Dækningsgraden af ålegræs på 38 transekter i Løgstør Bredning i oktober-november 2014. Farvekategorierne baserer sig på følgende: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret (rød, kun vist som punkter); 1 = enkeltstående frøspirede planter (gul, kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre "klumper" (lysegrøn); 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede (mørkegrøn). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m havbund. Billedbredden på videokameraet: 50 cm.

På 10,5% af transekterne på 1 m blev der fundet ålegræs i en af de tre kategorier. På 3 m blev der fundet ålegræs på 26,3% af transekterne, på 4 m blev der fundet ålegræs på 10,5% af transekterne, på 5 m blev der fundet ålegræs på 10,5% af transekterne, mens der på >5 m ikke blev der fundet ålegræs. Der blev monitoreret ud til maksimal vanddybde på 9 m, og maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 5 m, hvilket gælder udelukkende for enkelte frøspirede planter på 4 transekter.

Tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes primært i 3 områder i Nissum Bredning, i den nordvestlige og sydlige del af bredningen. Det resterende ålegræs bestod af spredte, enkeltstående ålegræsplanter (dækningsgrad 1 - 2).

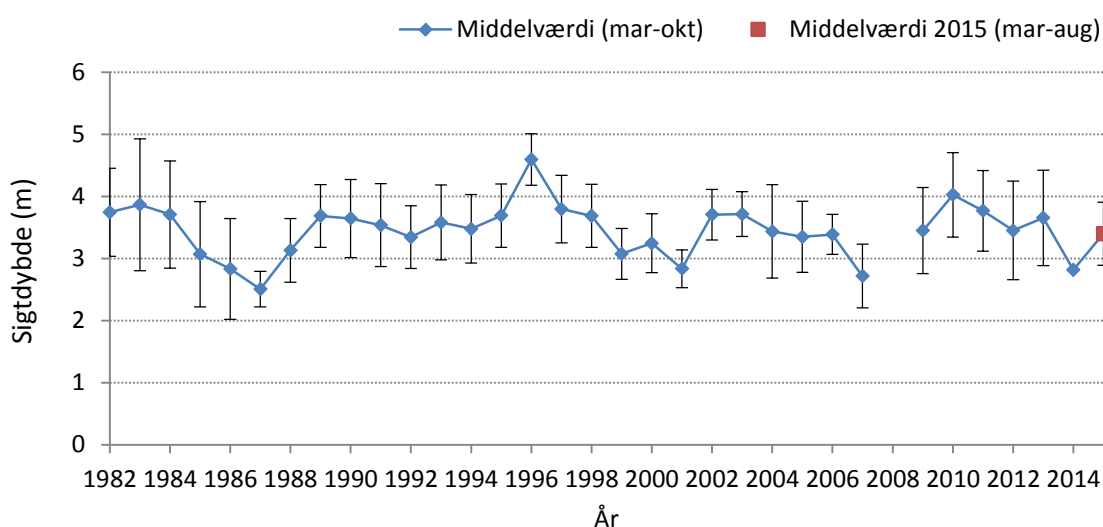
DTU Aquas omfattende undersøgelser af ålegræs blev foretaget i oktober-november 2014. Store dele af en ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster >1 m<sup>2</sup> har en god chance for at overleve til det følgende år (Pedersen et al. 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ formering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Nissum Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud. Ålegræsbestan-



den i Nissum Bredning er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering til og genetablering af bestanden i Bredningen kan ske. Derudover betyder de hydrodynamiske forhold, at nyrekrutterede ålegræsskud har svært ved at overleve pga. høj grad af vindespønering.

#### 4.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden målt på faste stationer af amter/miljøcentre. Af disse ligger en station (3702-01) indenfor Natura2000 området i Nissum Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybden i Nissum Bredning siden 1982. Figur 5 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1982-2014 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor reelt den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002). Ligeledes er den gennemsnitlige sigtdybden for 2015 i perioden marts-august vist i figur 5.



**Figur 5.** Den gennemsnitlige sigtdybde ( $\pm 2$  S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3702-01 for perioden 1982-2014 ( $n = 6-33$  per år) samt for marts-august 2015 ( $n = 11$ ). Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året (Data fra overvågningsprogrammet NOVANA).

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) har siden starten af 1980'erne varieret mellem 2,5–4,5 m (Figur 5). Sigtdybde i 2014 var gennemsnitligt 2,8 m, mens den i perioden marts-august 2015 har været 3,4 m.

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for ålegræs (Krause-Jensen et al. 2008, Nielsen et al. 2002). På baggrund af en gennemgang af modellerne og sammenligning med observerede dybdegrænser er der til denne analyse valgt en model udviklet af Nielsen et al. (2002) baseret på et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes hos Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts-oktober).

$$\text{Dybdegrænse(m)} = 0,339(\pm 0,611) + 0,786(\pm 0,126) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,606)$$

$\pm$  angiver standardafvigelsen på parametrene i formelen (Nielsen et al. 2002).

Sigtdybden målt af Naturstyrelsen i 2015 var gennemsnitligt 3,4 m i periode marts til august (n = 11). På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 3,0 m ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede maksimale udbredelse i 2014 for levende ålegræs var 4,0 m på Naturstyrelsens stationer og 5 m i DTU Aquas undersøgelser.

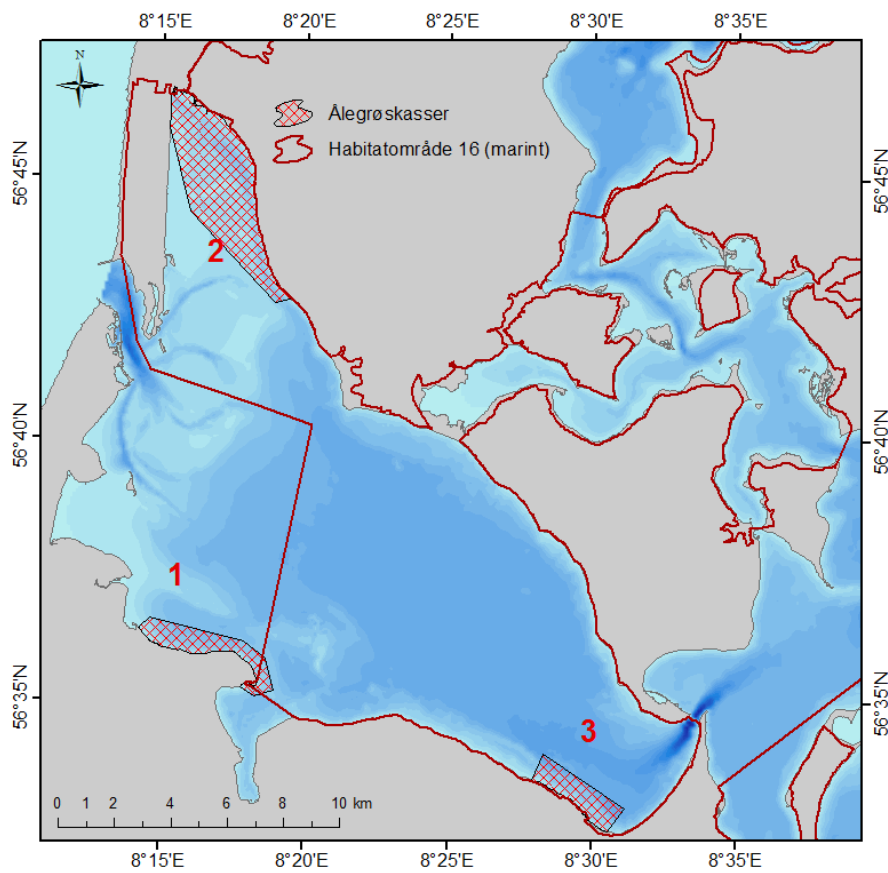
**Tabel 1.** Potentielle og observerede dybdegrænser for ålegræs i Nissum Bredning. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdyberne for 2011-2014 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Naturstyrelsen og de med \* markerede værdier er beregnet for perioden marts-august 2015. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. Naturstyrelsens (NST) transekter og DTU Aquas transektstudie.

Potentiel dybdegrænse (m)	2011	2012	2013	2014	2015
Sigtdybden (m)	3,8	3,5	3,7	2,8	3,4*
Observeret dybdegrænse NST (m)	4,1	3,7	4,0	4,0	-
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	-	-	-	5	-
Model-estimeret dybdegrænse (m)	3,3	3,1	3,2	2,6	3,0*

Der har de seneste år været rejst en diskussion af anvendeligheden af dybdegrænsen estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forholdene, når miljøforholdene forbedres som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske kystnære områder mellem ændringer i sigtdybden og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Dette har fået Naturstyrelsen til at konkludere, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011). De modelberegnedede dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse.

#### 4.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på ålegræs

Ålegræskasser, hvor alt fiskeri er forbudt, kan være et egnet middel til at beskytte sammenhængende bestande af ålegræs. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse i 2014 har DTU Aqua fastlagt 3 sammenhængende områder, hvor der er forekomst af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 300 m bufferzone omkring bedene (Figur 6). Kasserne er valgt som sammenhængende områder uanset dybdegrænser og at bedene forekommer spredt indenfor hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 300 m fra bedene er valgt på baggrund af studier af sedimentspredning i forbindelse med muslingefiskeri. Der er ved ålegræskassernes udformning ikke i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter, da disse generelt har meget ringe chance for overlevelse. DTU Aquas forslag til ålegræskasser er som følger (se Figur 6):



**Figur 6.** Forslag til placering af 3 ålegrøskasser i Nissum Bredning. Ålegrøskasse 2 og det mest af ålegrøskasse 1 ligger udenfor produktionsområderne.

