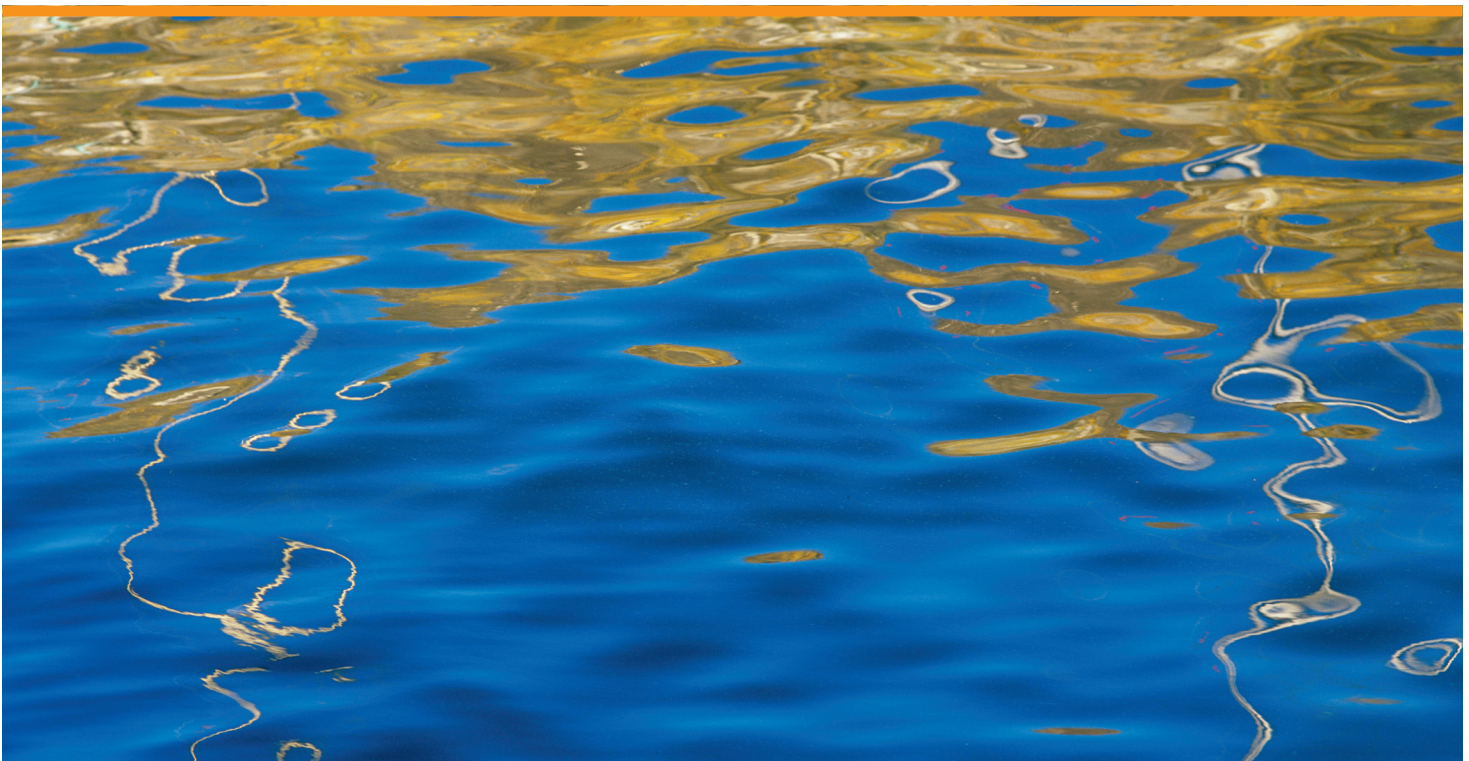


Konsekvensvurdering af fiskeri af flad østers, stillehavsøsters og søstjerner i Nissum Bredning 2018/2019



DTU Aqua-rapport nr. 333-2018
Af Pernille Nielsen, Kerstin Geitner,
Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen

Konsekvensvurdering af fiskeri af flad østers, stillehavsoesters og søstjerner i Nissum Bredning 2018/2019

DTU Aqua-rapport nr. 333-2018

Af Pernille Nielsen, Kerstin Geitner, Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen

Kolofon

Titel: Konsekvensvurdering af fiskeri af flad østers, stillehavsøsters og søstjerner i Nissum Bredning 2018/2019

Forfattere: Pernille Nielsen, Kerstin Geitner, Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen

DTU Aqua-rapport nr.: 333-2018

År: August 2018

Reference: Nielsen, P., Geitner, K., Olsen, J. & Nielsen, M.M. (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri af flad østers, stillehavsøsters og søstjerner i Nissum Bredning 2018/2019. DTU Aqua-rapport nr. 333-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 52 pp. + bilag.

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby

Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-253-1

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	5
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
2	INDLEDNING	7
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	8
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra Fiskeripolitisk kontor/UM	8
3.2	Forvaltningen af østersfiskeriet	8
4	GENERELT OM NISSUM BREDNING	9
5	ÅLEGRÆS	11
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	11
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	12
5.3	Data for ålegræs	14
5.4	Sigtdybde og udbredelse af ålegræs	15
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	17
6	MAKROALGER	20
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	20
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	22
6.3	Data for makroalger	23
6.4	Makroalger og sigtdybde	26
6.5	Fjernelse af substrat ved østersfiskeri	26
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	27
7	FLAD ØSTERS	28
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af flad østers	28
7.2	Undersøgelser af bestande af flad østers i Limfjorden 2004-2018	29
7.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på flad østers	30
8	SØSTJERNER	31
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	31
8.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	31
8.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (2013-2018)	31
8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	32

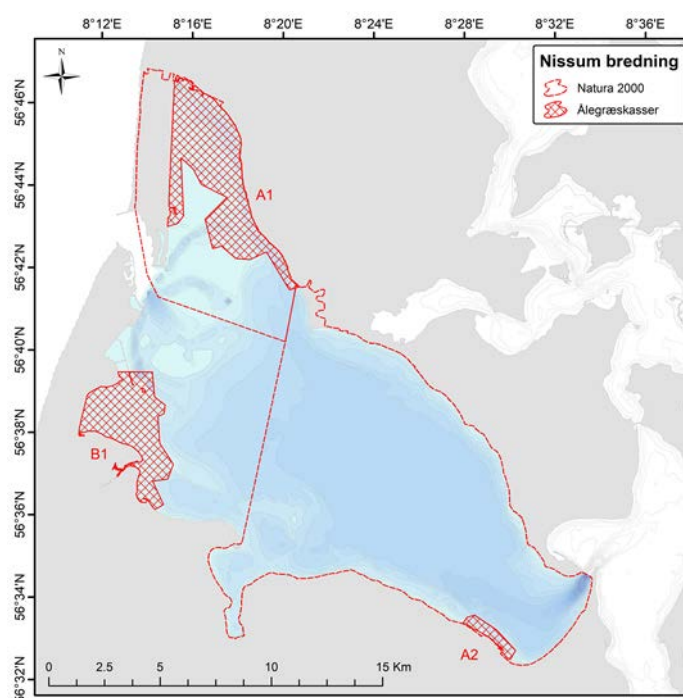
9	STILLEHAVSØSTERS	33
10	BUNDFAUNA	34
10.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	34
10.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	34
10.3	Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna	36
11	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	37
11.1	Black box	37
11.2	Black box-resultater	37
11.3	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	38
11.4	Iltforhold	41
11.5	Konklusion for kumulative effekter	41
12	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	42
12.1	Beskyttede fugle	42
12.2	Bilag IV-arter	43
13	REFERENCER	46
BILAG 1		53
BILAG 2		54
BILAG 3		55
BILAG 4		56

1 RESUMÉ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri af flad østers, stillehavsøsters og søstjerner i Natura 2000 området i Nissum Bredning (N28), som omfatter fuglebeskyttelsesområderne F23, F27, F28 og F39 samt habitatbeskyttelsesområde H28. På anmodning af Fiskeripolitisk kontor skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 50 t flad østers og 2.000 t søstjerner. 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 af i alt 50 t østers på vanddybder >3 m og udenfor 3 ålegræskasser (figur R1) ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



Figur R1. Konsekvensvurderingens grundlag. Natura 2000 området (N28) i Nissum Bredning. Ålegræskasserne er gældende for fiskerisæsonen 2018/2019.

Bestanden af flad østers i H28 i 2018 er på ca. 1.500 t på vanddybder >3 m, hvilket er en lille tilbagegang i forhold til 2017. Et fiskeri af 50 t østers i fiskerisæsonen 2018/2019 vil reducere bestanden i Nissum Bredning med 3,2%. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 50 t flad østers er bæredygtigt for østersbestanden og så længe kravene om max. antal fiskebåde på 30 i et område ad gangen fastholdes, så vil østersfiskeriet ikke påvirke udpegningsgrundlaget.

Der blev fundet ålegræs på max. 3,8 m i Miljøstyrelsens monitoring i 2017, hvilket er sammenfaldende med den dybdegrænse på 4 m, som DTU Aqua har observeret i et omfattende transektstudie i 2018. 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 3 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 >3 m vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle

udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Miljøstyrelsen fandt makroalger på 5-6 m, som er den maksimale monitorerede dybde i 2017, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2018 fandt makroalger ud til 9 m. Makroalgensamfundene var domineret af filamentøse makroalger sammen med sargassotang og andre brunalger. DTU Aqua vurderer, at et østersfiskeri på vanddybder >3 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 fiskeri af 50 t flad østers, er estimeret til 0,9 km² svarende til 0,5% af arealet af H28, mens søstjernefiskeriet maksimalt må påvirke 3% (tabel R1).

	Mængde	Arealpåvirkning	
	ton	km ²	%
2018/2019 – flad østers	50	0,9	0,5
2018/2019 - søstjerner	2.000	5,2	Max 3

Tabel R1. Arealpåvirkning af det anmodede fiskeri af 50 t østers og 2.000 t søstjerner i fiskerisæsonen 2018/2019 i Nissum Bredning. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H28 på 274 km².

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 50 t flad østers og 2.000 t søstjerner i fiskerisæsonen 2018/2019 ikke vil påvirke de beskyttede muslinge-, fiske- og plantespisende fuglearter eller de beskyttede arter stavsild, odder 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 af 50 t flad østers og 2.000 t søstjerner (tabel R2). Der er i beregningerne taget højde for makroalgernes heterogene fordeling.

Der er ikke blevet fundet områder med tætte forekomster af stillehavsøsters, hvorfor DTU Aqua ikke har udpeget særlige områder til fiskeri af stillehavsøsters i Nissum Bredning.

	Gendannelses-tid (år)	2014/15 (%)	2015/16 (%)	2016/17 (%)	2017/18 (%)	2018/19 Flad østers 50 t (%)	2018/19 Søstjerner 2.000 t (%)	Kumuleret inkl. søstjerner (%)
Makroalger	>5	1,7	3,1	2,2*	0,8*	0,3	Max 3	11,2
Bundfauna	4		5,4	3,5	1,3	0,5	0	10,6
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

Tabel R2. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet 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 gendannelses-tiderne. For bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 58,6% af det skrabede areal.

2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af europæisk flad østers (*Ostrea edulis*) og søstjerner (*Asterias rubens*) i Natura 2000 området i Nissum Bredning (N28), hvor hovedparten af skaldyrproduktionsområderne 1-4 er udpeget som Natura 2000 område. Specifikt beskrives effekterne i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F23, F28 og F39 (Bilag 1) og habitatbeskyttelsesområde H28 (Bilag 2), og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 3), som Fiskeripolitisk kontor, Udenrigsministeriet (UM) har udsendt på baggrund af fiskerierhvervets fremsendte fiskeplan (Bilag 4) og det afholdte møde mellem UM, fiskerierhvervet og DTU Aqua d. 15. juni 2018.

Ifølge Fiskeriloven (Lovbekendtgørelse 764 af 19/6 2017 §10e) kan tilladelse til fiskeri i Natura 2000 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 østersfiskeri blev implementeret i maj 2008. Primo juli 2015 har den tidligere NaturErhvervstyrelse orienteret om, at konsekvensvurderinger af fiskeri af østers med bundskrabende redskaber i Natura 2000 områder skal udarbejdes efter de samme præmisser og målsætninger som angivet i den vedtagne muslingepolitik.

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til UM’s anmodning (Bilag 3). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 926 af 27/6/2016 om udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Natura 2000 planen gældende for 2016-2021 for området i Nissum Bredning blev offentliggjort i april 2016. De forskellige marine naturtyper er delvist kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, men der er ikke udarbejdet en vurdering af tilstanden af de marine naturtyper i basisanalysen for Natura 2000 området Nissum Bredning (Miljøministeriet 2014), hvorfor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt i nærværende konsekvensvurdering. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal, som senest er blevet revideret i 2016 (Petersen et al. 2016a). For andre arter i udpegningsgrundlaget 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: *”Bevaringsmålsætningen for Natura 2000-områderne er at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, områderne er udpeget for”*. På baggrund af de manglende specifikke målsætninger for Natura 2000 området i Nissum Bredning er denne konsekvensvurdering baseret på DCE’s vurdering af *”stærk ugunstig bevaringstilstand af alle marine naturtype”* (Fredshavn et al. 2014). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens generelle vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurdering består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af påvirkningen af fiskeri af flad østers og søstjerner på udpegningsgrundlaget, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, mens Miljøstyrelsen har været kontakten i forhold til at sikre, at analysen også anvender miljødata indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA. I forhold til østersfiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DCE for hvinand i Limfjorden (Clausen et al. 2009). I forhold til 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.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra Fiskeripolitisk kontor/UM

Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (DFPO) og Limfjordsfiskernes Østersforening (LØF) har fremsendt fiskeplaner for fiskeri af østers i Natura 2000 området i Nissum Bredning i perioden oktober 2018–maj 2019 (Bilag 4). Fiskeplanen fremsætter ønsker om et fiskeri af 50 t flad østers i Nissum Bredning samt 50 t i områderne udenfor Natura 2000 området. I nærværende konsekvensvurdering inddrages udelukkende effekter af fiskeri i habitatområdet i Nissum Bredning.

I henhold til Udenrigsministeriets anmodning (Bilag 3) skal der i konsekvensvurderingen tages udgangspunkt i Muslingepolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette østersskrab, 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 de forgangne sæsoners fiskeri. Kvoten fastsættes til 50 t flad østers og DTU Aqua anmodes om at vurdere, om denne kvote er bæredygtig for bestanden i området eller at fiskeri af denne kvote vil medføre en for stor arealpåvirkning. 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.

Endvidere har DFPO ansøgt om fiskeri af 2.000 t søstjerner i områderne 1-4 i Nissum Bredning. UM anmoder om, at arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri medtages i arealpåvirkningen og at dybdegrænsen er den samme som for østersfiskeriet. Ligeledes anmodes DTU Aqua om at vurdere om et fiskeri af stillehavsøsters indenfor Natura 2000 området vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster. Arealpåvirkningen ved et stillehavsøstersfiskeri skal opgøres separat og ikke medtages ift. de 15% kumuleret arealpåvirkning.

3.2 Forvaltningen af østersfiskeriet

Fiskeriet af østers i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 764 af 19/06/2017 og bekendtgørelse nr. 1388 af 03/12/2017. Udover de lovmæssige reguleringer har det tidligere Ministerium for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og 2013). Ligeledes har den tidligere NaturErhvervstyrelse primo juli 2015 tilkendegivet, at fiskeri af flad østers i Natura 2000 områder skal forvaltes efter de samme grundlæggende præmisser og målsætninger som i Muslingepolitikken.

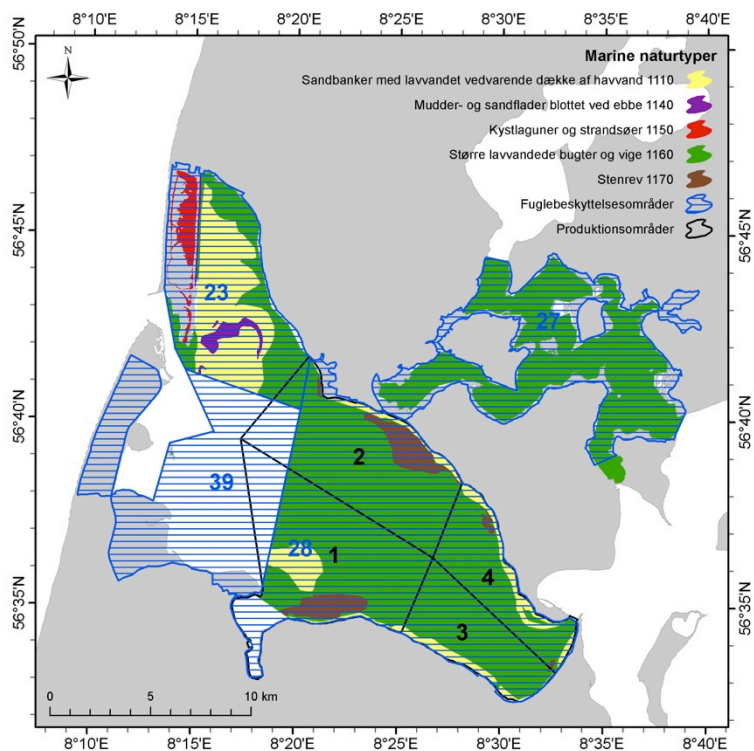
Muslinge- og østersskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev og biogene rev 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 af muslinger og østers i Natura 2000 områder skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af nøgleorganismerne ålegræs, makroalger og bundfauna.

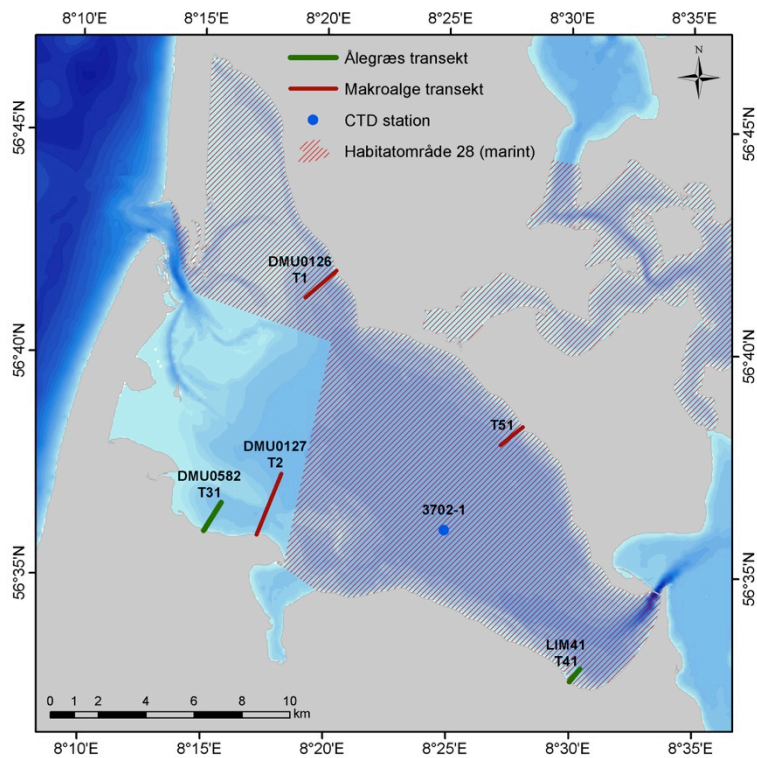
4 GENERELT OM NISSUM BREDNING

Hovedparten af produktionsområde 1-4 i Nissum Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 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 "Sandbanke" (1110), "Vadeflade" (1140), "Lagune" (1150), "Bugt" (1160) og "Rev" (1170) med et areal på henholdsvis 34 km², 2,5 km², 4 km², 125 km² og 9 km² (figur 1). Naturtypen "Vadeflade" (1140) og "Lagune" (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 Miljøstyrelsen og tidligere regionale 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, sigtddybde og sedimentforhold.

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Nissum Bredning (N28). Data for flad østers, stillehavsøsters, ålegræs, makroalger og søstjerner baserer sig hovedsageligt på DTU Aquas egne data samt historiske data, mens miljøtilstandsdata primært er indsamlet fra åbne kilder fra Miljøstyrelsens overvågning (NOVANA-programmet).

5 ÅLEGRÆS

5.1 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 næringsalte, 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 & Reidenbach 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 reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (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 tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter, eller forekomst af drivende makroalger, som enten kan rive nye skud op eller, ved tætte forekomster, kan føre til udskygning af det underliggende ålegræs (Canal-Vergés et al. 2010, Valdemarsen et al. 2011, Rasmussen 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), men kan ligeledes være biologisk afledt via aktivitet af bentisk makrofauna, såsom fx sandorm (*Arenicola marina*). Sandorm fouragerer i sedimentet og deres tilstedeværelse er især kritisk for ny- eller svagt- etablerede ålegræsbede, hvor frø og spirer kan blive begravet, eller nye skud kan rives løs, som følge af sandormens aktivitet i sedimentet (Valdemarsen et al. 2011).

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 ålegræsbyggen, 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). Tilbagetrækningen af ålegræssets udbredelse til lavere vanddybder er i tråd med det generelle mønster for ålegræs i kystnære danske farvande i perioden 1889- 2007/2008, hvorimod der i den efterfølgende periode og frem til 2013 har været en væsentlig fremgang at spore for såvel den maksimale og den gennemsnitlige dybdegrænse (Rieman et al. 2016).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtddybe, foregår gennem asekuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøbærende 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 frøbærende 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 over for 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% (Churchill 1983, 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. Anden forskning viser, 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).

5.2 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 resuspension 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, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizomsystemet, 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 UM 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). Lang regenereringstid vurderes især at være gældende i områder, hvor ålegræssets udbredelse og overlevelse i forvejen er udfordret af dårlig vandkvalitet, som det er tilfældet i Limfjorden (Neckles et al. 2005). 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.

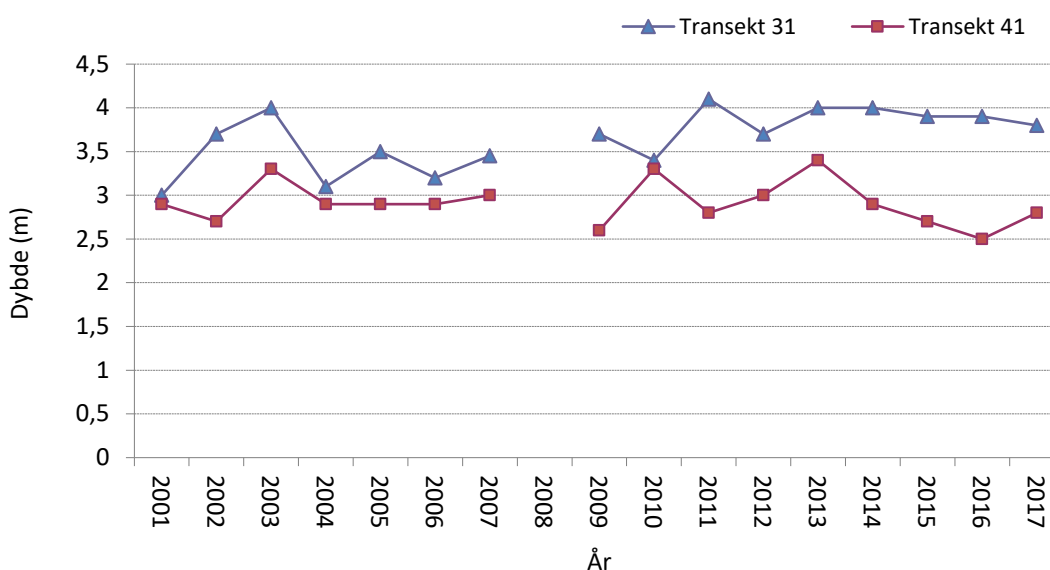
Der findes ingen studier af effekter af søstjernevod på ålegræs. Søstjernevodet er et betydeligt lettere redskab uden en ramme. Voddet skraber ikke på samme måde i bunden, og det er stort set kun den bagerste del af netposen, der har kontakt med bunden (Holtegaard et al. 2008). Redskabet må således forventes at gøre mindre skade på ålegræsset, men vil sandsynligvis skade frøspirede planter og nye skud, men ikke frøpuljen.

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 frøspirede 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 ved selve skrabningen (Riemann & 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 skrabeyposen ikke forekommer, da der ikke foretages skylning af skrabeyposen ved østersfiskeri. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspension 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 UM's bestillingsskrivelse (Bilag 1). Studier af naturligt suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på 10-15 cm sek⁻¹, 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 betydelig effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrabeyporet. Det er forventeligt, da tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabeyporet, 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.

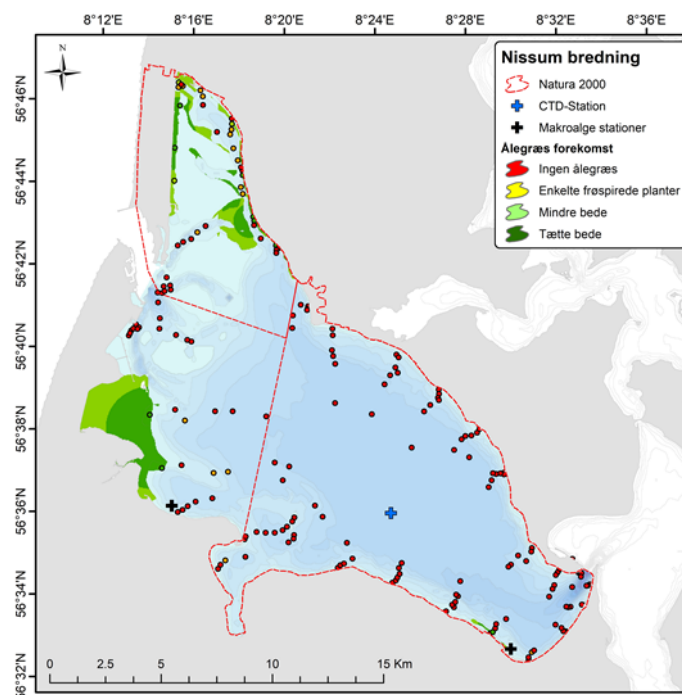
5.3 Data for ålegræs

Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter af Miljøstyrelsen. Relevant for Natura 2000 området i Nissum Bredning er Transekt 31 og Transekt 41 (for placering se figur 2), hvorfra dybdeudbredelsen af ålegræs i perioden 2001-2017 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 2001-2017 har ålegræssets dybdegrænse i hele perioden ligget mellem 2,5 og 4 m. I 2017 er den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Nissum Bredning for transekt 31 og 41 på hhv. 3,8 og 2,8 m.