Koordinaterne for ålegrøskasse 2 er udeladt, da denne ligger udenfor produktionsområderne, hvor der ikke må foregå fiskeri efter østers.

Å1	56 36,377	N	8	14,267	E
	56 36,560	N	8	14,644	E
	56 36,131	N	8	17,896	E
	56 35,798	N	8	18,647	E
	56 35,188	N	8	18,939	E
	56 35,084	N	8	18,263	E
	56 35,259	N	8	17,792	E
Å3	56 33,511	N	8	27,917	E
	56 34,003	N	8	28,336	E
	56 32,971	N	8	31,164	E
	56 32,530	N	8	30,546	E

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med den lette østersskraber i Nissum Bredning på vanddybder >5 m og udenfor de angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområdet H28. Østersskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2014 vil således ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet med skrabbende redskaber kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i NaturErhvervstyrelsens anmodning om brug af den lette østersskraber, max. 30 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter østers i 3 områder samt på vanddybder >5 m udenfor ålegræskasserne.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Nissum Bredning i 2014 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af fiskeplanens forslag til fiskeri. Den omfattende undersøgelse giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på få transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en lille usikkerhed, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment, men da østersfiskeriet hovedsageligt foregår udenfor ålegræssets vækstperiode (marts-oktober), vurderer DTU Aqua at østersfiskeriet ikke vil reducere sigtdybden væsentligt i vækstperioden. NaturErhvervstyrelsen har siden midten af 00'erne påbudt anvendelse af den lette skraber til østersfiskeri, som formodes at reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet betydeligt i forhold til ved muslingefiskeri med fx den lette muslingeskraber og hollænderskraberen.

Konklusionen er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette østersskraber ikke er kvantificeret. Imidlertid vil østersskraber med overvejende sandsynlighed medføre en betydelig mindre resuspension end både den lette muslingeskraber og hollænderskraberen.

## 5 MAKROALGER

### 5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

Makroalger er som ålegræs at betragte som nøgleorganismer i et økosystem, fordi de både skaber struktur, og dermed habitat, og kan være føde for højere trofiske niveauer. Fysiologiske, funktionelle og økologiske forskelle mellem makroalgearter er primært relateret til deres størrelse, form og strukturelle kompleksitet (Nielsen et al. 2004). Derfor vil forskellige makroalgearter danne forskellige former for habitater med varierende kompleksitet. Som følge af denne forskel mellem makroalger er det blevet foreslået, at disse deles i funktionelle grupper, når deres funktion og forekomst bliver analyseret (Rubal et al. 2011, Veiga et al. 2012). I tætte forekomster af store oprette brunalger som fx savtang (*Fucus serratus*) er der således fundet en stor biodiversitet af både epifytiske arter (130 arter) og associeret mobil fauna (127 arter) svarende til diversiteten i bede af ålegræs (Frederiksen et al. 2005). Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængeligt egnet substrat, fortrinsvis større sten, vanddybde og dermed lysintensitet, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al. 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringssalte er påvist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til fremvækst af fytoplankton og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (Middelboe & Sand-Jensen 2000, Nielsen et al. 2004).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringssalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter (Geertz-Hansen et al. 1993, Valiella 1997, Salomonsen et al. 1997, Nielsen et al. 2002, Bergamasco et al. 2003). I eutrofierede områder som Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (Carstensen et al. 2008). De ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algerne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Cuomo et al. 1993, Troell et al. 1999, Mai et al. 2010). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Maze et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2008). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringssalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

I basisanalysens vurdering bliver butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) nævnt som en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Nissum Bredning er der blevet fundet sargassotang siden midten af 1984 (Naturstyrelsen.dk) og sargassotang er en meget betydende komponent i bredningens makroalgesamfund og forskellige studier har vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende fauna-arter

(Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008). Andre resultater har vist forskellige artssammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen 2011). Wernberg et al. (2000) viste på den anden side, at sargassotang i Limfjorden kan udkonkurrere den hjemmehørende skulptetang (*Halidrys siliquosa*). Andre har ligeledes fundet negative effekter af sargassotang i form af nedgang af hjemmehørende arter af brun- og rødalger i tætte bestande af sargassotang som følge af udskygning (Britton-Simmons 2004). Sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være et alternativ habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. Mere forskning er nødvendig for at kunne afdække disse forhold. DTU Aqua tager i konsekvensvurdering af trusler mod makroalger ved fiskeri i Nissum Bredning udgangspunkt i fastsiddende, ikke-invasive makroalger.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med invasive makroalgearter som fx sargassotang. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre gen-etableringen.

## 5.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med østersskraber på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

**Direkte effekter:** De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Østersskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Østersskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabeområde, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter østers, bl.a. fordi der her er meget få østers og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

Ved østersskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller. Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som østersskaller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun hæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al. 2010). Fiskeriet er pålagt at genudlægge større sten og skaller i området de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigt voksende makroalgearter (herunder opportunistiske arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem. Der er ikke betydende forekomster af ikke-fastsiddende makroalger i Nissum Bredning. Årsagen til den dominerende forekomst af den invasive sargassotang i Nissum Bredning er ikke kendt og det kan ikke udelukkes, at fiskeriet kan have været en medvirkende årsag.

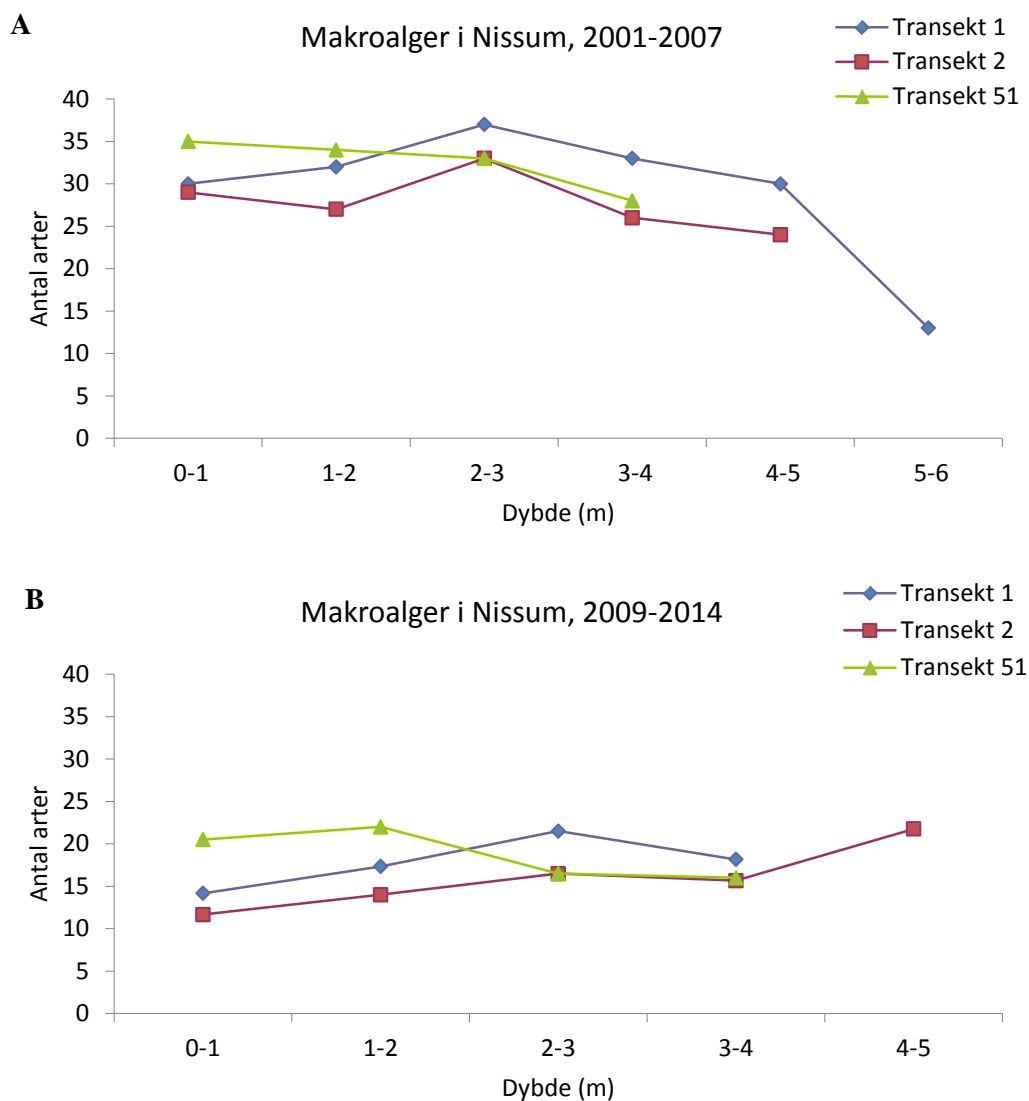
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, etårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter har en meget lav forekomst i Nissum Bredning, og bliver ikke på tilsvarende vis som de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand. Invasive arter som sargasotang er i princippet at betragte som en trussel mod habitatet, da de konkurrerer med den naturlige bestand af fastsiddende alger om ledigt substrat. Det er derfor ikke klart om en negativ fiskerieffekt på sargassotang strider mod udpegningsgrundlaget eller understøtter det.

**Indirekte effekter:** Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgесamfund. Østersskrab medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket kan have negative effekter på sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996).

### 5.3 Data for makroalger

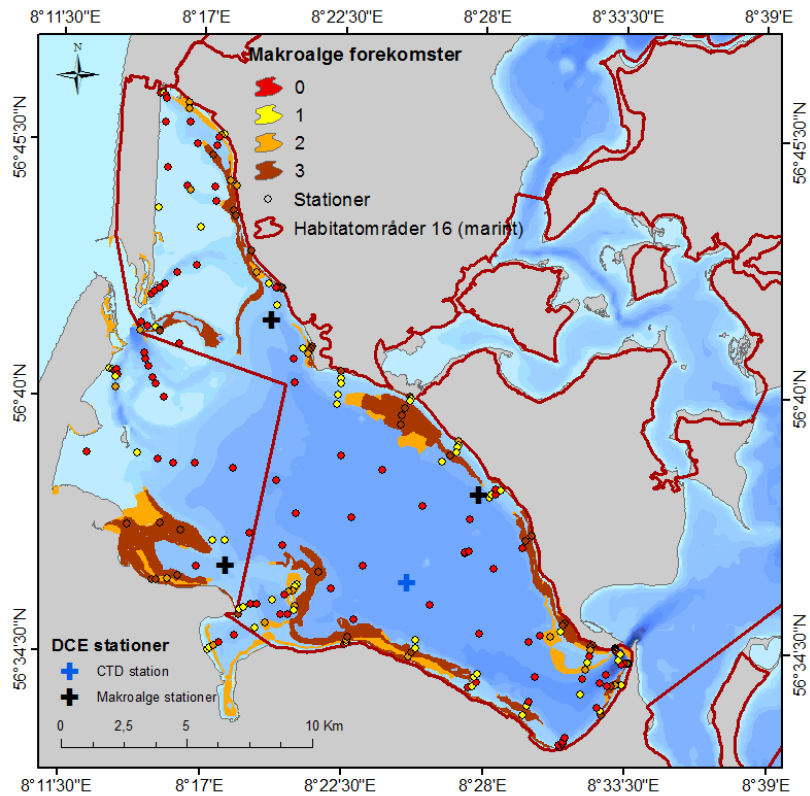
Forekomsten af makroalger i Nissum Bredning er i en årrække blevet monitoreret af Naturstyrelsen og før det af amterne på Transekt 1, 2 og 51. Transekt 1 og 2 ligger uden for de områder, hvor der fiskes efter østers, mens transekt 51 ligger indenfor produktionsområde 4. Naturstyrelsens makroalgedata omfatter ikke maksimal dybdeudbredelse, da der kun bliver monitoreret ud til en forudbestemt dybde, der varierer indenfor undersøgelsesperioden. I perioden 1995-2000 er der blevet observeret makroalger ud til 6-8 m dybde på transekt 1 og 2 (Dolmer et al. 2011), mens der i perioden 2001-2014 er observeret makroalger ud til 6 m (Figur 7A). Dybdegrænsen for makroalger i Nissum Bredning er derfor ukendt i denne periode, men de dybest forekommende makroalger observeret af Naturstyrelsen i perioden 2001-2014 i Nissum Bredning er 6 m. Desuden er antallet af arter faldet i perioden 2001-2007 (Figur 7A) og til perioden 2009-2014 (Figur 7B).





**Figur 7. A:** Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1, 2 og 51 i perioden 2001-2007. **B:** Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1, 2 og 51 i perioden 2009-2014. Transekt 1 og 2 ligger udenfor de befiskede områder i N28, mens transekt 51 ligger i produktionsområde 4.

DTU Aqua gennemførte i oktober-november 2014 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Nissum Bredning. Der blev udlagt 38 transekter, hvor der med 1 m intervaller på hver af dybderne 1-9 m (stationerne er vist i Figur 8) blev trukket en slæde påmonteret et HD videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i de overordnede grupper: Rødalger (minus skorpeformede rødalger), skorpeformede alger, brunalger (minus sargassotang), sargassotang, opportunistiske brunalger og opportunistiske grønalger.



**Figur 8.** Udbredelsen af makroalger på 230 punkter i Nissum Bredning i oktober-november 2014. Farvekategorierne baserer sig på følgende forekomst: Forekomst 0 = Makroalger er ikke observeret (rød); 1 = 1-2 makroalger på positionen (gul); 2 = små klumper af makroalger og/eller >2 arter (orange); 3 = store eller mellemstore klumper og/eller >3 arter (brun). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund.

Undersøgelsen i oktober-november 2014 viste, at hovedudbredelsen af makroalger var sammenfaldende med forekomst af hårdt substrat, især sten og var primært koncentreret på 2-4 m vanddybde. Enkeltstående planter var mere spredte og ofte på lidt større vanddybder. På 13% af bunden var der forekomst af små eller store klumper af makroalger, hvilket imidlertid ikke betyder, at 13% af bunden i Nissum Bredning er helt dækket af makroalger, men at der spredt i små eller store klumper var makroalger på 13% af arealet. Den dominerende makroalgart er sargassotang, mens andre brunalge arter som fx *Fucus* arter (savtang og blæretang) og *Halydris siliquosa* (skulptetang) er mindre dominerende. Rødalger forekom i mindre omfang, mens der stort set ikke blev observeret forekomster af skorpeformede rødalger eller opportunistiske grønalger i Nissum Bredning i efteråret 2014.

#### 5.4 Makroalger og sigtddybde

Makroalgerne er begrænset af lys og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Nissum Bredning kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtddybden. En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002):

$$\text{Dybdegrænse (andre alger, m)} = -1,1(\pm 1,01) + 1,568(\pm 0,216) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,638)$$

$$\text{Dybdegrænse (brunalger, m)} = -1,252(\pm 1,353) + 1,427(\pm 0,133) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,584)$$

hvor ( $\pm$  angiver standard afvigelsen på parametrene). Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalger er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al. 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse af alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtdybden. Ved en gennemsnitslig sigtdybde i 2014 (marts-okt) på 2,8 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 2,7 m og for andre makroalger til at være 3,3 m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse (Tabel 2). Den potentielle dybdegrænse for hhv. brunalger og andre alger i 2015 beregnes til at være 3,6 og 4,2 m i Nissum Bredning alene ved brug af sigtdybdeobservationer for perioden marts-aug (n=11).

**Tabel 2.** Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Nissum Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for makroalgernes vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al 2002). \* sigtdybden for 2015 er beregnet på baggrund af sigtdybde målinger fra marts til august (n = 11).

Potentiel dybdegrænse (m)	2011	2012	2013	2014	2015
Sigtdybden (m)	3,8	3,5	3,7	2,8	3,4*
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	-	-	-	9	-
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	4,2	3,7	4,0	2,7	3,6*
Estimeret dybdegrænse andre alger (m)	4,9	4,4	4,7	3,3	4,2*

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjlets sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgarter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til <0,01% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

## 5.5 Fjernelse af substrat ved østersfiskeri

I forbindelse med østersfiskeri vil der blive fjernet skaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Ved østersfiskeri sker der en sortering af fangsten, hvorfor bifangst af sten, skaller og bunddyr smides ud umiddelbart efter hvert skrab. Derudover kan den lette østersskraber ikke håndtere hård bund med sten. Kommer redskabet i kontakt med sten, er der stor risiko for, at det bliver beskadiget, hvilket medfører stop i fiskeri, hvorfor fiskerne derfor har stor interesse i at undgå områder med hårdt substrat.

## 5.6 Konsekvensvurderings af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen vil overlape med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Nissum Bredning. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >5 m

og den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på alle vanddybder ud til 9 m. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne. Da makroalgerne i Nissum Bredning teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 30 i hvert fiskeområde.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med østersskraber på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Nissum Bredning i begrænset omfang, ligesom genudmidning af sten og skaller vil begrænse reduktion af substrat. Afscrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Nissum Bredning er den invasive sargassotang den dominerende makroalge og det er uklart, om den skal betragtes som en vigtig økosystemkomponent, der skal beskyttes, eller som en organisme der truer habitatet og de naturligt forekommende arter og derfor skal bekæmpes.

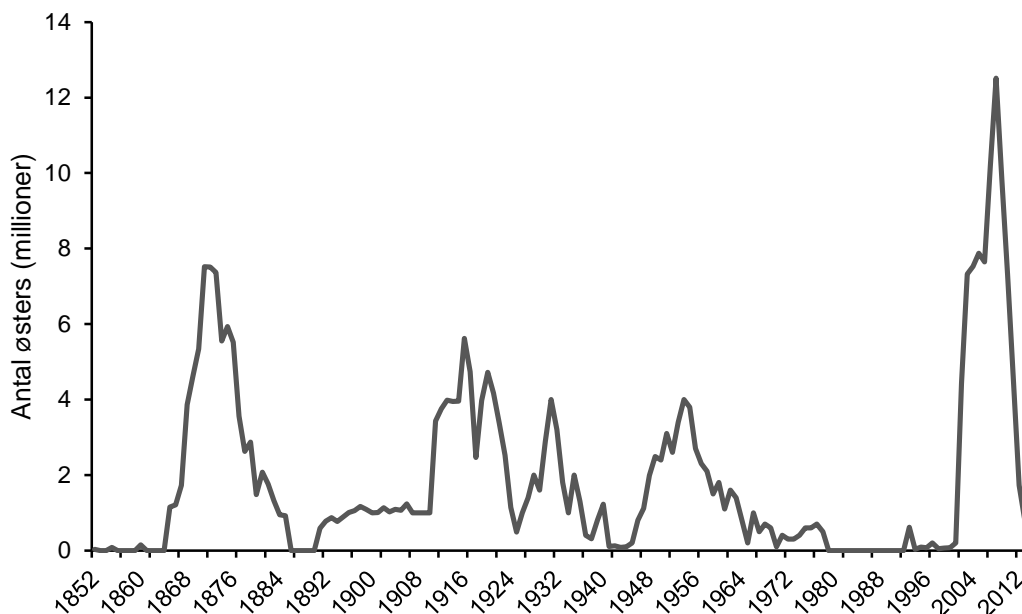
DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Nissum Bredning i 2014 af et omfang som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Nissum Bredning. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutiøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, vil der derfor være en vis usikkerhed forbundet med konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

## 6 EUROPÆISK FLAD ØSTERS

### 6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af østers

Europæisk flad østers (*Ostrea edulis*) er på OSPAR-listen over truede og/eller arter i tilbagegang (Haelters & Kerckhof 2009), hvilket bl.a. skyldes overudnyttelse og infektioner med parasitten *Bonamia* spp. som har været med til at reducere bestandene af europæisk flad østers kraftigt (Korringa 1953, Edwards 1997). Bestanden af europæisk flad østers i Limfjorden kan i et europæisk perspektiv være unik, da der kun findes ganske få naturlige bestande tilbage i Europa (Haelters & Kerckhof 2009). Bestanden af europæisk flad østers i Limfjorden er hovedsagligt lokaliseret i den vestlige del af Limfjorden, hvor de største og kontinuerte forekomster er blevet lokaliseret i Nissum Bredning, mens forekomster i Venø Bugt og Kås Bredning har været mindre og mere varierende. Fiskeritilladelse efter flad østers indenfor Natura2000 området i Nissum Bredning tager udgangspunkt i en konsekvensvurdering af fiskeriets betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for Natura2000 området N28, og hvor fiskeriet vurderes bæredygtigt i forhold til bestandsstørrelsen.