Figur 3. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Nissum Bredning på transekterne 31 og 41 i perioden 2001-2017. 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 maj-juni 2018 på 38 transekter (198 punkter i alt). På hver dybde langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD-videokamera trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekonturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) tætte sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte bede 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 tætte sammenhængende bede vist med mørkegrønt og mindre bed-forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter (gule), 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. Forekomsten af ålegræs på 38 transekter i Nissum Bredning i 2018, bestående af op til 9 positioner på vanddybderne 1-9 m. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 (mindre bede) og 3 (tætte bede), men ikke 1 (enkelte frøspirede planter). Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund. Billedbredden på videokameraet var ca. 50 cm. Blå og sorte kors indikerer hhv. DCE's CTD- og ålegræsstationer.

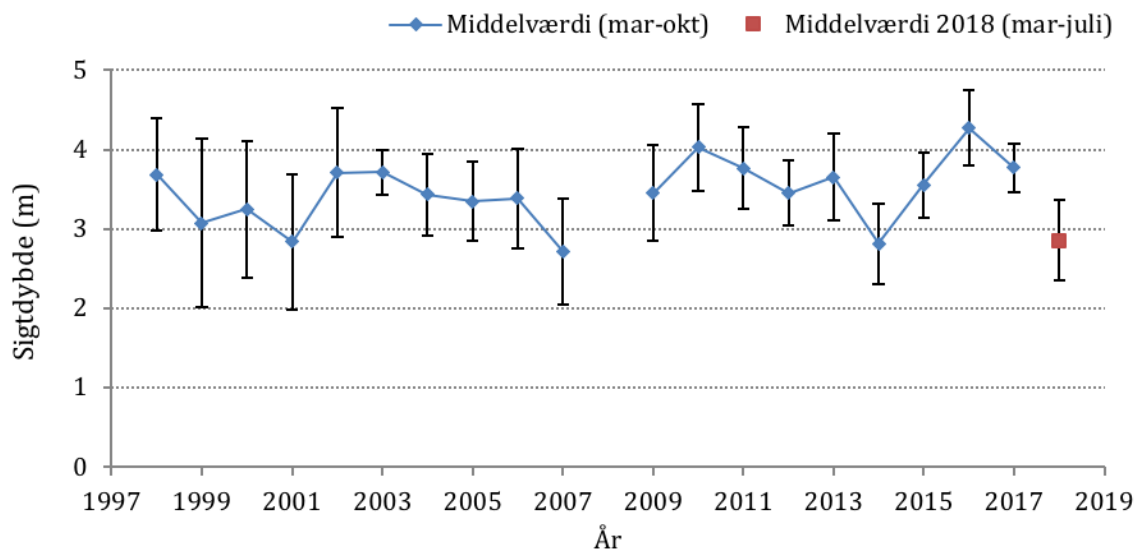
På 1, 2, 3, og 4 m vand blev der observeret ålegræs i en af de tre kategorier på henholdsvis 31%, 15%, 26% og 12% af transekterne i 2018. På 3 og 4 m var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 4 m omend det gælder udelukkende for frøspirede planter med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al. 2010). Dybdegrænsen for tætte ålegræsbede (kategori 3) er 2 m og blev primært observeret i de vestlige områder i Nissum Bredning. Det resterende ålegræs bestod af spredte, enkeltstående ålegræsplanter og mindre spredte bede (dækningsgrad 1- 2).

DTU Aquas omfattende bestandsundersøgelser af ålegræs i Nissum Bredning foregik i maj-juni 2018. Store dele af ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster >1 m² 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 forering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Nissum Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af ny-rekrutterede ålegræsskud og der kan derfor fra år til år være forskel mellem maksimal dybdeudbredelse på de enkelte transekter. Dette forhold kan primært forklares med forekomst af frøspirede planter, der i større afstande fra de etablerede bede har svært ved at overleve. Ålegræsbestanden i bredningen er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en ny-rekruttering til og gen-etablering af bestanden i bredningen kan ske.

5.4 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 Natura 2000 området i Nissum Bredning, hvorfra der findes målinger af

sigtddybden i Nissum Bredning siden 1982. Figur 5 viser den gennemsnitlige sigtddybde i perioden 1998-2018 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor reelt den periode sigtddybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002). Ligeledes er den gennemsnitlige sigtddybde for 2018 i perioden marts-juli vist i figur 5.



Figur 5. Den gennemsnitlige sigtddybde (± 2 S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3702-01 for perioden 1998-2017 ($n=7-34$ per år) samt for marts-juli 2018 ($n=7$). Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året (Data fra overvågningsprogrammet NOVANA).

Sigtddybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) har siden 1998 varieret mellem 2,5–4,5 m (figur 5). Sigtdybden i 2017 var gennemsnitligt 3,8 m, mens den i perioden marts-juli 2018 har været 2,9 m.

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtddybde 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).

Sigtddybden målt af Miljøstyrelsen i 2018 var gennemsnitligt 2,9 m i periode marts til juli ($n=7$). På baggrund af denne sigtddybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 3,0 m ved at bruge ovenstående model (se endvidere tabel 1). Den observerede maksimale udbredelse i 2017 for levende ålegræs var 3,8 m på Miljøstyrelsens stationer og 4 m i DTU Aquas undersøgelser i 2018.

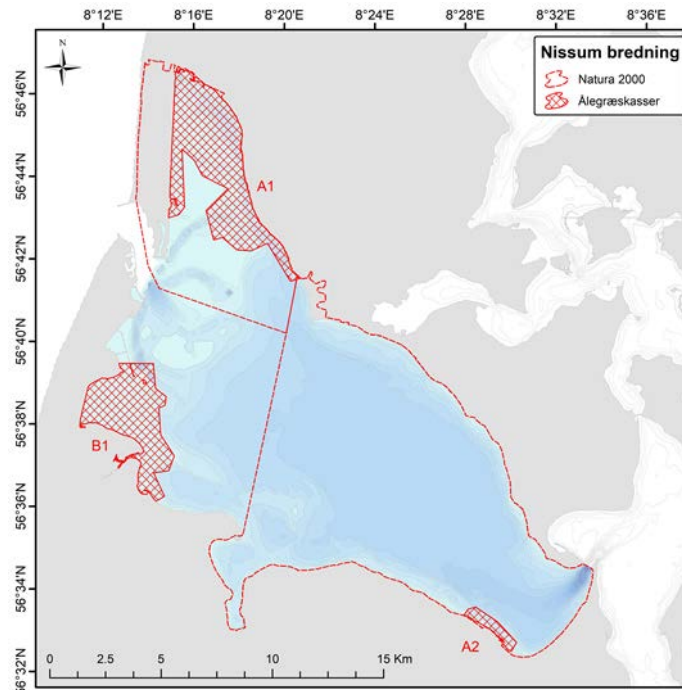
Tabel 1. Potentielle og observerede dybdegrænser for ålegræs i Nissum Bredning. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). De gennemsnitslige sigtdybder for 2013-2017 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Miljøstyrelsen i perioden marts til oktober. De observerede dybdegrænser er fra observationer fra hhv. Miljøstyrelsens (MST) transekter og DTU Aquas transektstudie. * markerede værdier er beregnet for perioden marts-juli 2018.

Potentiel dybdegrænse (m)	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Sigtdybden (m)	3,7	2,8	3,6	4,3	3,8	2,9*
Observeret dybdegrænse MST (m)	4,0	4,0	3,9	3,9	3,8	-
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	-	5	6	-	-	4
Model-estimeret dybdegrænse (m)	3,2	2,6	3,2	3,7	3,3	2,9*

Der har 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. Det er efterfølgende blevet konkluderet, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011). De modelberegne dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse.

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Ålegræskasser, hvor fiskeri ikke er tilladt, kan være et egnet middel til at beskytte sammenhængende bestande af ålegræs. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse i 2018 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 foreløbige 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 ålegræskasser i Nissum Bredning. Ålegræskasse B1 og A1 ligger udenfor produktionsområderne.

Koordinaterne for ålegræskasse B1 og A1 er udeladt, da disse ligger udenfor produktionsområderne, hvor der kan foregå fiskeri af østers og søstjerner.

A2	56	33,316	N	8	29,606	E
	56	32,817	N	8	30,452	E
	56	32,602	N	8	30,225	E
	56	33,471	N	8	28,143	E
	56	33,617	N	8	28,309	E
	56	33,669	N	8	28,642	E
	56	33,316	N	8	29,606	E

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med den lette østersskraber og med søstjernevod i Nissum Bredning på vanddybder >3 m og udenfor de angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H28. Østers- og søstjernefiskeri indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2018 vil således ikke forekomme, og fiskerierne 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 fiskeri med skrabende 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 UM's anmodning om brug af den lette østersskraber, max. 30 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri af østers i 3 områder samt på vanddybder >3 m udenfor ålegræskasserne.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Nissum Bredning i 2014 og 2018 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af fiskeplanens forslag til fiskeri. De omfattende undersøgelser 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. Siden midten af 00'erne har fiskeriet været pålagt anvendelse af den lette skraber til østersfiskeri, som formodes at reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet betydeligt i forhold til 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 østersskraberens med overvejende sandsynlighed medføre en betydelig mindre resuspension end både den lette muslingeskraber og hollænderskraberen.

6 MAKROALGER

6.1 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 algemåtterne. 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. 1995, 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 (Mazé et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2008), men også i Danmark i et nyere initiativ fra Solrød kommune, hvor man fjerner opblomstrende makroalger fra Køge Bugt og anvender i produktion af biogas. 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.

Butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) kan være 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 (artsleksikon på mst.dk) og sargassotang er en meget betydende komponent i bredningens makroalgesamfund. I de detaljerede studier foretaget af DTU

Aqua i 2018 blev der fundet sargassotang på 74% af transekterne og sargassotang er derved fortsat en meget betydende komponent i bredningens makroalgесamfund.

Det er tidligere vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende faunaarter (Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008), hvorimod der i et nyere studie blev fundet en reduktion i artsrigdommen i den tilknyttede fauna (Salvaterra et al. 2013). Andre resultater har vist forskellig arts-sammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen et al. 2013). 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). Den økologiske effekt af sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være et alternativt 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 og ikke-opportunistiske makroalger.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx referencer i Møhlenberg et al. 2008). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst udfor Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgесamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt m⁻². På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere svarende til ca. 1400 g tørvægt m⁻². I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl, *pers. com.*). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50 og 90% (Schubert & Schygula 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002).

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.

6.2 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 af østers, bl.a. fordi der her er meget få østers og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af søstjernevoddets effekt på makroalger, men nye undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise betydende effekter af voddet på makroalger (Petersen et al. 2016b). Det er dog en forudsætning, at der under fiskeriet ikke fanges større sten med påhæftede makroalger. Det er imidlertid usandsynligt at der vil forekomme søstjernefiskeri i områder med større sten, da disse kan ødelægge udstyret og der i sådanne områder oftest ikke er mange østers, og dermed søstjerner. Voddets påvirkning af makroalger vurderes derved at være begrænset.

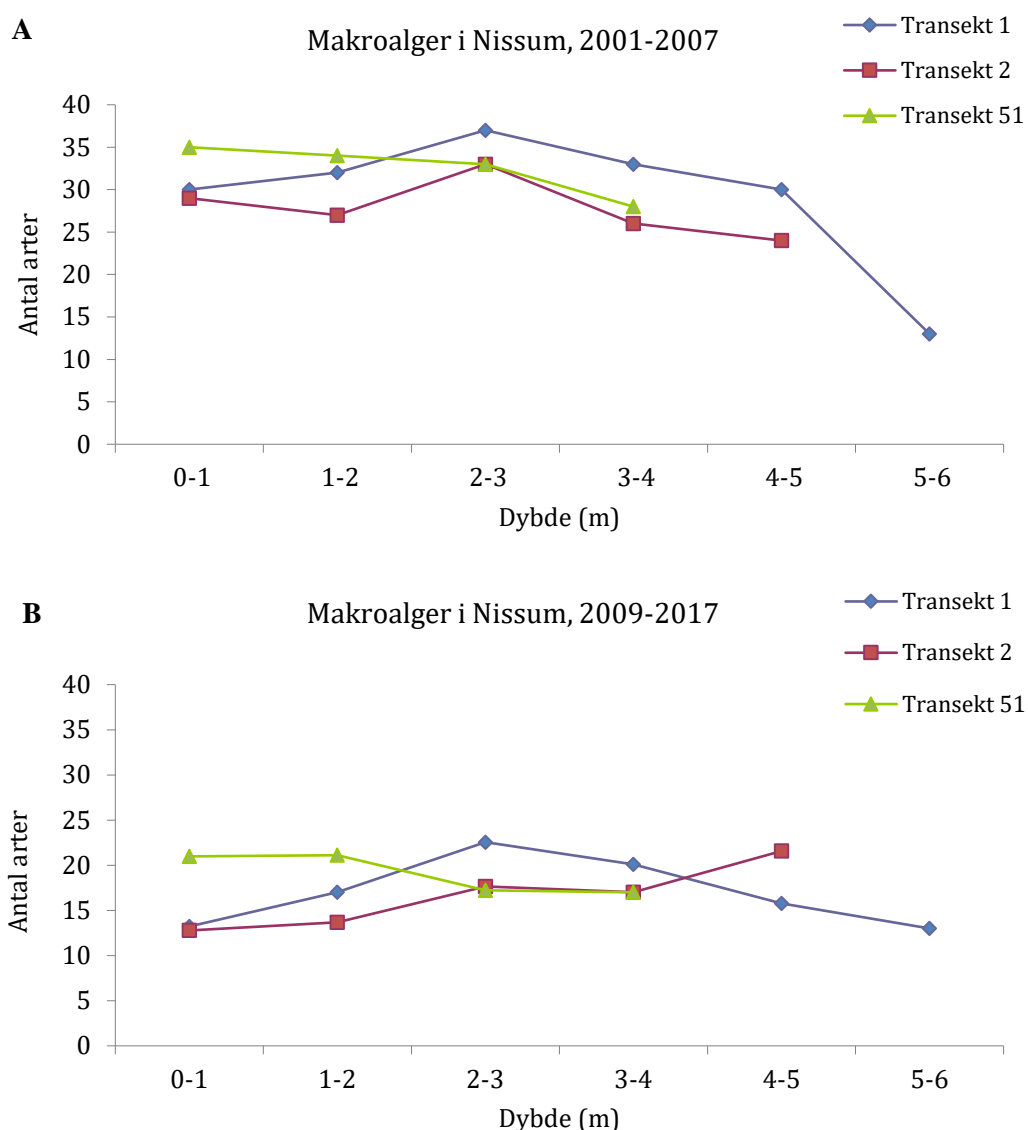
Ved østersskrab fjernes fast substrat i form af levende østers (skaller), mens sten og skaller sorteres fra. Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som østersskaller. Makroalger er afhængige 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 makroalgebestand kan potentielt give hurtigt voksende makroalgearter (herunder opportunistiske arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabilt økosystem. DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, et-årige 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 sargassotang 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 fiskeriefekt 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 sigtdybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. 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).

6.3 Data for makroalger

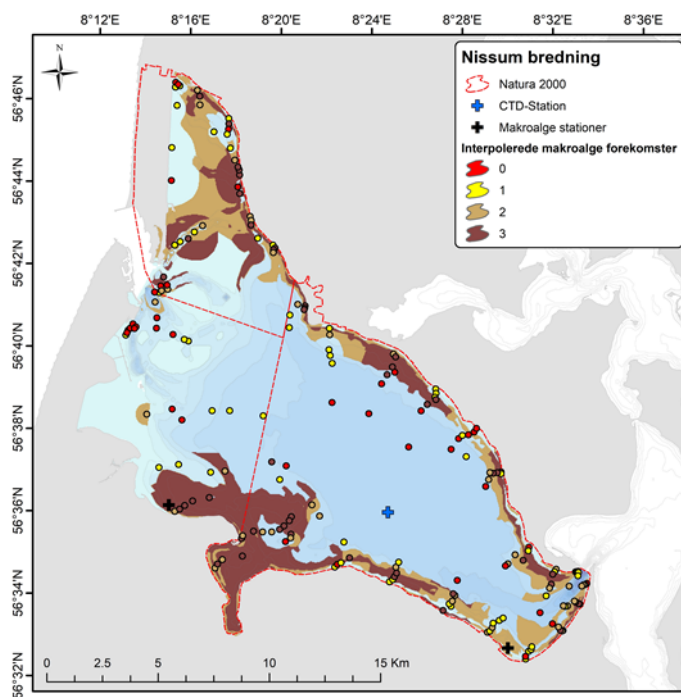
Forekomsten af makroalger i Nissum Bredning er i en årrække blevet monitoreret af Miljøstyrelsen og før det af amterne på Transekt 1, 2 og 51. Transekt 1 og 2 ligger uden for de områder, hvor der fiskes efter østers og søstjerner, mens transekt 51 ligger indenfor produktionsområde 4. Miljøstyrelsens 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 2001-2017 er observeret makroalger ud til 6 m (Figur 7A og B). Dybdegrænsen for makroalger i Nissum Bredning er derfor ukendt i denne periode, men de dybest forekommende makroalger observeret af Miljøstyrelsen i perioden 2001-2017 i Nissum Bredning er 6 m. Desuden er antallet af arter faldet i perioden 2001-2007 (Figur 7A) og til perioden 2009-2017 (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 2009-2017. Transekt 1 og 2 ligger udenfor de befiskede områder i N28, mens transekt 51 ligger i produktionsområde 4.

DTU Aqua gennemførte i maj 2018 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Nissum Bredning. Der blev udlagt 38 transekter, hvor der på 1-9 m (stationerne er vist i Figur 8) blev trukket en slæde påmonteret et HD-videokamera ca. 90 m langs dybdekanten og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i 7 overordnede grupper: i) Opportunistiske grønalger (fx søsalat og krølhårstang), ii) sargassotang, iii) filamentøse opportunistiske brunalger, iv) øvrige brunalger (fx sukkertang, blåre- og savtang), v) skorpealger, vi) filamentøse rødalger og vii) øvrige rødalger (fx carragentang). Tilstedeværelsen af makroalger indenfor hver af de 7 grupper blev kategoriseret efter følgende kategorier: 0) ingen forekomst, 1) enkelte individer, 2) mindre forekomster, og 3) tætte forekomster.

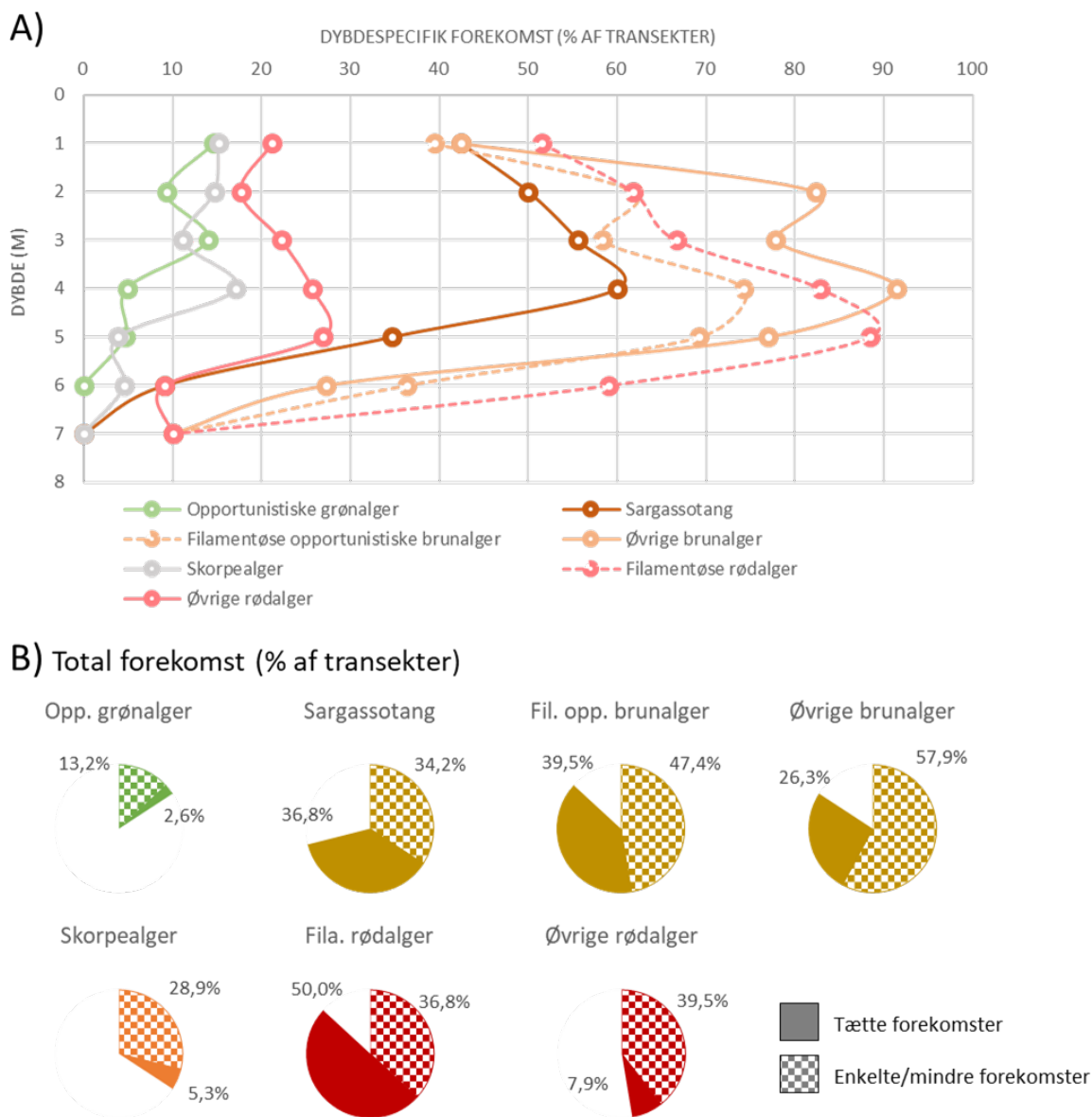
Forekomsterne af makroalger i bredningen ud fra kortlægningen i maj 2018 kan ses i Figur 8. Der blev fundet makroalger på alle transekter, om end større forekomster kun blev fundet på 63% af transekterne. De store forekomster blev primært fundet i den sydlige del af bredningen og typisk i dybdelaget 1-4 m, med undtagelse af filamentøse makroalger, for hvilke der blev observeret store forekomster ud til 5 m. For enkelte og mindre forekomster var de dybeste observationer på 9 m, som også var den dybeste dybde der blev undersøgt. Her var udelukkende tale om røde filamentøse arter.



Figur 8. Udbredelsen af makroalger på 38 transekter i Nissum Bredning i maj 2018. Farvekategoriseringen er baseret på følgende kategorier af forekomst: Forekomst 0 = Makroalger er ikke observeret (rød); 1 = enkelte individer af 1-2 arter (gul); 2 = små klumper af makroalger og/eller >2 makroalge-grupper repræsenteret (orange); 3 = store eller mellemstore klumper og/eller >3 makroalge-grupper repræsenteret (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.

Figur 9 viser andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Forekomsterne er dels vist som dybdespecifikke forekomster og dels som totale forekomster på de samlede transekter. Filamentøse

makroalger dominerede i bredningen sammen med sargassotang og andre brunalger, der bl.a. tæller sukkertang og strengetang. Filamentøse rød- og brunalger var repræsenteret på 87% af alle transekterne og primært i vanddybderne 2-6 m, mens sargassotang og øvrige brunalger var at finde på henholdsvis 71% og 84% af transekterne og primært i vanddybderne 2-4 m og 2-5 m (Figur 9A). De mindst hyppigt forekommende makroalgegrupper var de opportunistiske grønalger og skorpealger (Figur 9B).



Figur 9. Dybdespecifik (A) og total forekomst (B) af syv overordnede makroalgegrupper i Nissum Bredning maj 2018. A: dybdespecifikke forekomster - data repræsenterer andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Der er kun vist data for dybdeintervallet 1-7 m. B: total forekomst på de samlede transekter - procentværdien angiver andelen af de 38 transekter, hvor forekomst af de syv overordnede makroalgegrupper blev observeret; de fuldfarvede andele repræsenterer tætte forekomster, mens de skraverede andele repræsenterer enkelte eller mindre forekomster.

6.4 Makroalger og sigtddybde

Makroalger 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):

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

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

hvor (\pm) angiver standardafvigelsen 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 sigtddybden. Ved en gennemsnitslig sigtddybde i 2017 (marts-oktober) på 3,8 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 4,2 m og for andre makroalger til at være 4,9 m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse i 2018 (tabel 2). Den potentielle dybdegrænse for hhv. brunalger og andre alger i 2018 beregnes til at være 3,4 og 2,9 m i Nissum Bredning alene ved brug af sigtddybdeobservationer for perioden marts-juli (n=7).