I det omfang fangstdata kan bruges som mål for østersbestandens størrelse, viser den historiske udvikling i fangsterne, at bestanden af europæisk flad østers i Limfjorden har varieret betydeligt indenfor de sidste 160 år (Figur 9). En af de væsentligste parametre for den fluktuerende udvikling i østersbestanden er manglende rekruttering. Årsagerne til svigtende rekruttering er ikke fuldt ud belyste, men det er sandsynligt, at klimatiske årsager er medvirkende, da østers kræver min. tre uger med vandtemperaturer  $>19^{\circ}\text{C}$  for at udvikle tilstrækkeligt med levedygtigt yngel, ligesom en årrække med flere varme somre i træk vil have betydning for stor succesfuld rekruttering (Spärck 1950). Det er således ikke udsædvanligt, at der kan gå en årrække uden succesfulde rekrutteringer (Smyth et al. 2009, Kamphausen et al. 2011).



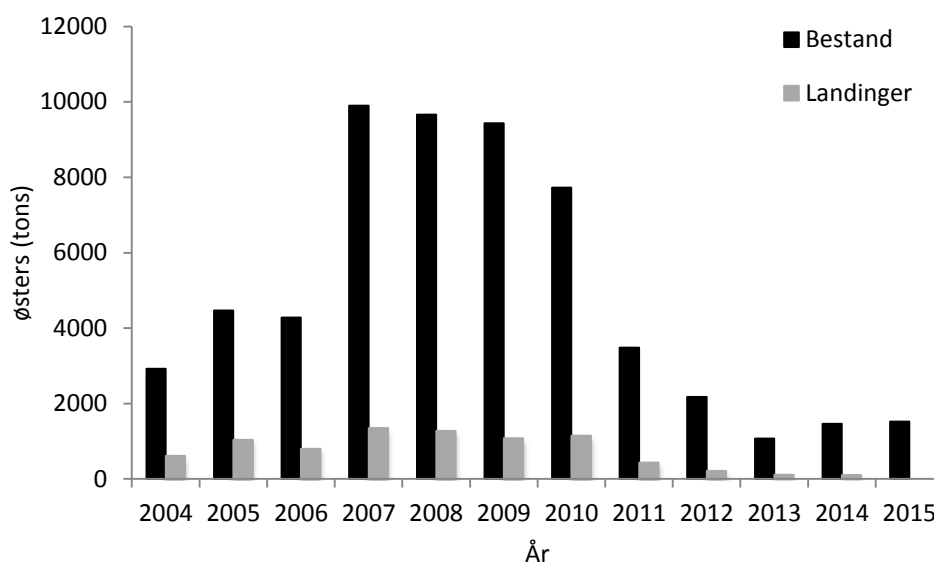
**Figur 9.** Antal europæiske flad østers fra Limfjorden landet i perioden 1852-2014.

Den aktuelle bestand i Limfjorden er karakteriseret af primært gamle individer med lav vækstrate, hvorfor dødeligheden overgår rekrutteringen og dermed reduceres bestanden løbende, da den naturlige dødelighed som følge af alder til stadighed er høj. Bestanden må derfor forventes at være faldende de kommende år,

indtil der indtræffer en succesfuld rekruttering. Tidspunktet for succesfuld rekruttering er det ikke muligt at forudsige. Derudover er der i efteråret 2013 blevet indsamlet østers indeholdende parasitten *Bonamia ostrea*, hvorfor Limfjorden ikke længere er *Bonamia* frit område. Status for udbredelse og dødeligheden forårsaget af *Bonamia* er pt. ukendt i Limfjorden.

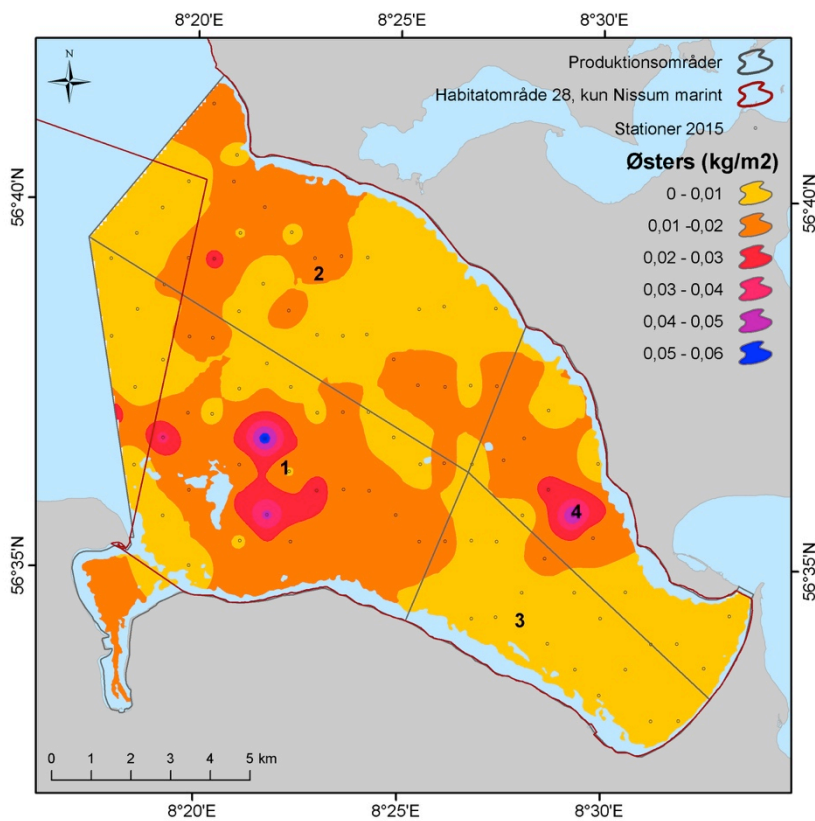
## 6.2 Undersøgelse af østersbestanden i Limfjorden (2004-2015)

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af flad europæisk østers i april 2015 angiver en bestand på ca. 1.300 t i Nissum Bredning på vanddybder >3 m (Figur 10), mens bestanden af flad europæisk østers udenfor Nissum Bredning er estimeret til ca. 220 t. Den samlede totale bestand for det undersøgte område er således 1.520 t i 2015. Bestanden af østers er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H28 ganges med arealet af H28 >3 m, og ligeledes for områder udenfor H28.



**Figur 10.** Bestandsstørrelser opgjort af DTU Aqua samt landinger per fiskerisæson fra NaturErhvervstyrelsen af flad europæisk østers i Limfjorden i perioden 2004-2015.

Østersbestanden i Nissum Bredning er i 2015 steget i forhold til 2014, hvor bestanden udgjorde 1.200 t. Udbredelsen af bestanden i Nissum Bredning er vist i Figur 11. I områderne udenfor Nissum Bredning er der sket et svag fald i bestanden i forhold til 2014 (290 t). Udover den estimerede biomasse på vanddybder >3 m, så er der også en østersbestanden på <3 m dybde, i områder uden for Natura2000 området i Nissum Bredning samt i Harre og Lem Vig, som ikke indgår i den beregnede biomasse. Bestandsmoniteringstogtet i 2015 viser, at der har været en mindre rekruttering til bestanden i Nissum Bredning.



**Figur 11.** Udbredelsen af østers i Nissum Bredning i april 2015.

### 6.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på østers

Et fiskeri på 150 t østers vil fjerne 12% af østersbestanden i Nissum Bredning. Bestanden af østers er svagt stigende fra 2014 til 2015, men stadig i en lav konjunktur set i et historisk perspektiv (Figur 9 og 10). Det ansøgte fiskeri på 150 t vil hovedsageligt foretages med østersskraber, men der kan forekomme østersfiskeri med brile, hvilket foregår på lavere vanddybder, idet østers i dette fiskeri optages med et net påmonteret en stage. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri efter max. 150 t østers (inkl. eventuelt fiskeri med brile) ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af østers i habitatområde H28, Nissum Bredning.



## 7 BUNDFAUNA

### 7.1 Baggrund for konsekvensvurderings analyse af bundfauna

Brugen af skrabbende redskaber som fx en østersskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings & Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse (Jennings & Kaiser 1998). DTU Aqua har gennemført kvalitative undersøgelser af østersfiskeris påvirkning af bunden i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering. I beskrivelsen af naturtype 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand" indgår, at naturtypen er påvirket af ustabile substrater og omlejninger af sedimentet. Effekten af østersfiskeri på naturtypen 1160 "Større lavvandede bugter og vige" kan således forventes at være den samme eller større end på naturtype 1110, og konklusioner vedrørende naturtype 1160 kan antages at være konservative i forhold til naturtype 1110 i relation til østersskrabbningens fysiske påvirkning af bundsamfund.

### 7.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabbende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998) (Tabel 3). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

**Tabel 3.** Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (fra Newell et al. 1998).

Lokalitet	Habitattype	Recovery-tid
James River, Virginia, USA	Mudder og silt	± 3 uger
Coss Bay, Oregon, USA	Mudder (forstyrret)	4 uger
Gulf of Cagliari, Sardinien, Italien	Mudder	6 måneder
Mobile Bay, Alabama, USA	Mudder	6 måneder
Chesapeake Bay, USA	Sand og mudder	18 måneder
Goose Creek, Long Island, NY, USA	Mudderbanke	> 11 måneder
Klaver Bank, Holland	Sand og grus	1-2 år
Dieppe, Frankrig	Sand og grus	> 2 år
Lowestoft, England	Grus	> 2 år
Hollandske kystområder	Sand	3 år
Tampa Bay, Florida, USA	Østersskaller	6-12 måneder
Boca Ciega Bay, Florida, USA	Skaller og sand	10 år
Beaufort Havet, USA	Sand og grus	12 år
Florida, USA	Koralrev	> 7 år
Hawaii, USA	Koralrev	> 5 år

Der er ikke gennemført videnskabelige kvantitative undersøgelser af østersskrabningens effekt på bundfauna, hvis der ses bort fra effekten af fiskeri på tæthed og dødelighed af østers (Dolmer & Hoffmann 2004). Der er gennemført undersøgelser, hvor effekten er kvalitativt vurderet ved dykkerundersøgelser (f.eks. Dolmer & Hoffmann 2004, Hoffmann et al. 2007). Dykkerundersøgelser af skrabende redskabers effekt på havbunden i forbindelse med østersfiskeri i Nissum Bredning viser, at østersskraberen medfører ændringer i bundstrukturen, men at effekten er kortvarig, idet de påførte ændringer i bundstrukturen ikke kunne ses efter blot et par måneder (Dolmer & Hoffmann 2004). Strøm og vindeksponering er medvirkende til, at spor efter fiskeriaktiviteter i området hurtigt forsvinder.

DTU Aqua har foretaget flere undersøgelser af både kort- og langtidseffekterne ved muslingefiskeri med muslingeskraber (Hoffmann & Dolmer 2000, Dolmer et al. 2001, Dolmer 2002, Dolmer et al. 2009). Undersøgelserne viser, at der er forskelle mellem fiskede og ufiskede områder, men at forskellene ikke entydigt kan forklares af fiskeriintensiteten, men at forekomsten af iltsvind, dybde og bundforhold ligeledes spiller ind. For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings & Kaiser 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderer DCE (tidligere DMU), at effekten af muslingefiskeri varer op til 1-2 år i eutrofierede fjorde (Petersen 2008). Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind. DCE konkluderer i notat om Vandrammedirektiv (Petersen 2008): ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”. Lignende vurderinger er ikke foretaget for østersfiskeriet, men samlet set kan det antages, at den lette østersskrabere er mere skånsom i forhold til bundfauna end

muslingeskraberen, hvorfor det kan antages at opstå effekter (>4 år) ved østersfiskeri med let østersskraber for særligt følsomme arter.

### **7.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna**

Der vil forekomme bundfauna i hele Nissum Bredning. Østersfiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Nissum Bredning vurderes effekten af østersfiskeriet at vare 4 år, da området stort set aldrig påvirkes af iltvindshændelser. Konklusioner omkring gendannelsestider i Nissum Bredning er konservative antagelser, som hviler på et spinkelt grundlag. DTU Aqua forventer revision, når mere viden er tilgængelig.

## 8 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

### 8.1 Black box

#### 8.1.1 Baggrund og principper/fremgangsmåde

Østersfiskeriet har siden sæsonen 2014/15 haft black boxe påmonteret fartøjerne, mens muslingefiskeriet har haft black box monteret siden fiskerisæsonen 2012/2013. Black box systemet logger informationer om position, sejlhastighed og evt. bevægelse i spillet hvert 10. sek. Dette resulterer i meget store datamængder, idet loggerne også samler under sejlads til og fra fiskepladserne og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser, der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for forberedelse til fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to generelle kriterier:

1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter.

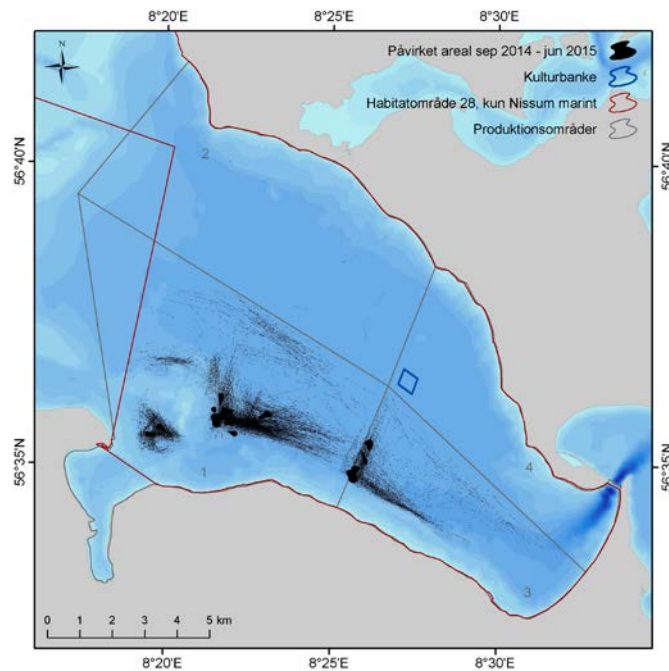
I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. Aktiviteter, der er defineret som fiskeri, tilknyttes desuden et id der kan bruges til at definere hvilke punkter der udgør et samlet skrab. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er udarbejdet, i gang med at blive kvalitetssikret, og vil blive brugt i den fremtidige oparbejdning af data.

Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne der tilhører samme skrab med en lige linje. Tilhørsforhold afgøres ud fra trækid-kolonnen der er en del af punkt-datasættet.

De fremkomne linjer fra black box data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem, der dækker det skrabede areal. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets id samt antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskerier (blåmuslinger, østers og søstjerner) beregnes bredden af bufferen via logbogsdata.

#### 8.1.2 Resultater

I løbet af forsøgsfiskeriet i 2014/2015 (data fra september 2014-juni 2015, begge måneder inklusive) blev der fisket af 43 fartøjer i Nissum Bredning (Figur 12). Der er rapporteret 2927 træk i black box data, hvoraf 0,4% ligger indenfor produktionsområderne 1-4, men udenfor Natura 2000 området. Disse træk er i det følgende udeladt af beregningerne. Den gennemsnitlige længde for linjerne er 1244 m, minimumslængden er 58 m, maksimum er 4078 m. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 4,9 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 2,9% af arealet af Natura2000 området i Nissum Bredning.



**Figur 12.** Areal påvirket af skrab ved forsøgsfiskeri i fiskerisæsonen 2014/15 i Nissum Bredning. Arealet er genereret ud fra black box data. Den lille firkant på kortet angiver det område, hvor undermålsøsters blev genudsat.

## 8.2 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter østers kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning.

I perioden 2011-2015 har der kun været fiskeri efter østers i Natura2000 området i Nissum Bredning i fiskerisæsonerne 2011/2012 og 2014/2015. Fiskeriet har i den samlede periode (2011-2015) påvirket 0-12,4% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 4).

På baggrund af black box data fra forsøgsfiskeriet i 2014/2015 kan det påvirkede areal for fiskerisæson 2011/2012 beregnes ud fra den landede mængde (430 t) i fiskerisæsonen 2011/2012, samt ved at antage, at fiskeriet er foregået på samme præmisser og at tætheden ( $\text{kg m}^{-2}$ ) i 2011/2012 som minimum var den samme som i 2014/2015. Beregningerne er foretaget således: Det samlede fiskeri efter 100 t østers i Nissum Bredning i fiskerisæsonen 2014/2015 har påvirket  $4,9 \text{ km}^2$  (Tabel 4), hvorfor 1 t har påvirket  $(4,9/100) 0,049 \text{ km}^2$ . Denne faktor anvendes nu til at beregne, hvor stort et areal fiskeri efter 430 t i fiskerisæsonen 2011/2012 har påvirket. Påvirket areal for fiskerisæsonen 2011/2012 er således estimeret til  $(430 \cdot 0,049) 21,2 \text{ km}^2$ , svarende til 12,4% af arealet af N28, Nissum Bredning. Samme beregningsmetode er anvendt ved estimering af arealpåvirkningen for den kommende fiskerisæson (2015/2016), hvor der er anmodet om et fiskeri efter 150 t østers i Nissum Bredning (Tabel 4).

**Tabel 4.** Arealpåvirkning 2011-15 for N28, Nissum Bredning i forhold til tidligere landet mængde (data fra NaturErhvervstyrelsen) samt anmodet kvote (150 t) for indeværende fiskerisæson (grå). For fiskerisæsonen 2014/2015 er arealpåvirkningen beregnet via black box data, mens areal påvirkningen i 2011/2012 og den kommende fiskerisæson er estimeret på baggrund af black box data fra 2014/2015 (se tekst). Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H28 på 172 km<sup>2</sup>.

Fiskerisæson	Mængde ton	Arealpåvirkning	
		km <sup>2</sup>	%
2011/2012	430	21,2	12,4
2012/2013	0	0	0
2013/2014	0	0	0
2014/2015	100	4,9	2,9
2015/2016	150	7,4	4,3

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er østersfiskeriets effekt på forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna undersøgt, og det er angivet hvor lang gendannelsestiden er for de enkelte økosystemkomponenter.