Tabel 2. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Nissum Bredning i perioden 2013-2018. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for makroalgernes vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. 2002). * sigtddybden for 2018 er beregnet på baggrund af sigtddybdemålinger fra marts til juli (n=7).

Potentiel dybdegrænse (m)	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Sigtddybden (m)	3,7	2,8	3,6	4,3	3,8	2,9*
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	-	9	-	-	-	9
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	4,0	2,7	3,9	4,9	4,2	2,9*
Estimeret dybdegrænse andre alger (m)	4,7	3,3	4,5	5,6	4,9	3,4*

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 vandsøjleens sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtddybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til <0,01% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

6.5 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 østersskrabber 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.

6.6 Konsekvensvurdering 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 >3 m, hvor der findes forekomster af makroalger, omend de tætteste forekomster ofte 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 gennem direkte fysisk fiskeripåvirkning. Da makroalgerne i Nissum Bredning i praksis ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse, da de findes på dybere vand end de teoretiske estimerede dybdegrænser jf. tabel 2, vurderer DTU Aqua imidlertid, 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 og søstjernevod på vanddybder >3 m vil påvirke makroalger i Nissum Bredning i begrænset omfang, ligesom genudsmidning af sten og skaller vil begrænse reduktion af substrat. Afskrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Nissum Bredning er den invasive sargassotang den dominerende makroalge blandt de større arter 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.

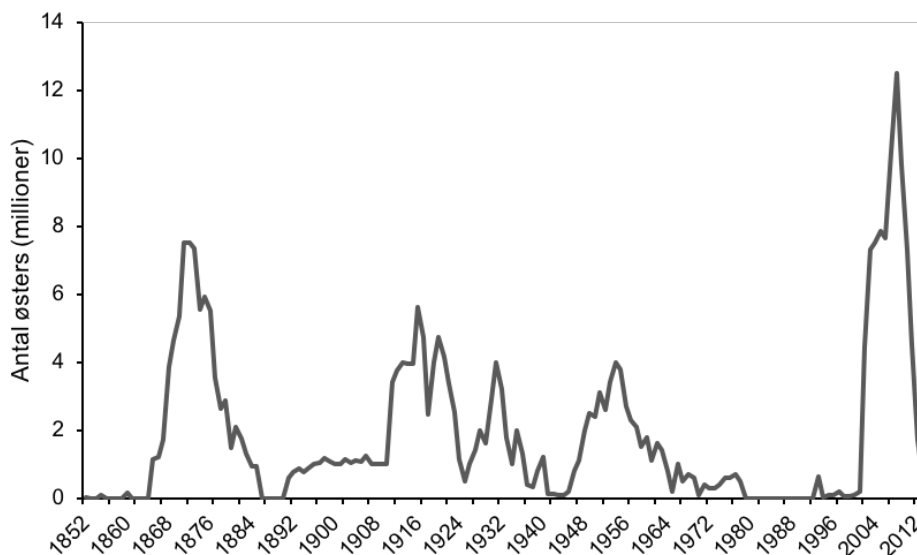
DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Nissum Bredning i 2018 og kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Nissum Bredning. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. 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.

7 FLAD ØSTERS

7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af flad 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 flad østers kraftigt (Korringa 1953, Edwards 1997). Bestanden af flad østers i Limfjorden er i et europæisk perspektiv unik, da der kun findes ganske få naturlige bestande tilbage i Europa (Haelters & Kerckhof 2009). Bestanden af flad østers i Limfjorden er hovedsagligt lokaliseret i den vestlige del af Limfjorden, hvor de største og kontinuerte forekomster i nyere tid er blevet lokaliseret i Nissum Bredning, mens forekomster i Venø Bugt og Kås Bredning har været mindre og mere varierende. Aktuelt er der tegn på etablering af flad østers i andre bassiner i Limfjorden, som fx Løgstør Bredning. Fiskeritilladelse af flad østers indenfor habitatområdet i Nissum Bredning tager udgangspunkt i en konsekvensvurdering af fiskeriets betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for habitatområdet H28, 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 flad østers i Limfjorden har varieret betydeligt indenfor de sidste 160 år (figur 10). 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).

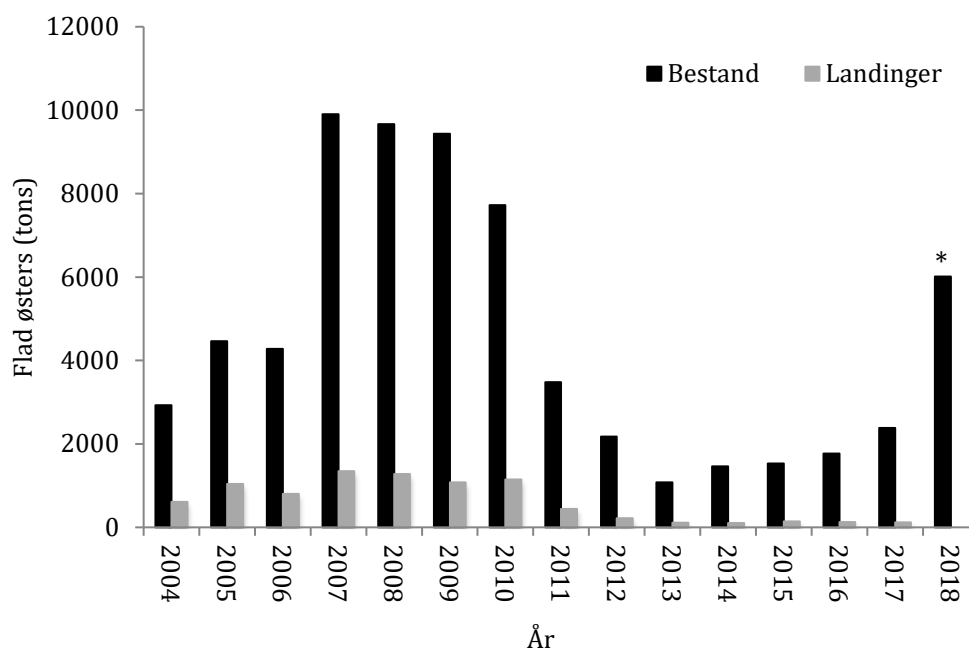


Figur 10. Antal europæiske flad østers fra Limfjorden landet i perioden 1852-2014.

Den aktuelle bestand i Limfjorden har været karakteriseret af primært gamle individer med lav vækstrate, hvorfor dødeligheden har overgået rekrutteringen og dermed reduceres bestanden løbende, da den naturlige dødelighed som følge af alder til stadighed er høj. Imidlertid har de seneste to års bestandsopgørelser vist succesfuld rekruttering, særligt i områder udenfor Nissum Bredning, og specielt i Natura 2000 området i Løgstør Bredning er der blevet registreret større forekomster. I forhold til tilstedeværelsen af parasitten *Bonamia ostrea*, som blev observeret i Limfjorden i efteråret 2014 i produktionsområde 5 og 13 (akvakultur), viser de seneste analyser af flad østers indsamlet i Nissum Bredning i 2017, at *B. ostrea* er fundet i flad østers fra produktionsområde 1 og 4 i Nissum Bredning (pers. kom, L. Madsen, DTU Aqua). En samlet status for udbredelse og dødelighed forårsaget af *Bonamia* er fortsat ukendt for hele Limfjorden.

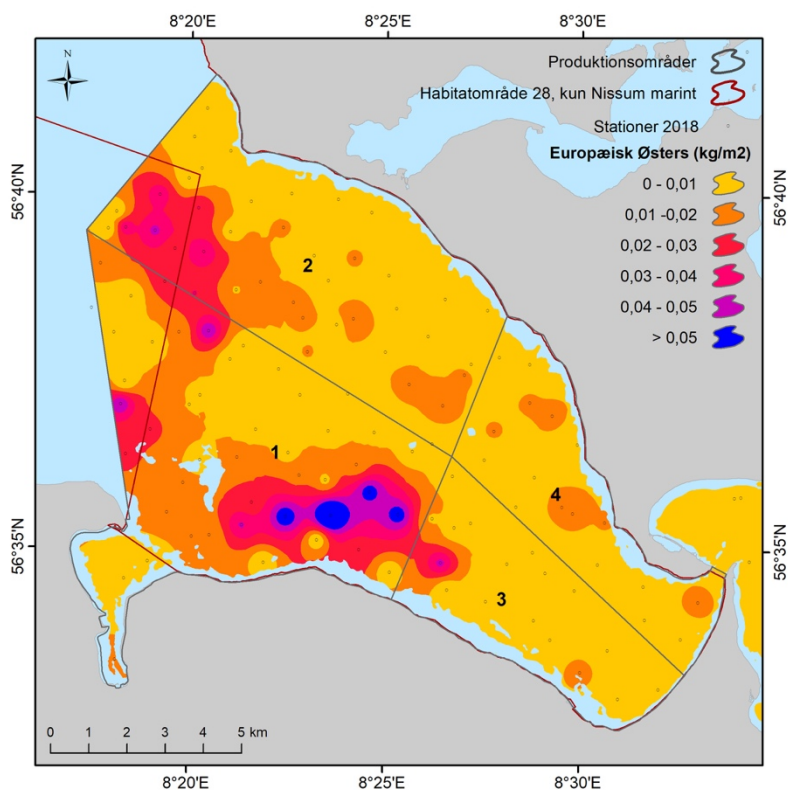
7.2 Undersøgelser af bestande af flad østers i Limfjorden 2004-2018

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af flad østers i foråret 2018 angiver en bestand på ca. 1.500 t i Nissum Bredning på vanddybder >3 m (figur 11), mens bestanden af flad østers udenfor Nissum Bredning (produktionsområde 5-9 og 11-13) er estimeret til ca. 885 t. Den samlede totale bestand for de undersøgte produktionsområder 1-9 og 11-13 er således ca. 2.400 t i 2018. Dertil skal der lægges yderligere ca. 3.000 t i Natura 2000 området i Løgstør Bredning, som tidligere ikke har været inkluderet i DTU Aquas østersbestands-
togt, hvorfor den samlede bestand for 34 produktionsområder i den vestlige del af Limfjorden i 2018 er estimeret til ca. 6.000 t. Bestanden af flad østers er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnits-tætheden for alle stationer indenfor H28 ganges med arealet af H28 >3 m, og ligeledes for områder udenfor H28.



Figur 11. Bestandsestimater opgjort af DTU Aqua samt landinger per fiskerisæson fra Fiskeristyrelsen af flad østers i Limfjorden i perioden 2004-2018. *Bestandsestimatet for 2018 indbefatter flere områder end i de tidligere års bestandsestimater, da områder i fx Løgstør Bredning indgår i 2018 bestandstogtet.

Bestanden af flad østers i Nissum Bredning er i 2018 faldet i forhold til 2017, hvor bestanden udgjorde ca. 1.900 t. Udbredelsen af bestanden i Nissum Bredning er vist i figur 12. I områderne 5-9 og 11-13 uden for Nissum Bredning er der imidlertid sket en stigning i bestanden fra ca. 500 t i 2017 til ca. 880 t i 2018, ligesom der er en bestand på ca. 3.000 t i Natura 2000 området i Løgstør Bredning. Derudover er der også en østersbestand på <3 m dybde, i områder uden for Natura 2000 området i Nissum Bredning samt i Harre og Lem Vig, som ikke indgår i den beregnede biomasse. Data fra bestandstogtet i 2018 viser desuden, at der har været en rekruttering til bestanden i flere områder i Limfjorden.



Figur 12. Udbredelsen af flad østers i Nissum Bredning i foråret 2018.

7.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på flad østers

Et fiskeri af 50 t flad østers vil fjerne 3,3% af østersbestanden i Nissum Bredning. Bestanden af flad østers i Nissum Bredning er svagt faldende fra 2017 til 2018, men i områderne uden for Nissum Bredning er bestanden i kraftig fremgang, og den samlede bestand af flad østers i den vestlige del af Limfjorden er estimeret til ca. 6.000 t. Det ansøgte fiskeri af 50 t flad østers vil hovedsageligt fiskes med østersskraber, men der kan forekomme østersfiskeri med brile, hvilket foregår på lavere vanddybder, idet flad østers i dette fiskeri optages med et net påmonteret en stage. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 50 t flad østers (inkl. eventuelt fiskeri med brile) ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af flad østers i habitatområde H28, Nissum Bredning.

8 SØSTJERNER

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

Søstjerner er i mange kystnære økosystemer nøgleart som prædator. De har kapacitet til at kontrollere udbredelse og tæthed af deres byttedyr og er kendt for at forekomme i store koncentrationer på muslingebanker, herunder østers, hvor deres fødesøgning kan fortsætte til der ikke er flere byttedyr (Gallagher et al. 2008). Søstjernerens fødevalg kan omfatte flere arter, men deres foretrukne fødevalg er muslingearter og især de epifaunale muslingearter (Holtegaard et al. 2008). Søstjerner kan på den ene side overleve lange perioder uden fødetilgang, fx om vinteren hvor de er forholdsvis inaktive, og på den anden side have en meget stor fødeoptagelse, når temperaturen er den rette (omkring 15°C). Der er ligeledes indikationer på, at søstjerner bliver stimuleret til øget fødesøgningsaktivitet, når de stimuleres sammen i tætte klynger (Agüera et al. 2012). Under optimale forhold kan søstjerner indtage ca. en tredjedel af deres egen vådvægt pr dag i form af blåmuslinger (vådvægt af hele dyr).

Potentielt kan strandkrabber, et antal arter af dykænder og andre fugle som fx måger samt enkelte fisk spise søstjerner, men reelt er prædationen på søstjerner ret begrænset og bestandene synes primært styret af miljø- og fødeforhold (Holtegaard et al. 2008). Høje temperaturer og lav iltspænding er således forhold, der er ugunstige for søstjernerne. På baggrund af data fra den regionale miljøovervågning blev det fundet, at individtætheder af søstjerner i Limfjorden varierede med et sinus-formet forløb i perioden 1979-2005 uden, at det dog var muligt at identificere de styrende parametre (Holtegaard et al. 2008). Biomassen af søstjerner varierede imidlertid ikke med samme forløb og hvilke parametre, der er primært styrende for bestanden i Limfjorden, er ikke beskrevet.

8.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

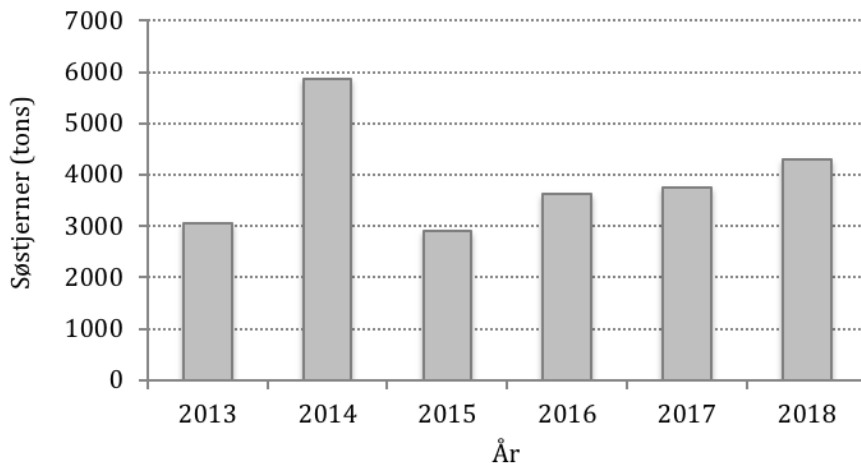
Søstjernefiskeriet foregår i Limfjorden med et søstjernevod, som består af bom, gummirub og netpose. Det er gummirubben, der er en kæde påmonteret store og små gummiskiver, der trækkes henover bunden og sikrer, at søstjernerne hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selve bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som østersskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevodets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper såsom muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viste, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevodet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet.

8.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (2013-2018)

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registeret vægten og antallet af søstjerne i det årlige østersbestands-togt. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H28 ganges med arealet af H28, der er dybere end 3 m, og med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for Nissum Bredning estimeres til ca. 4.300 t, mens den for hele Limfjorden estimeres til 41.000 t i foråret 2018. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret, hvorfor estimerne er behæftet med en større usikkerhed end estimerne af flad

østers. Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Nissum Bredning i perioden 2013-2018 viste i figur 13.



Figur 13. Bestandsudviklingen af søstjerner i Nissum Bredning i 2013-2018 på vanddybder >3 m.

8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri af 2.000 t søstjerner vil fjerne ca. 47% og 5% af bestanden af søstjerner i hhv. Nissum Bredning og Limfjorden. Søstjernefiskeri af 2.000 t søstjerner vurderes at være bæredygtigt i forhold til bestanden i Nissum Bredning såvel som hele Limfjorden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med nogen usikkerhed, fordi der ikke historisk er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydende usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimerne er forbundet med usikkerhed, hvorfor eventuelle beregninger baseret på biomasseestimer af søstjerner sandsynligvis ikke vil være retvisende for den faktiske arealpåvirkning, som fiskeri vil udøve. Det kan antages, at fiskeri af søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af østers, da østers er en af søstjernernes primære fødeobjekter, og at fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt.

Søstjernefiskeriet vurderes til at være bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 2.000 t søstjerner kan ikke estimeres, men DTU Aqua anbefaler, at arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet maksimalt må udgøre 3% i fiskerisæsonen 2018/2019 i Nissum Bredning.

9 STILLEHAVSØSTERS

Stillehavsøsters har de senere år bredt sig fra området omkring Agger Tange til store dele af Limfjorden og findes nu også på større vanddybder, hvor de kan fiskes med skraber. I fiskerisæsonen 2017/2018 er der ifølge Fiskeristyrelsen landet ca. 6 t stillehavsøsters fra Nissum Bredning. I anmodningen fra UM (Bilag 3) er DTU Aqua blevet bedt om at udpege eventuelle områder i Nissum Bredning, hvor der eventuelt kan foregå fiskeri af den invasive stillehavsøsters.

Stillehavsøsters har ikke tidligere indgået systematisk i DTU Aquas overvågning af Nissum Bredning. DTU Aqua har imidlertid i forbindelse med flad østersbestandstogtet i foråret 2018 registreret forekomst af stillehavsøsters i muslingeproduktionsområde 1-4. I alle fire områder er stillehavsøsters fundet i relativt lave tætheder på op til 0,01 kg m⁻² eller en samlet biomasse på ca. 90 t i de fire produktionsområder beregnet med metoder udviklet for blåmuslinger. DTU Aqua vurderer, at de tilgængelige data for udbredelse og biomasse-tætheder af stillehavsøsters ikke er tilstrækkelige til at kunne udpege særlige områder, hvor der kan foregå fiskeri af stillehavsøsters i Nissum Bredning. Dette udelukker dog ikke fiskeriet fra selv at udpege områder/fiskekasser med tættere forekomster af stillehavsøsters i Nissum Bredning.

10 BUNDFAUNA

10.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende 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 "Sandbanke" indgår, at naturtypen er påvirket af ustabile substrater og omlejringer af sedimentet. Effekten af østersfiskeri på naturtypen 1160 "Bugt" 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 østersskrabningens fysiske påvirkning af bundsamfund.

10.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende 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 østersfiskeri. 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 flad 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). 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, 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

østersskraber 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.

10.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna

Der vil forekomme bundfauna i hele Nissum Bredning og 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 iltsvindshændelser. Konklusioner omkring gendannelsestider i Nissum Bredning er konservative antagelser, som hviler på et spinkelt grundlag. DTU Aqua forventer revision, når mere viden er tilgængelig.

11 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

11.1 Black box

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:

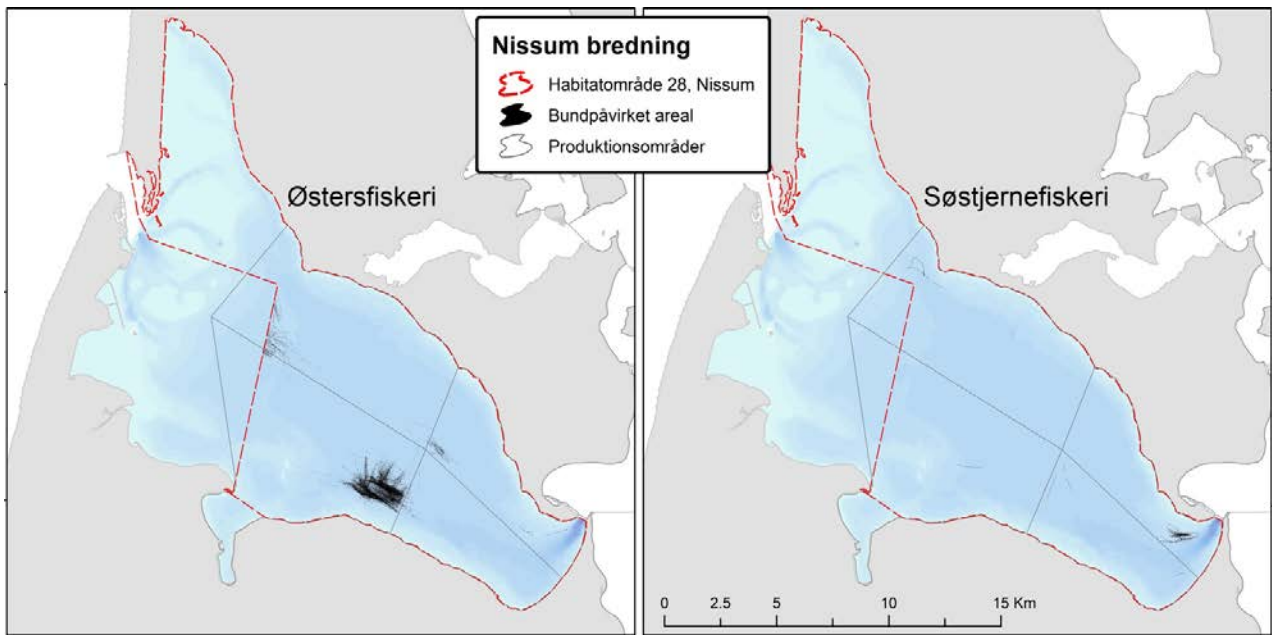
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give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

11.2 Black box-resultater

I løbet af fiskerisæsonen 2017/2018 (data fra september 2017-juni 2018, begge måneder inklusive) er det samlede påvirkede areal ved fiskeri af flad østers beregnet til 2,2 km², mens søstjernefiskeriet har påvirket 0,2 km², hvilket udgør hhv. 1,3% og 0,1% af arealet af habitatområdet i Nissum Bredning (figur 14).



Figur 14. Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2017/18 i Nissum Bredning ved fiskeri af flad østers (venstre) og søstjerner (højre). Arealet er genereret ud fra black box-data.

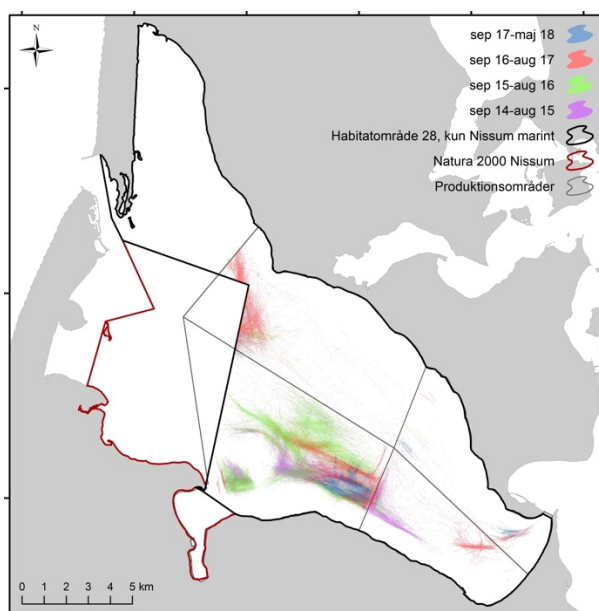
11.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri af østers og søstjerner kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme habitatområde. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning. De faktiske arealpåvirkninger i de enkelte fiskerisæsoner er genereret ud fra black box-data fra Nissum Bredning. Fiskeriet har i den samlede periode (2014-2018) påvirket 1,3-5,4% af den marine del af habitatområdet (Tabel 4), og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsoner er vist i figur 15.

Tabel 4. Arealpåvirkning 2014-2018 for H28, Nissum Bredning og tidligere landet mængde (data fra Fiskeristyrelsen) samt ansøgt kvote (50 t) af flad østers og søstjerner (2.000 t) for fiskerisæson 2018/2019. For de foregående fiskerisæsoner er arealpåvirkningen beregnet via black box-data, mens arealpåvirkningen for den kommende fiskerisæson er estimeret ud fra black box-data fra 2017/2018 (se tekst). I beregningerne er der anvendt et areal for H28 på 172 km².