Gendannelse af ålegræs kan være fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at være >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen, giver derfor ikke mening. Siden 2010/2011 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, som også omfatter østersfiskeriet, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger og bundfauna er vurderet til at være henholdsvis 5 og 4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af black box data og gendannelsestiderne er det muligt at beregne, hvor store områder, der vil blive påvirket, være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, eller blive påvirket af den kommende sæsons fiskeri. De meget grundige transketundersøgelser af udbredelse af makroalger har tilvejebragt et fagligt grundlag, der ikke tidligere har været tilgængeligt, og har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Nissum Bredning og i høj grad er knyttet til fx stenede substrater. Ved en beregning af de kumulative effekter skal der tages højde for den ikke homogene fordeling. I denne konsekvensvurdering er det gjort ved, at beregne andelen af punkter på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige punkter. Der er i denne andel ikke sondret mellem invasive og naturligt hjemhørende makroalger, og der er heller ikke taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1% eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på fx 30%. Endelig er der ikke skelnet mellem dybder, og punkter på fx 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som punkter på fx 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle målepunkter var der i gennemsnit makroalger på 58,6% af punkterne. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er = kumulativ arealpåvirkningen ved fiskeri x 0,586. Beregningen af de kumulerede effekter for makroalger er derfor behæftet med usikkerhed, da der korrigeres for makroalgernes heterogene fordeling. Hermed anvendes en konservativ tilgang, der inkluderer både forekomst af makroalger på lavt vand, hvor der ikke forekommer

fiskeri samt enkeltstående individer. De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne makroalger, bundfauna og ålegræs er vist i Tabel 5.

**Tabel 5.** Kumuleret arealpåvirkning i % af total arealet af den marine del af habitatområde H28 for ålegræs, makroalger og bundfauna. Til beregningerne for makroalger og bundfauna er brugt gendannelsestider på hhv. 5 og 4 år. Den kumulerede effekt er beregnet for de foregående år + påvirkning ved denne sæsons fiskeri (tabel 4) i henhold til gendannelsestiderne. For bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 58,6% af det skrabeareal (se tekst).

	Gendannelsestid (år)	2011/12	2012/13	2013/14	2014/2015 (Black box data)	Kumuleret + 2015/2016
<b>Makroalger</b>	>5	7,2	0	0	1,7	11,5
<b>Bundfauna</b>	4		0	0	2,9	7,2
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0

### 8.3 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer fx i forbindelse med iltsvind kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. Iltindholdet i Limfjorden er siden 1988 blevet målt af miljøcentrene i Ringkøbing og Aalborg på en række faste stationer, herunder også i Nissum Bredning. I Nissum Bredning bliver iltforholdene målt på en enkelt station (station 3702-1, figur 2) i den østlige del af Bredningen. Målinger fra de sidste 20 år viser, at der ikke er blevet observeret iltsvind på station 3702-1 i Nissum Bredning (iltsvindrapporter fra DCE, tidligere DMU i perioden 1993-2012).

### 8.4 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for økosystemkomponenterne ålegræs, makroalger og bundfauna. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning. Ved beregning af påvirket areal af østersfiskeri antages det, at et areal kun skræbes en gang, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.



## 9 ANDRE BESKYTTELSES HENSYN

### 9.1 Beskyttede fugle

#### 9.1.1 Muslingespisende fugle

I Nissum Bredning er store dele af produktionsområderne 1-4 udpeget som fuglebeskyttelsesområde (F23, F28 og F39, Bilag 1). I det fuglebeskyttelsesområde, der hovedsagligt vil blive påvirket af fiskeriet (F28), indgår der kun to arter i udpegningsgrundlaget (hvinand og toppet skallesluger) og begge arter er karakteriseret som trækfugle. Imidlertid indgår der en række andre fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområde 23 og 39, hvorfor østersfiskeriet samlet set kan påvirke 19 arter (rørdum, pibe svane, rørhøg, klyde, hjejle, engryle, brushane, lille kobbersneppe, splitterne, fjordterne, havterne, dværgterne, lysbuget knortegås, krikand, spidsand, hvinand, toppet skallesluger og hvidbrystet præstekrave) som forekommer i de marine områder. Af de 19 arter er 9 arter trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Af de 19 marine arter i udpegningsgrundlaget er det hvinand og krikand, der fouragerer på muslinger ([www.dof.dk](http://www.dof.dk)). I forbindelse med fiskeri efter østers vil der kun blive landet østers med en størrelse over mindstemålet (60 g), mens østers under mindstemålet samt eventuelle muslinger vil blive genudsat. Det vurderes derfor, at et fiskeri af 150 t østers ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingespisende fugle i F28, da østers over mindstemålet må antages generelt ikke at indgå i disse fem arters fødegrundlag.

#### 9.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiske- og planteædende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger, rørdum, rørhøg samt de fire ternearter) kan blive påvirket af østersfiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i Natura2000 området, forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Natura2000 planen angiver, at prognosen for hvinand og toppet skallesluger er ukendt. Ifølge DMU har både hvinand og toppet skallesluger en gunstig national bevaringsstatus (Pihl et al. 2003). Endvidere viser undersøgelser (Tomczak et al. 2012) af fiskefaunaen i Limfjorden på større dybde end 3 m et skift fra store bundfisk (rødspætte, skrubbe) i 1990'erne til pelagiske arter (sild og brisling). I de senere år er disse bestande reduceret og erstattet af små bentiske arter som kutlinger mv., og dermed er der sket en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Det konsekvensvurderede østersfiskeri kan således ikke forventes at forringe de fiskespisende fuglearters status.

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af det planlagte østersfiskeri. Et østersfiskeri af 150 t forventes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for de fem arter af planteædende fugle i Nissum Bredning (pibeand, lysbugtet knortegås, pibeand, krikand og spidsand).

#### 9.1.3 Forstyrrelse af fugle

Natura2000 planen angiver i trusselsvurderingen næringsstofbelastning, forstyrrelse og fiskeri, som trussel mod gunstig bevaringsstatus for flere ikke specificerede fuglearter. Prognosen er ukendt for hvinand og toppet skallesluger i Nissum Bredning. Ved østersfiskeri vil der maksimalt forekomme 30 fartøjer i et produktionsområde af gangen, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end andre mere hurtigt sejlede fartøjer.

For dværgterne er forstyrrelse på redepladserne en trussel mod bevaringsstatus. En dybdegrænse på 5 m vil være med til at sikre, at ynglende og rastende fugle, fx dværgterne, ikke vil blive forstyrret.

#### 9.1.4 Kumulative effekter for fugle

Østersfiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter samt øvrige aktiviteter i Nissum Bredning have en kumulativ effekt i forhold til

forstyrrelse fra østersfiskeri. Den muslingeædende arter vurderes til ikke at blive påvirket, da undermåls-østers og eventuelle muslinger genudsættes. Fiskeædende arter vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Planteædende fugle forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af østersfiskeriet med dybdegrænse på 5 m. DTU Aqua vurderer derfor, at østersfiskeriet ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, hvis >30 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

## 9.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV arter). Det er kun stavsild, som er betegnet som særligt beskyttet fiskeart i Nissum Bredning. Særligt beskyttede pattedyr ifølge udpegningsgrundlaget er spættet sæl.

### 9.2.1 Fisk

Bevaringsstatus for stavsild, er ukendt i Danmark og i Nissum Bredning. Arten er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

**Stavsild:** Stavsild vandrer mellem fourageringsområder i havet og gydepladser i fersk- og brakvand. Stavsild fanges jævnligt langs de danske kyster, og siden 1970 er arten registreret i Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden og Randers Fjord ([www.naturstyrelsen.dk](http://www.naturstyrelsen.dk)). Stavsilden lever i havet som stimefisk nær kyster. I forsommeren vandrer de kønsmodne stavsild op i større vandløb, hvor de gyder. Yngelen vandrer om efteråret ud i saltvand.

Østersskrab medfører minimal bifangst af fisk, men fangst af stavsild er ikke kendt. I det omfang den pelagiske stavsild kan nå at flygte fra skraberen, forventes der ikke at være direkte negative effekter af østersskrab på stavsild.

Østersfiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et fiskeri af 150 t østes kan ved den nuværende biomasse i Nissum Bredning fiskes på 4,3% af habitatområdet H28, og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for stavsild i Nissum Bredning (H28).

### 9.2.2 Havpattedyr

**Sæler:** Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter), herunder spættet sæl. Spættet sæl er Danmarks mest almindelige sælart (bestand 16.100 i 2012, Härkonen et al. 2013), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6-13% om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Der er specielt sket et drastisk fald på ca. 50% i bestanden af spættet sæl i den centrale del af Limfjorden. Da der ikke er observeret flere døde dyr end sædvanligt, må de manglende dyr formodes at være svømmet ud af området, hvilket ifølge DCE formodes, at være pga. mangel på føde i området ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder den vestlige Limfjord. De vigtigste yngle- og hvilepladser for spættet sæl findes i Vadehavet, vestlige Limfjord, Læsø, Anholt, Hesselø, farvandet omkring Samsø, Avnø Fjord og Rødsand ved Gedser. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af spættet sæl ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)).

Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)). Østersfiskeriet i Limfjorden foregår typisk i perioden oktober til maj, og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

Der er ikke registreret bifangst af sæler i østersfiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet høresans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberne.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Teilmann et al. 2006). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 30 fartøjer der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 5 m i 2015/2016 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på.

Det er ukendt i hvilket omfang østersfiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Nissum Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler æder mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at østersfiskeriet vil foregå i et begrænset område af H28 (12%) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at østersfiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Nissum Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Nissum Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Nissum Bredning. Østersfiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Teilmann et al. 2006, Edrén et al. 2010). Forstyrrelser fra skibstrafik i området kan forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Nissum Bredning.

## 10 REFERENCER

Anonym (2013). Marin habitatnaturtype-kortlægning 2012. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Barnette MC (2001). A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.

Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003). Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.

Borum J (1985). Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zoostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218.

Britton-Simmons KH (2004). Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series*. 277:61-78.

Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology*. 350:46-72.

Buschbaum C, Chapman AS and Saier B (2006). How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Mar. Biol.* 148: 743-754.

Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010). Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.

Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302:233-148.

Carstensen J, Krause-Jensen D, Dahl K, Henriksen P (2008). Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683. <http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>

Carstensen J, Krause-Jensen D (2009). Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>

Carstensen J, Krause-Jensen D (2012). Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.

Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013). How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.

Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995). Utilisation of *ulva rigida* biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. *Journal of applied Phycology* 7:479-485.

Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997). Regrowth of the seagrass *thalassia testidium* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.

- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dolmer P (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer P, Hoffmann E (2004) Østersfiskeri i Limfjorden- sammenligning af redskaber. DFU report 136-04.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Bassompierre M, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-09.
- Dolmer P, Poulsen LK, Christoffersen M, Geitner K, Larsen F (2011). Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nisum Bredning 2011/2012. DTU Aqua-rapport nr. 245-2011.
- Duarte CM (2000). Marine biodiversity and ecosystem services: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995). Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Edrén SMC, Andersen SM, Teilmann J, Carstensen J, Harders PB, Dietz R, Miller L (2010). The effect of a large Danish off-shore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science* 26(3):614-634.
- Edwards E (1997). Molluscan fisheries in Britain. In *The History, Present Condition, and Future of the Molluscan Fisheries of North and Central American and Europe*, vol. 3, Europe, (ed. CL MacKenzie Jr., VG Burrell, Jr., A Rosenfield, WL Hobart). National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Technical Report NMFS 129.
- Engelen AH, Primo AL, Cruz T, Santos R (2013). Faunal differences between the invasive Brown macroalgae *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. *Biol Invasions* 15:171-183.
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999). Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005). Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1:1, 2-19.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993). Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Godcharles MF (1971). A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 64:51 p.
- Goodwin L, Shaul W (1980). Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. WA. Dep. Fish. Prog. Rep. 119:26 p.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003). Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.

- Hansen JCR, Reidenbach MA (2012). Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. Marine Ecology Progress series nr. 428/2009.
- Harrison PG (1993). Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. Aquat. Bot. 45, 63–77.
- Haelters J, Kerckhof F (2009). Background document for *Ostrea edulis* and *Ostrea edulis* beds. OSPAR Commission. Biodiversity Series. ISBN 978-1-906840-68-6.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000). Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. ICES J. Mar. Sci. 57:1310-1314.
- Hoffmann E, Frandsen R, Tørring D, Dolmer P (2007). Udvikling af skånsom østersskraber. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010). Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, van Vierssen W (1987). Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. Aquatic Botany, 28: 275-285.
- Härkönen T, Galatius A, Bräeger S, Karlsson O, Ahola M (2013). Population growth rate, abundance and distribution of marine mammals. HELCOM Core Indicator of Biodiversity. Rapport til HELCOM.
- Jennings S, Kaiser M J (1998). The effects of fishery on marine ecosystems. Adv Mar Biol 34: 201-352.
- Johnson KA (2002). A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.
- Jolley JW (1972). Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.
- Kamphausen L, Jensen A, Hawkins L (2011). Unusually high proportions of males in a collapsing population of commercially fished oyster (*Ostrea edulis*) in the Solent, United Kingdom. J. Shellfish Res. 30: 217-222.
- Korringa P (1952). Recent advances in oyster biology. Quarterly Review of Biology, 27, 266-308 & 339-365.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008). Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projekttitle: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009). Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. Marine Ecology, 17(1-3):345-354.
- Mai H, Fotadar R, Fewtrell J (2010). Evaluation of *Sargassum* sp as a nutrient sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. Aquaculture 310:91-98.
- Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 6.

- Markager S, Sand-Jensen K (1992). Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser* 88(1):83-92.
- Markager S, Storm LM, Stedmon CA (2006). Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993). Stabilization of “green tides” *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology* 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011). Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and Krause-Jensen D (1998). Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. *Journal of Phycology*, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000). Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia*: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljøministeriet (2011). Natura 2000-plan 2010-2015. Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø. Natura 2000-område nr. 28 Habitatområde H28 Fuglebeskyttelsesområde F23, F27, F28, F39.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013). Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskab og øvrig muslingeproduktion I Natura 2000 områder. <http://naturerhverv.dk/fiskeri/erhvervsfiskeri/muslinger-og-oesters/muslingepolitikken/#c6898>
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003). Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Naturstyrelsen (2011). Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998). The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002). Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004). Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994). Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147-156.
- Olesen B (1996). Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *MEPS* 134: 187-194.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2008). Fremlagt ved *ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters*, Nice, 25.1.2009 - 30.1.2009. Publiceret abstract.

- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) *Havmiljøet ved årtusindeskiftet*. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004). Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Petersen JK (2008). Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Pihl S, Clausen P, Laursen K, Madsen J, Bregnballe T (2003). Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 462. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Polte P, Buschbaum C (2008). Native pipefish *Entelurus aequor* are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. *Aquat.Biol.* 3: 11-18.
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S, Macinnis-Ng CMO (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999). Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- Rheault RB (2008). Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.
- Riemann B, Hoffmann E (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005). Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011). Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistence between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research*, 2011 – Elsevier.
- Ruffin KK (1995). The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.
- Salomonsen J, Flindt MR, Geertz-Hansen O (1997). Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991). Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Smyth D, Roberts D, Browne L (2009). Impacts of unregulated harvesting on a recovering stock of native oysters (*Ostrea edulis*). *Mar. Poll Bul.* 58: 916-922.
- Spärck R (1950). Undersøgelser over østersens biologi XII. Om den nordvesteuropæiske østersbestands svingninger. Beretning til Fiskeriministeriet fra Den danske biologiske Station. Nr. 52:43-45.



- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005). North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Tarnowski M (2006). A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. Fish. Tech. Rep. Ser. 48:30.
- Teilmann J, Tougaard J, Carstensen J, Dietz R, Tougaard S (2006). Summary on seal monitoring 1999–2005 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Denmark. 22 pp.
- Tomczak MT, Dinesen GE, Hoffmann E, Maar M, Støttrup JG (2012). Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187.
- Troell M, Rönnbäck P, Halling C, Kautsky N, Buschman A (1999). Ecological engineering in aquaculture: use of seaweed for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology* 11:89-97.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119e130.
- Valdemarsen TB, Wendelboe K, Egelund JT, Kristensen E, Flindt M (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 410, s. 45-52.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105e1118.
- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011). Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: Abenchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012). Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* (2013) 67:191–201.
- Vining R (1978). Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55.
- Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 23.
- Wernberg T, Thomsen MS., Strær PA, Pedersen MF (2000). Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, 43:31-39.
- Williams SL (1988). Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063.
- Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003). Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp.

## Bilag 1

### Udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområderne F23, F28 og F39

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk.2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

Y: Ynglende art.

T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Tn: Trækfugle, der opholder sig i området i nationalt betydende antal.

Det er desuden angivet hvilke kriterier, der ligger til grund for vurderingen af, om arten opfylder ovennævnte betingelser:

- F1: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og yngler regelmæssigt i området i væsentligt antal, dvs. med 1 % eller mere af den nationale bestand.
- F2: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og har i en del af artens livscyklus en væsentlig forekomst i området, dvs. for talrige arter (T) skal arten være regelmæssigt tilbagevendende og forekomme i internationalt betydende antal, og for mere fåtallige arter (Tn), hvor områder i Danmark er væsentlige for at bevare arten i dens geografiske sø- og landområde, skal arten forekomme med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F3: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til den samlede opretholdelse af bestande af spredt forekommende arter som f.eks. Natravn og Rødrygget Tornskade.
- F4: arten er regelmæssigt tilbagevendende og forekommer i internationalt betydende antal, dvs. at den i området forekommer med 1% eller mere af den samlede bestand inden for trækvejen af fuglearten.
- F5: arten er regelmæssigt tilbagevendende og har en væsentlig forekomst i områder med internationalt betydende antal vandfugle, dvs. at der i området regelmæssigt forekommer mindst 20.000 vandfugle af forskellige arter, dog undtaget måger.
- F6: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til at opretholde artens udbredelsesområde i Danmark.
- F7: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til artens overlevelse i kritiske perioder af dens livscyklus, f.eks. i isvintre, i fældningstiden, på trækket mod ynglestederne og lignende.

SPA 23 Agger Tange				<a href="#">Vejledning</a>
Rørdrum		Y		F3
Pibesvane			T	F2, F4
Rørhøg		Y		F1
Klyde		Y	T	F1, F4
Hjejle			T	F5
Engryle		Y		F1
Brushane		Y		F1
Lille kobbersneppe			T	F2,F4
Splitterne		Y		F3
Fjordterne		Y		F3

Havterne		Y		F1
Dværgterne		Y		F1
Mosehornugle		Y		F3
	Lysbuget knortegås		T	F4
	Pibeand		T	F4
	Krikand		T	F4
	Spidsand		T	F4

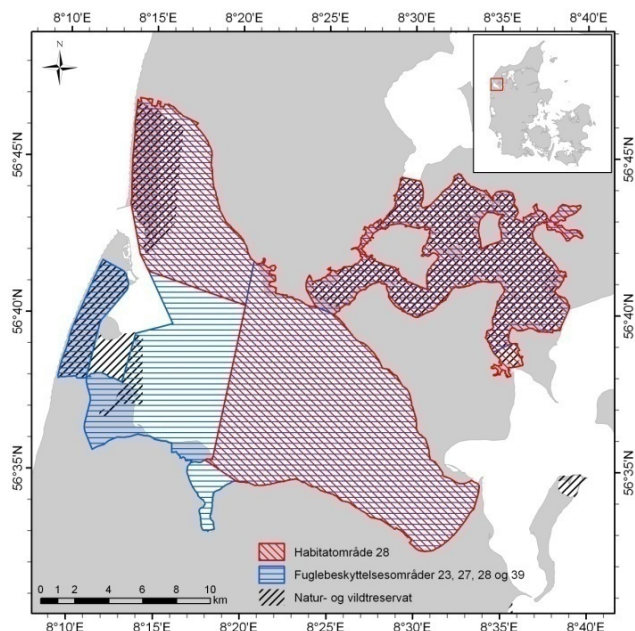
<b>SPA 28 Nissum Bredning</b>				<a href="#">Vejledning</a>
	Hvinand		T	F4,F7
	Toppet skallesluger		T	F4,F7

<b>SPA 39 Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø</b>				<a href="#">Vejledning</a>
Bramgås			T	F2, F4
Klyde		Y	T	F1, F4
Hvidbrystet præstekrave		Y		F1, F6
Engryle		Y		F1
Brushane		Y		F1
Fjordterne		Y		F3
Dværgterne		Y		F1
Mosehornugle		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Lysbuget knortegås		T	F4

Reference: Oversigt over Fuglebeskyttelsesområdernes udpegningsgrundlag 31/12 2012 (www.naturstyrelsen.dk)

## Bilag 2

### Udpegningsgrundlaget gældende for Habitatområde H28



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Nissum Bredning.

- 1103 Stavsild (*Alosa fallax*)
- 1166 Stor vandsalamander (*Triturus cristatus cristatus*)
- 1355 Odder (*Lutra lutra*)
- 1365 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- 1393 Blank seglmos (*Drepanocladus vernicosus*)
- 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand
- 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe
- 1150 \* Kystlaguner og strandsøer
- 1160 Større lavvandede bugter og vige
- 1170 Rev
- 1210 Enårig vegetation på stenede strandvolde
- 1220 Flerårig vegetation på stenede strande
- 1310 Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
- 1330 Strandenge
- 2110 Forstrand og begyndende klitdannelser
- 2120 Hvide klitter og vandremiler
- 2130 \* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
- 2140 \* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
- 2160 Kystklitter med havtorn
- 2170 Kystklitter med gråris
- 2190 Fugtige klitlavninger
- 3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
- 3260 Vandløb med vandplanter
- 4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)
- 6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (\* vigtige orkidelokaliteter)
- 6230 \* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
- 6410 Tidsvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte blåtop
- 7140 Hængesæk og andre kærsmfund dannet flydende på vand
- 7220 \* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
- 7230 Riggær

Reference: Udpegningsgrundlagt for habitatområderne gældende fra 2013 (Miljøministeriet, 2012)

## Bilag 3

### Bestilling af rådgivning vedr. østersfiskeri i Nissum Bredning for 2015/2016 sæsonen

NaturErhvervstyrelsen har modtaget vedlagte ansøgninger fra Danmarks Fiskeriforening PO og Limfjordsfiskernes Østersforening angående fiskeri efter østers i Natura 2000 området Nissum Bredning i Limfjorden for den kommende sæson 2015/2016.

DTU Aqua anmodes om, at udarbejde en konsekvensvurdering for det ansøgte fiskeri efter østers i Nissum Bredning. Muslingepolitikens målsætninger og præmisser skal anvendes i konsekvensvurderingen – særligt niveauet for acceptabel kumulativ påvirkning, som er fastsat til 15 pct. Notits om sammenhængen mellem Muslingepolitikken og fiskeri efter østers er vedlagt. Denne notits er udsendt til Muslingeudvalget og Limfjordsfiskernes Østersforening.

GPS data for den forgangne sæson (forsøgsfiskeri) skal anvendes i opgørelsen af kumulative påvirkninger.

Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr (Black Box), anvendelse af den lette skraber, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr. område (30) og fastsættelse af dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs.

Kvoten fastsættes til 150 tons østers. DTU Aqua anmodes om at vurdere, om denne kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 150 tons ikke er bæredygtig for bestanden bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i.

DTU Aqua anmodes om, at udlægge ålegræskasser, hvor ålegræs er observeret/kan etablere sig, samt angive mindste dybde for fiskeriet uden for ålegræskasser.

DTU Aqua bedes angive om fiskeriet vurderes at have en påvirkning på de fugle, som er på udpegningsgrundlaget.

Endvidere anmodes DTU Aqua om at fastsætte en kvote for fiskeri efter østers i den resterende del af Limfjorden – evt. udpegningsaf områder hvor fiskeriet bør koncentreres til på baggrund af bestandsvurderingen og fiskernes oplysninger.

## Bilag 4

### Fiskeplan fra Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO



Nordensvej 3, Taulov  
7000 Fredericia  
Tlf. +45 70 10 40 40  
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37  
1553 København V  
Tlf. +45 70 10 40 40  
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk  
www.dkfisk.dk

### Fiskeplan for forsøgsfiskeri af østers i Nissum Bredning 2015/20106

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforeningen Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et østersfiskeri i Natura 2000-området Nissum Bredning.

#### *Mængde og områder*

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri af 150 tons østers i Natura2000 området Nissum bredning, produktionsområderne 1, 2, 3 og 4. Der ud over ønskes det at kunne fange 50 tons udenfor natura2000 områder når fiskeriet af de 150 tons i Nissum bredning er opfisket. Forskydningen i fiskeriet ønskes med baggrund i bedst muligt at sikre vækst for bestanden uden for Nissum bredning inden mængden fanges. Kontrollen af fiskeriet kan foregå vha. data fra Blackbox, der derudover vil kunne levere data for opgørelse af arealpåvirkningen samt udregning af CPUE. Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2015 – maj 2016.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO vil følge DTU Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt østersfiskeri.

Med henblik på at minimere området der påvirkes af østersfiskeri, vil fiskeri af østers i Nissum Bredning som udgangspunkt kun finde sted i områder, hvor tætheden af østers er størst og kvaliteten bedst.

#### *Fiskeribeskrivelse*

Fiskeriet på østers i Nissum Bredning er reguleret af bekendtgørelse nr. 831 af 26/08/2005, Bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 og Bekendtgørelse nr. 155 07/03/2000, herunder regler for motorkraft, redskabets størrelse, lukkede perioder, dybdegrænser, ugekvoter og mindstemål.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/"Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/"Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på naturtypen 1170/Rev og på lavere vanddybder end 3 meter.

I forbindelse med fiskeriet sorteres fangsten hurtigst muligt og sten, skaller eller østers af en forkert størrelse, genudlægges for så vidt muligt i det samme område, hvor de blev fisket.

Ålegræs findes i Nissum Bredning ud til omkring 3 meter. Med henblik på at hindre påvirkning af ålegræsområder, vil fiskeriet foregå uden for områder, hvor udbredelsen af levende ålegræs overstiger fiskeriets dybdegrænse. DTU Aqua udpeger disse områder samt laver passende beskyttende bokse for områderne. At drage konklusioner omkring en direkte relation mellem sigtddybde og ålegræsset udbredelse har vist sig ikke at kunne bruges (Konklusion fra arbejdsgruppen omkring ålegræsværktøjet). Fiskeri efter østers kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af ålegræs i fangster.

Centralforeningen Limfjorden vil håndhæve, at foreningens medlemmer lever op til ovenstående fiskeplan. Fiskerne til- og framelder produktionsområder, de fisker i hos Direktoratet, hvilket opretholder maks. 30 fartøjer i hvert produktionsområde.

-----

## Fiskeplan fra Limfjordsfiskernes østersforening

Til Naturerhverstyrelsen

Limfjordsfiskernes østersforening har følgende indstilling til et bæredygtigt østersfiskeri for sæsonen 2015/2016 .  
Nisumbredning.

Her anmoder vi om en kvoten på 150 tons østers, vores anbefaling tager udgangspunkt i et meget vellykket forsøgsfiskeri i foregående sæson med gode fangstrater.

I områderne udenfor Nisumbredning mener vi at kvoten bør lyde på 50 tons, såfremt den store mængde små østers i område 6 har nået en fornuftig konsum størrelse . I modsat fald mener vi at man stadig bør åbne for en mindre kvote i område 9.

Vi har et ønske om at fiskeriet tilrettelægges sådan at man ikke kan påbegynde fiskeri i Nisumbredning inden man har opfisket sin kvote i områderne uden for. Ligeledes mener vi at mindst 2/3 dele af total kvoten skal fiske i efterårssæsonen set ud fra et optimalt afsætnings marked .

Med venlig hilsen Limfjordsfiskernes østersforening  
Formand Reinhardt Schmidt

## Kolofon

Titel	Konsekvensvurdering af fiskeri efter østers i Nissum Bredning 2015/2016
Forfattere	Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés, Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen
DTU Aqua-rapport nr.	302-2015
År:	September 2015
Reference:	Nielsen P., Canal-Vergés P., Nielsen C. F., Geitner K. & Petersen J. K. Konsekvensvurdering af fiskeri efter østers i Nissum Bredning 2015/2016. DTU Aqua-rapport nr. 302-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 46 pp. + bilag
Udgivet af:	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing, skaldyrcenter@aqua.dtu.dk, <a href="http://www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk/">http://www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk/</a>
Download:	<a href="http://www.aqua.dtu.dk/publikationer">www.aqua.dtu.dk/publikationer</a>
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-217-3