Fiskerisæson	Mængde ton	Arealpåvirkning	
		km ²	%
2014/2015	100	4,9	2,9
2015/2016	144	9,4	5,4
2016/2017	129	5,8	3,5
2017/2018 - flad østers /søstjerner	115,6 / 55,4	2,2 / 0,2	1,3 / 0,1
2018/2019 - flad østers	50	0,9	0,5
2018/2019 - søstjerner	2.000	5,2	Max 3

De kumulative effekter for de enkelte økosystemkomponenter bundfauna og makroalger tager hensyn til om det samme areal er blevet påvirket flere gange således, at arealer der allerede er påvirket én gang indenfor den samme fiskerisæson, ikke tæller to eller flere gange i den samlede arealpåvirkning. For de tidligere fiskerisæsoner er arealpåvirkningen genereret ud fra black box-data. På baggrund af black box-data fra fiskeriet i 2017/2018 kan det påvirkede areal for fiskerisæson 2018/2019 beregnes for den ansøgte kvote (50 t) ved at antage, at fiskeriet vil foregå på samme præmisser og tætheder (kg m^{-2}) i 2018/2019 som i 2017/2018. Arealpåvirkningen for fiskerisæsonen 2018/2019 er beregnet således: Det samlede fiskeri af 115,6 t flad østers i Nissum Bredning i fiskerisæsonen 2017/2018 har påvirket 2,2 km^2 (tabel 1), hvorfor 1 t har påvirket ($2,2/115,6$) 0,186 km^2 . Denne faktor anvendes nu til at beregne, hvor stort et areal det ansøgte fiskeri af 50 t i fiskerisæsonen 2018/2019 vil påvirke, hvilket svarer til 0,93 km^2 eller 0,5% af arealet af H28 (tabel 4).



Figur 15. Arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2014/15, 2015/16, 2016/17 og 2017/18 i Nissum Bredning. Arealerne er genereret ud fra black box-data.

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 transekt-undersøgelser 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 og dermed mindre sandsynlighed for forekomst, hvorved der er 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 lig kumulativ arealpåvirkningen ved fiskeri $\times 0,586$. Beregningen af de kumulerede effekter for makroalger er derfor behæftet med usikkerhed, da der korrigeres for makroalgerne 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.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som østersskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevodets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper som muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevodet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er lille. Dette forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet. Det er imidlertid ikke sandsynligt, at der vil foregå søstjernefiskeri i områder, hvor der er flere større sten idet det kan ødelægge voddet og da der her ikke vil være tætte forekomster af flad østers og dermed søstjerner. Baseret på ovenstående undersøgelser anbefaler Petersen et al. (2016b), at der ved beregning af kumulative effekter regnes med en påvirkning på 0 for økosystemkomponenten bundfauna, mens voddets effekt på makroalger sættes til 30-50% af effekten af den lette muslingeskraber, da der er observeret afrevne makroalger, men dog ikke signifikante forskelle i udbredelse i forhold til kontrolområdet (ingen fiskeri med søstjernevod). For beregningerne betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevodet for økosystemkomponenten makroalge er beregnet således, at der er korrigeret for makroalgerne ikke-homogene fordeling ($0,586$) og den reducerede effekt (50%) af søstjernevodet i forhold til muslingeskraberen ($0,7 \times 0,5 \times 0,586 = 0,2$). Søstjernevodet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt en ålegræskasse indenfor produktionsområderne 1-4 i Nissum Bredning, hvor der ikke må foregå hverken østers- eller søstjernefiskeri.

Ved et fiskeri af 2.000 t søstjerner i Nissum Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2018/2019, vil DTU Aqua anbefale en maksimal arealpåvirkning på 3% for søstjernefiskeriet. Anbefalingen er baseret på, at søstjerner ikke er sessile organismer som østers, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt.

Table 5. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af habitatområde H28 for makroalger, bundfauna og ålegræs for ansøgt fiskeri af 50 t flad østers og 2.000 t søstjerner. Arealet af Nissum Bredning er 172 km². Der er i beregningerne taget højde for såvel makroalgernes heterogene fordeling samt søstjernevoddets mindre påvirkning sammenlignet med østersskraber. *Arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet udgør hhv. 0,2 og 0,04% af den total arealpåvirkning for makroalger i fiskerisæsonen 2016/17 og 2017/18.

	Gendannelses-tid (år)	2014/15 (%)	2015/16 (%)	2016/17 (%)	2017/18 (%)	2018/19 Flad østers 50 t (%)	2018/19 Søstjerner 2.000 t (%)	Kumuleret inkl. søstjerner (%)
Makroalger	>5	1,7	3,1	2,2*	0,8*	0,3	Max 3	11,2
Bundfauna	4		5,4	3,5	1,3	0,5	0	10,6
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 50 t flad østers sammenholdt med den anbefalede maksimale påvirkning på 3% af 2.000 t søstjerner i fiskerisæsonen 2018/2019 er estimeret til 11,2% for makroalger og 10,6% for bundfauna.

11.4 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 indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA 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).

11.5 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af gentaget fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for økosystemkomponenterne ålegræs, makroalger og bundfauna. I beregningen er gendannelsestiden af et fiskeri for de enkelte 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 ved fiskeri af flad østers og søstjerner 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.

12 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

12.1 Beskyttede 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 22 arter (lysbuget knortegås, krikand, rørhøg, hjejle, brushane, splitterne, havterne, mosehornugle, pibesvane, pibeand, spidsand, klyde, almindelig ryle, lille kobbersneppe, fjordterne, dværgterne, hvinand, toppet skallesluger, kortnæbbet gås, hvidbrystet præstekrave og bramgås). Af de 22 arter er 12 arter trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

12.1.1 Muslingespisende fugle

Af de 22 arter i udpegningsgrundlaget, som kan blive påvirket af østers- og søstjernefiskeriet, er det kun hvinand og krikand, der fouragerer på muslinger på større vanddybder, mens lille kobbersneppe og almindelig ryle fouragerer på muslinger i strandkanten. I forbindelse med fiskeri af flad østers vil der kun blive landet flad østers med en størrelse over mindstemålet (80 g), mens flad østers under mindstemål samt eventuelle muslinger vil blive genudsat, mens søstjernefiskeriet stort set ikke har nogen bifangst af blåmuslinger (Petersen et al. 2016b). Det vurderes derfor, at et fiskeri af 50 t flad østers og 2.000 t søstjerner ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingespisende fugle i F28.

12.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiske- og plantespisende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende fugle, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger, rørdrum, rørhøg samt de fire ternearter) kan blive påvirket af østers- og søstjernefiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i habitatområdet, forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Natura 2000 planen angiver, at prognosen er ukendt for hvinand og toppet skallesluger, som er udpeget for F28, hvor hovedvægten af fiskeriet foregår, mens både hvinand og toppet skalleslugers nationale bevaringsstatus er vurderet til gunstig jf. Pihl et al. (2003). Endvidere viser undersøgelser (Tomczak et al. 2012) af fiskefaunaen i Limfjorden på større vanddybde 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 fiskeri af flad østers og søstjerner vurderes af DTU Aqua til ikke at forringe fødegrundlaget for de fiskespisende fuglearter.

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af de planlagte fiskerier. Et østersfiskeri af 50 t flad østers og 2.000 t søstjerner vurderes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for de fem arter (pibesvane, lysbugtet knortegås, pibeand, krikand og spidsand) af planteædende fugle i Nissum Bredning.

12.1.3 Forstyrrelse af fugle

Natura 2000 planen angiver i trusselvurderingen næringsstofbelastning, forstyrrelse og fiskeri, som trusler 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 ad 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 sejlene fartøjer, men kan potentielt forstyrre redepladserne. En dybdegrænse på 3 m vil være med til at sikre, at ynglende og rastende fugle, fx dværgterne, ikke vil blive forstyrret.

12.1.4 Kumulative effekter for fugle

Fiskeri af østers- og søstjerner vil ikke direkte 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 fiskeriet. De muslingspisende fugles fødegrundlag vurderes til ikke at blive påvirket, da undermålsøsters og eventuelle muslinger genudsættes, ligesom målsøsters ikke forventes at være en fødekilde for de muslingspisende fugle. Fiskespisende fugles fødegrundlag vurderes ikke at blive påvirket af fiskeriaktiviteterne, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Plantespisende fugles fødegrundlag vurderes til ikke at blive påvirket af fiskeriet, idet ålegræsset er beskyttet af ålegræskasser. DTU Aqua vurderer derfor, at østers- og søstjernefiskeriet ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men fiskeriet kan medvirke til den kumulative forstyrrelse af de beskyttede fugle i området.

12.2 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 og odder.

12.2.1 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 (Artsleksikon på www.mst.dk). Stavsilden lever i havet som stimefisk nær kyster. I forsommeren vandrer de kønsmodne stavsild op i større vandløb, hvor de gyder. Ynglen vandrer om efteråret ud i saltvand.

Østers- og søstjernefiskeri medfører minimal bifangst af fisk, men fangst af stavsild er ikke kendt. I det omfang den pelagiske stavsild kan nå at flygte fra skraberen/voddet, forventes der ikke at være direkte negative effekter af fiskeriet 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 50 t flad østers kan ved den nuværende biomasse i Nissum Bredning fiskes på 0,5% 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).

12.2.2 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.

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder den vestlige del af Limfjorden. 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. Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning (Artsleksikon på www.mst.dk). Østersfiskeriet i Limfjorden er lukket i perioden slut maj til start oktober, og vil derfor ikke forstyrre spættet sæl i denne periode, mens søstjernefiskeriet hovedsageligt foregår om vinteren og det tidlige forår.

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 skraberen.

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 ad gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 3 m i 2018/2019 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på.

Det er ukendt i hvilket omfang østers- og søstjernefiskeri påvirker fødegrundlaget for sæler i Nissum Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler spiser 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, at sælerne er nødt til at søge væk (Lauersen 2001). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at østers- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H28 hhv. 0,5% for østersfiskeri og maks. 3% for søstjernefiskeri, fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at østers- og søstjernefiskeriet 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 sælerne i Nissum Bredning. Østers- og søstjernefiskeriet 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).

Odder: I den landsdækkende overvågning af odderens udbredelse i Danmark foretaget af Naturstyrelsen og DCE i 2011-2012 er odderen observeret i hele Jylland samt delvist på Fyn og Sjælland. Odderen har været i fremgang siden 1980'erne, hvor den stort set kun fandtes i det nordvestlige Jylland (Søgaard et al. 2013). Odderen lever i både salt- og ferskvand som fx uforstyrrede vandløb, søer, moser og fjordområder, hvor der er gode skjulmuligheder i form af vegetation. Føden består hovedsageligt af fisk i størrelsen 10-15 cm, men også frøer, små pattedyr, fugle og krebsdyr kan indgå i føden. Odderen er nataktiv og opholder sig derfor hovedsageligt i sin hule om dagen. De fleste unger bliver født om sommeren eller i efteråret, selvom odderen kan føde unger på alle tidspunkter af året. For at odderen yngler, skal der være skjul i form af fx rørskov og krat. Tilstrækkeligt skjul gør også odderen mere tolerant overfor menneskelige forstyrrelser som fx færdsel, lystfiskeri og jagt (Miljø- og Energiministeriet 1996).

I habitatområdet H28, Nissum Bredning er odderen vidt udbredt og har en god bestand i området. I områder, hvor der kan forekomme østers- og søstjernefiskeri i Nissum Bredning er odderen observeret to steder i overvågningsperioden 2004-2012 (Miljøministeriet 2014).

Odderen er følsom over for forstyrrelse, specielt i yngleperioden. Østersfiskeriet foregår i perioden oktober til maj, mens søstjernefiskeriet hovedsageligt foregår om vinteren og det tidlige forår. Begge fiskeriet foregår typisk i god afstand til kysten, hvor odderen skjulested findes. Skibstrafik, herunder østers- og søstjernefiskeri kan forstyrre odderne. De 30 fartøjer, der maksimalt vil være i ét produktionsområde ad gangen, vil medføre

forstyrrelse af odderen lokalt i kortere perioder og dybdegrænsen for fiskeri på >3 m vil sikre, at der opretholdes en afstand til oddernes skjulesteder. Østers- og søstjernefiskeriet vil imidlertid bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området.

Der er ikke registreret bifangst af oddere i østers- eller søstjernefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at oddere hovedsageligt er nataktive, hvorfor der er begrænset tidsligt overlap med østers- og søstjernefiskeri, som kun må foregå fra solopgang til solnedgang. Derudover er odderen en god svømmer, som derved er i stand til at undgå fiskeredskaberne.

Det er ukendt i hvilket omfang østers- og søstjernefiskeriet påvirker fødegrundlaget for odder. Imidlertid består odderens føde af mange forskellige fiskearter (Miljø- og Energiministeriet 1996), hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at østers- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H28 fordelt på flere måneder, vurderer DTU Aqua ikke, at østers- eller søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i Nissum Bredning.

13 REFERENCER

- Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012) winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of sea Research* 72:106-112.
- 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 (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218.
- Britton-Simmons KH (2004) Direct and indirect effects of the introduced algae *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, 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.
- Churchill, AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. *Aquat. Bot.* 16(1):21-29.
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2009) Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009.
- 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, 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, Jensen JK, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- 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.
- Edrén SMC, Andersen SM, Teilmann J, Carstensen J, Harders PB, Dietz R, Miller LA (2010) The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul—out behavior. *Marine Mammal Science* 26(3):614-634.
- 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.
- Fredshavn J, Søgaard B, Nygaard B, Johansson LS, Wiberg-Larsen P, Dahl K, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2014) Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 98. <http://dce2.au.dk/pub/SR98.pdf>
- Gallagher T, Richardson CA, Seed R, Jones T (2008) The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the menai strait, UK. *Journal of Shellfish Research* 27 (5):1209-1215.
- 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*. 448:271-287.

- 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.
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008) Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen W van (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.
- Laursen K (Red.) (2001) Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000, med resultater fra feltstationerne. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 350.
- 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.
- Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- 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, 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*, 39(3):245-257.
- Miljø- og Energiministeriet (1996) Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. ISBN: 87-7279-006-7.
- Miljøministeriet (2014) Natura 2000-basisanalyse 2016-2021 Revideret udgave. Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø Natura 2000-område nr. 28, Habitatområde nr. 28, Fuglebeskyttelsesområde nr. 23, 27, 28 og 39. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN: 978-87-7091-041-5.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016) Natura 2000-plan 2016-2021. Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø Natura 2000-område nr. 28, Habitatområde nr. 28, Fuglebeskyttelsesområde nr. 23, 27, 28 og 39. Miljø- og Fødevareministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-723-0.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013) Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskrab 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.
- Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011) Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.
- Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005). Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impact and habitat recovery. *Mar Ecol Prog Ser* 285: 57-73.
- 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.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002) Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 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 (2009) Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.

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.

Petersen IK, Clausen P, Nielsen RD, Laursen K (2016a) Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder. Notat fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Petersen JK, Gislason H, Fittridge I, Saurel C, Degel H, Nielsen CF (2016b) Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan. DTU Aqua-rapport nr. 308-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 35 pp.

Petraitis, P.S. & Methratta, E.T. (2006) Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. Jour Exp Mar Bio Ecol 338:222-232.

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://fagligerapporter.dmu.dk>

Polte P, Buschbaum C (2008) Native pipefish *Entelurus aequorus* 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 A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. 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.

Rasmussen JR, Olesen B, Krause-Jensen D (2012) Effects of filamentous macro-algae mats on growth and survival of eelgrass, *Zostera marina*, seedlings. Aquatic Botany 99, 41-48.

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.

Rieman B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager S, Stæhr PA, Timmermann K, Windolf J, Andersen JH (2016) Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. Eustaries and Coasts 39:82-97.

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.
- Salvaterra T, Green DS, Crowe TP, O’Gorman EJ (2013) Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. *Biological invasions* 15(11):2563-2576.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006) Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Universität Rostock. Projekt: 61403110.
- 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.
- Søgaard B, Wind P, Elmeros M, Bladt J, Mikkelsen P, Wiberg-Larsen P, Johansson LS, Jørgensen AG, Sveegaard S, Teilmann J (2013) Overvågning af arter 2004- 2011. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 50.
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- 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, T. B, 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 p.

Wade PM (1993) The influence of vegetation pre-dredging on the post dredging community. *Journal of Aquatic Plant Management* 31:141–144.

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, Stæhr PA, Pedersen MF (2000) Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, vol43, s.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

Udpegningsgrundlag for F23, F27, F28 og F39

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

Y: Ynglefugl

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 23		
Fugle:	rørdrum (Y)	pibesvane (T)
	lysbuget knortegås (T)	pibeand (T)
	krikand (T)	spidsand (T)
	rørhøg (Y)	klyde (TY)
	hjejle (TY)	almindelig ryle (Y)
	brushane (Y)	lille kobbersneppe (T)
	splitterne (Y)	fjordterne (Y)
	havterne (Y)	dværgterne (Y)
	mosehornugle (Y)	

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 27		
Fugle:	lysbuget knortegås (T)	hvinand (T)
	toppet skallesluger (T)	klyde (Y)
	hjejle (T)	havterne (Y)

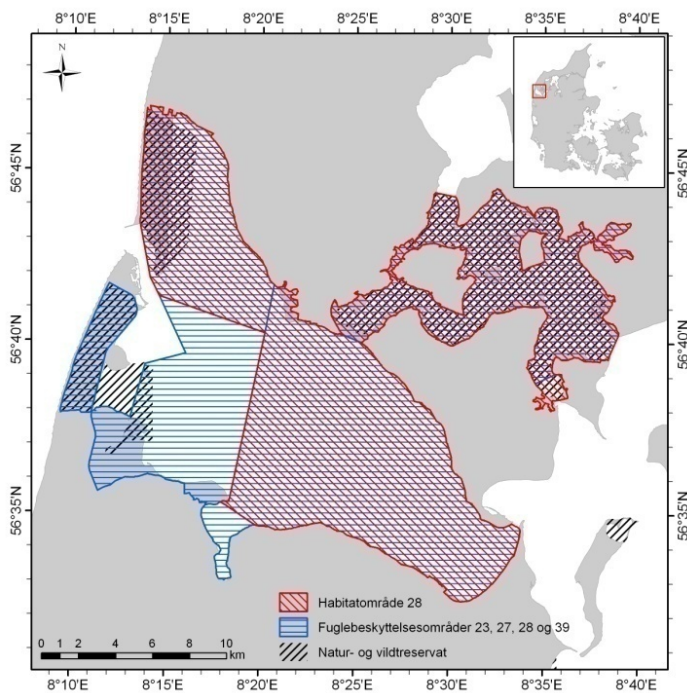
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 28		
Fugle:	hvinand (T)	toppet skallesluger (T)

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 39		
Fugle:	kortnæbbet gås (T)	bramgås (T)
	lysbuget knortegås (T)	klyde (TY)
	hvidbrystet præstekrave (Y)	almindelig ryle (Y)
	brushane (Y)	fjordterne (Y)
	dværgterne (Y)	mosehornugle (Y)

Reference: Miljø- og Fødevarerministeriet (2016)

BILAG 2

Udpegningsgrundlag for Habitatområde H28



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

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 28

Naturtyper:	Sandbanke (1110)	Vadeflade (1140)
	Lagune* (1150)	Bugt (1160)
	Rev (1170)	Strandvold med enårige planter (1210)
	Strandvold med flerårige planter (1220)	Enårig strandengsvegetation (1310)
	Strandeng (1330)	Forklit (2110)
	Hvid klit (2120)	Grå/grøn klit (2130)
	Klithede* (2140)	Havtornklit (2160)
	Grårisklit (2170)	Klitlavning (2190)
	Næringsrig sø (3150)	Vandløb (3260)
	Tør hede (4030)	Kalkoverdrev* (6210)
	Surt overdrev* (6230)	Tidvis våd eng (6410)
	Hængesæk (7140)	Kildevæld* (7220)
	Rigkær (7230)	
Arter:	Stavsild (1103)	Stor vandsalamander (1166)
	Odder (1355)	Spættet sæl (1365)
	Blank seglmos (1393)	

Reference: Miljø- og Fødevarerministeriet (2016)

BILAG 3

Bestilling af rådgivning vedr. fiskeri efter østers og søstjerner i Nissum Bredning og områder uden for Nissum Bredning for 2018/2019 sæsonen

Udenrigsministeriet har modtaget vedlagte fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening PO (DFPO) og Limfjordsfiskernes Østersforening (LØF) angående fiskeri efter europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Natura 2000 området Nissum Bredning i Limfjorden for den kommende sæson 2018/2019.

DTU Aqua anmodes om, i henhold til køreplanen for flerårige konsekvensvurderinger, at udarbejde en konsekvensvurdering for det ansøgte fiskeri efter europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Nissum Bredning. Muslingepolitikken målsætninger og præmisser skal anvendes i konsekvensvurderingen – særligt niveauet for acceptabel kumulativ påvirkning, som er fastsat til 15 pct.

GPS data for den forgangne sæson 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.

Europæisk østers (*Ostrea edulis*)

DTU Aqua anmodes om, at vurdere, om den ansøgte kvote på 50 tons er bæredygtig for bestanden i området (Produktionsområde 1, 2, 3 og 4). Såfremt denne kvote ikke er bæredygtig for bestanden, eller at fiskeri efter denne kvote vil medføre en for stor arealpåvirkning, 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 europæisk østers i den resterende del af Limfjorden uden for Natura 2000 områder – evt. udpegning af områder hvor fiskeriet bør koncentreres på baggrund af bestandsvurderingen. DFPO/Centralforeningen og Limfjordsfiskernes Østersforening har fremsat ønske om 50 tons østers uden for Natura 2000 områderne.

Søstjerner

Centralforeningen/DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 2.000 tons søstjerner i Nissum Bredning i områderne 1, 2, 3 og 4. Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen fastsættes til samme dybdegrænse som for muslingefiskeriet.

Stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*)

DTU Aqua bedes vurdere, om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes om muligt udpege sådanne områder. DTU Aqua bedes beregne arealpåvirkning af dette fiskeri separat, og ikke medtage påvirkning ift. de 15 % kumuleret arealpåvirkning, da fiskeriet medvirker til reduktion af udbredelsen af en invasiv art.

Frist: 1. september 2018

BILAG 4



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 Limfjorden 2018/2019

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 50 tons østers i Natura2000 området Nissum bredning, produktionsområderne 1, 2, 3 og 4. Ligeledes foreslås et fiskeri i Løgstørbredning af 400 tons østers af den netop kortlagte bestand. Udenfor Natura2000 områderne foreslås et fiskeri af 50 tons østers, så den samlede mængde for Limfjorden lander på 500 tons. Der ønskes ligeledes et fiskeri af Gigas i Limfjorden. I natura2000 områderne søges der om rabat på arealpåvirkningen i forhold til artssammensætningen. Der søges om 100% dækning af udgifter til prøvetagning.

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 2018 – maj 2019.

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 Limfjorden som udgangspunkt kun finde sted i områder, hvor tætheden af østers er størst og kvaliteten bedst.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på østers i Limfjorden er reguleret på baggrund af gældende bekendtgørelser der udstikker rammerne 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 Limfjorden 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. Fiskeri efter østers kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra NaturErhverv styrelsens 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. antal fartøjer i hvert produktionsområde.

Til Udenrigsministeriet.

Thyborøn d.22-06-2018

Limfjordsfiskernes Østersforening anbefalinger til bæredygtigt Østersfiskeri Sæson 2018/2019

Vi skal på baggrund af de af DTU aqua udleverede bestandsestimater anmode om følgende, efter vores opfattelse bæredygtige kvoter for østersfiskeri.

Løgstør bredning (natura 2000 område) en total kvote for hele sæsonen på 400 tons. Vi vil samarbejde med Centralforeningen og FME omkring udpegning af fiskekasser så der kan fanges størst mulig mængde østers med mindst mulig arealpåvirkning. Vi skal samtidig opfordre til at der fra fiskeristyrelsens side arbejdes med en model så man kan få fratrukket noget af arealpåvirkningen hvis man lander stillehavsøsters fra disse områder.

Nissumbredning (natura 2000 område) En total kvote for hele sæsonen på 50 tons. Vi vil i samarbejde med Centralforeningen og FME omkring udpegning af fiskekasser så der kan fanges størst mulig mængde østers med mindst mulig arealpåvirkning. Vi skal samtidig opfordre til at der fra fiskeristyrelsens side arbejdes med en model så man kan få fratrukket noget af arealpåvirkningen hvis man lander stillehavsøsters fra disse områder.

Områderne udenfor Natura 2000 . En total kvote for hele sæsonen på 50 tons.

Med venlig hilsen
Reinhardt Schmidt.
Limfjordsfiskernes Østersforening

Fiskeplan for søstjernefiskeri i Limfjorden 2018-19

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et søstjernefiskeri i Natura 2000-områderne Lovns, Løgstør, samt Nissum Bredning. Søstjerne har vist sig at udgøre et stadig større problem, da de er blevet i stand til at æder utroligt store mængder af blåmuslinger i Limfjorden. Det er de seneste år observeret, at hele fjordområder er blevet tømt for blåmuslinger af søstjerner, og bestanden af søstjerner ønskes derfor reduceret, så denne ikke er unaturlig høj.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's estimat samt erfaringer fra det søstjernefiskeri der er gennemført i 2013-2018 i Limfjorden vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 2.000 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 samt 2.000 tons søstjerner i Nissum Bredning i produktionsområderne 1, 2, 3, 4 og 5. Der ønskes ligeledes mulighed for at gennemfører et fiskeri i Lovns Bredning i områderne 21 og 22 på 300 tons ind til 2 meter kurven. Udenfor natura2000 områderne ønskes der mulighed for at fiske 4.000 tons.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2018 – maj 2019

Med henblik på at minimere området der påvirkes af søstjernefiskeriet, vil fiskeri af søstjerner altid finde sted i de områder, hvor tætheden af søstjerner er størst mulig ud fra det vidensgrundlag der opbygges under fiskeriet.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeri af søstjerner ønskes at kunne gennemføres ind til 2 meter i alle bredninger, da søstjerne især findes på lavere vanddybde i tætte koncentrationer under og umiddelbart efter iltsvind. Det bør sikres med bokse at der ikke finder fiskeri sted i områder med ålegræs. Fiskeriet vil kunne monitoreres vha. Blackbox systemet så udbredelsen af fiskeriet i områderne vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere, hvor der fiskes og effekterne heraf. Til fiskeriet vil blive anvendt de godkendte søstjernevod.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk