

Konsekvensvurdering af fiskeri af søstjerner i Nissum Bredning 2021/2022

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

DTU Aqua-rapport nr. 395-2021





Konsekvensvurdering af fiskeri af søstjerner i Nissum Bredning 2021/2022

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

DTU Aqua-rapport nr. 395-2021

Kolofon

Titel:	Konsekvensvurdering af fiskeri af søstjerner i Nissum Bredning 2021/2022
Forfattere:	Pernille Nielsen, Kerstin Geitner, Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen
DTU Aqua-rapport nr.:	395-2021
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet august 2021. Rapporten er udgivet december 2021
Reference:	Nielsen, P., Geitner, K., Olsen, J. & Nielsen, MM. (2021). Konsekvensvurdering af fiskeri af søstjerner i Nissum Bredning 2021/2022. DTU Aqua-rapport nr. 395-2021. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp. + bilag
Forsidefoto:	Søstjerner på hjertemuslinger i Nissum Bredning. Foto: DTU Aqua
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-320-0

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

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	5
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
2	INDLEDNING	7
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	8
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra FVM	8
3.2	Forvaltningen af søstjernefiskeriet	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	16
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	18
6	MAKROALGER	20
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	20
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	21
6.3	Data for makroalger	22
6.4	Makroalger og sigtdybde	25
6.5	Fjernelse af substrat ved søstjernefiskeri	26
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	26
7	BUNDFAUNA	28
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	28
7.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	28
7.3	Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna	29
8	SØSTJERNER	30
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	30
8.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	30
8.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (2013-2021)	30
8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	31

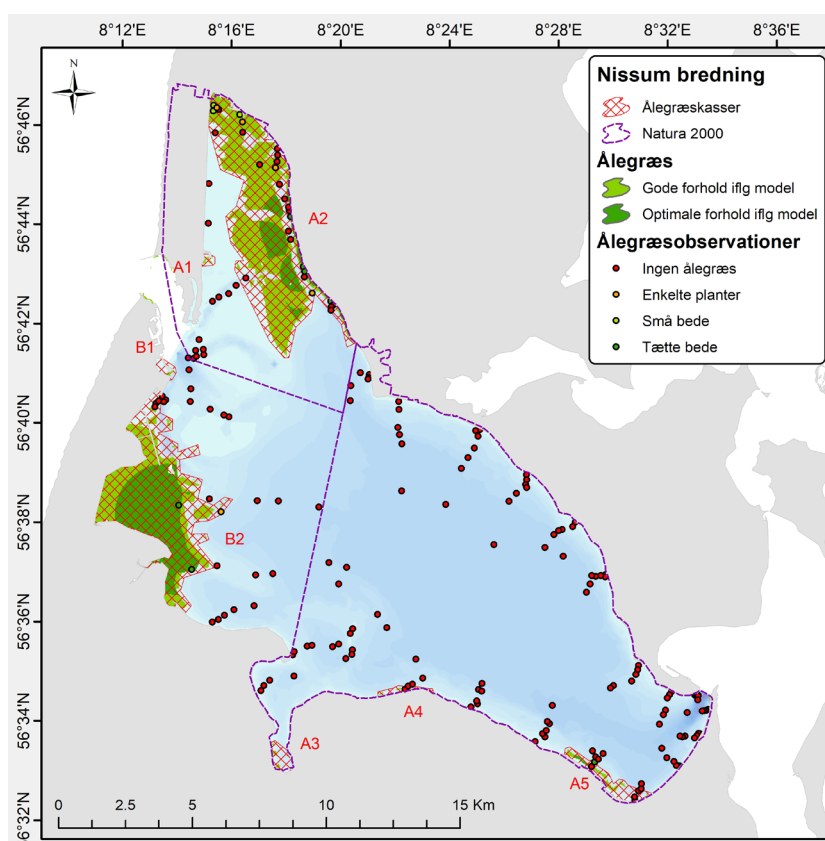
9	FLAD ØSTERS OG STILLEHAVSØSTERS	32
9.1	Undersøgelser af bestande af flad østers i Limfjorden 2004-2021	32
9.2	Undersøgelser af bestande af stillehavsøsters i Limfjorden	33
10	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	34
10.1	Black box	34
10.2	Black box resultater	34
10.3	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	35
10.4	Konklusion for kumulative effekter	38
11	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	39
11.1	Beskyttede fugle	39
11.2	Bilag IV-arter	40
12	REFERENCER	43
	BILAG 1	50
	BILAG 2	51
	BILAG 3	52
	BILAG 4	53

1 RESUMÉ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri af søstjerner i Natura 2000 området i Nissum Bredning (N28), som omfatter fuglebeskyttelsesområderne F23, F27, F28 og F39 samt habitatbeskyttelsesområde H28. På anmodning af Bæredygtig Fiskeri, FVM skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 1.500 t søstjerner og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslinge- og østerspolitikken.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri af i alt 1.500 t søstjerner på vanddybder >3 m og udenfor fem ålegræskasser (A1-5, figur R1) ikke i betydelende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



Figur R1. Udlagte ålegræskasser gældende for fiskerisæsonen 2021/2022 i Natura 2000 området (N28) i Nissum Bredning.

Bestanden af søstjerner i H28 foråret 2021 er på ca. 2.900 t på vanddybder >3 m, hvilket er en lille tilbagegang i forhold til 2020. Et fiskeri af 1.500 t søstjerner i fiskerisæsonen 2021/2022 vil reducere bestanden i Nissum Bredning med 52%. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 1.500 t søstjerner er bæredygtigt for søstjernebestanden og ikke vil påvirke udpegningsgrundlaget for H28.

Der blev fundet ålegræs ud til 3,9 m i Miljøstyrelsens monitoring i 2020, hvilket er sammenfaldende med den dybdegrænse på 4 m, som DTU Aqua har observeret i et omfattende transektstudie i 2020. På baggrund af de omfattende transektundersøgelser anbefaler DTU Aqua, at der etableres fem ålegræskasser omfattende en beskyttelseszone på 100 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 frø-

spirede planter, da disse har en meget ringe chance for overlevelse i Nissum Bredning. Et fiskeri med søstjernevod udenfor de foreslåede ålegræskasser på vanddybder >3 m vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse.

Miljøstyrelsen fandt makroalger på 5-6 m, som er den maksimale monitorerede dybde i 2020, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2020 fandt makroalger ud til 6 m. Makroalgensamfundene var domineret af filamentøse makroalger sammen med sargassotang og andre brunalger. DTU Aqua vurderer, at et søstjernefiskeri på vanddybder >3 m ikke vil overlape væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydelig grad påvirke makroalgernes udbredelse i Nissum Bredning. DTU Aqua vurderer ligeledes, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydelig effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 30 i hvert produktionsområde.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et fiskeri af 1.500 t søstjerner, er vurderet til at kunne foregå indenfor 6% af arealet af H28.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 1.500 t søstjerner i fiskerisæsonen 2021/2022 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 begge økosystemkomponenter bundfauna og makroalger regnet med en gendannelsestid på 5 år. For ingen af økosystemkomponenterne overskrider de kumulerede arealpåvirkning 15% ved et fiskeri af 1.500 t søstjerner (Tabel R1). Der er i beregningerne taget højde for makroalgernes heterogene fordeling.

Tabel R1. 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 gendannelsestiderne. For bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 58,6% af det skrabeareal i fiskerisæsonerne 2017/18, 2018/19 og 2019/20, mens den er 84,5% for de efterfølgende sæsoner.

	Gendannelsestid (år)	2017/18 (%)	2018/19 (%)	2019/20 (%)	2020/21 (%)	2021/22 anslået 1.500 t søstjerner (%)	Kumuleret (%)
Makroalger	>5	1,0*	0,6*	0,7*	0,7*	Max 6	9,0
Bundfauna	5	1,7	1,0	0,9	0,01	0	3,6
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0

2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af 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 kontor for Bæredygtig Fiskeri i Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) har udsendt på baggrund af fiskerierhvervets fremsendte fiskeplan (Bilag 4) og det afholdte møde mellem FVM, fiskerierhvervet og DTU Aqua d. 17. juni 2021.

Ifølge Fiskeriloven (Lovbekendtgørelse 261 af 21/3 2019 §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 skaldyr-fiskeri, herunder søstjernefiskeri blev implementeret i maj 2008. Fiskeri i Natura 2000 områder med bundskrabende redskaber skal udarbejdes efter de præmisser og målsætninger som angivet i den vedtagne muslinge- og østerspolitik (Udenrigsministeriet, 2019).

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til FVMs anmodning (Bilag 3). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 1595 af 06/12/2018 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 de marine naturtyper i den seneste basisanalyse 2022-2027 for Natura 2000 området Nissum Bredning (Miljøstyrelsen 2020), 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 DCEs vurdering af *"stærk ugunstig bevaringstilstand af alle marine naturtype"* (Fredshavn et al. 2019). 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.

Konsekvensvurdering består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af påvirkningen af fiskeri af søstjerner på udpegningsgrundlaget, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, mens Miljøstyrelsen har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen også anvender miljødata indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA. 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 FVM

Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (DFPO) har fremsendt fiskeplaner for fiskeri af søstjerner i Natura 2000 området i Nissum Bredning i perioden oktober 2021–maj 2022 (Bilag 4). Fiskeplanen fremsætter ønsker om et fiskeri af 1.500 t søstjerner i Nissum Bredning. I nærværende konsekvensvurdering inddrages udelukkende effekter af fiskeri i habitatområdet i Nissum Bredning.

I henhold til FVMs anmodning (Bilag 3) skal der i konsekvensvurderingen tages udgangspunkt i Muslinge- og østerspolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af søstjernevod, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten og max 30 fartøjer pr. område, beskyttelse af kortlagte stenrev og kortlagte biogene rev samt og fastsættelse af dybdegrænse og udpegning af ålegræskasser, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs, samt ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse. Endvidere skal der i opgørelse af kumulative påvirkninger bruges black box data for de forgangne sæsoners fiskeri. Kvoten fastsættes til 1.500 t søstjerner.

3.2 Forvaltningen af søstjernefiskeriet

Fiskeriet af søstjerner i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 261 af 21/03/2019 og bekendtgørelse nr. 1126 af 01/06/2021. Udover de lovmæssige reguleringer er der fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013 og som er blevet revideret i maj 2019, og nu omfatter forvaltningen af både muslinge- og østersfiskeri. Politikken bygger på, at muslinge- og østersproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver (Udenrigsministeriet, 2019).

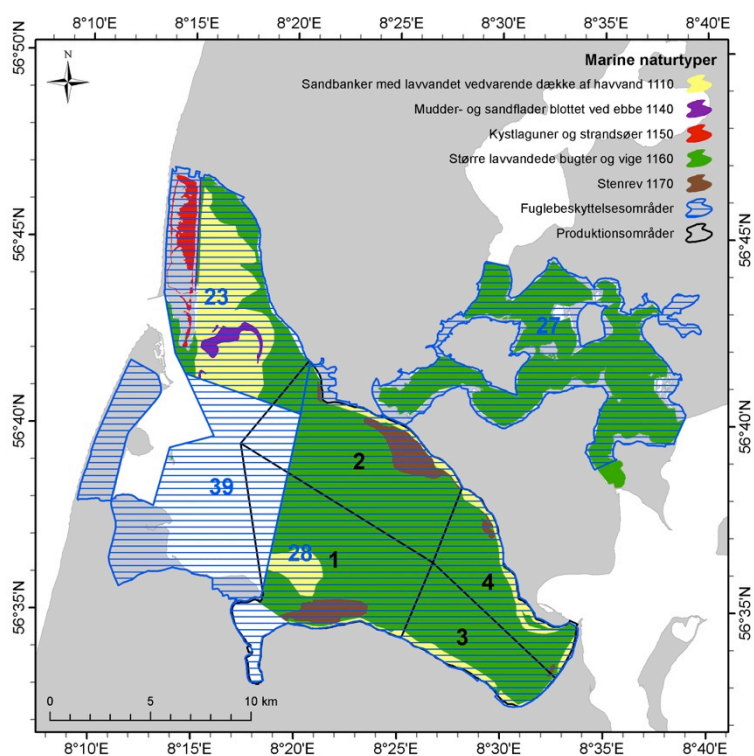
Muslinge- og østersskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Muslinge- og østersskrab i Natura 2000 områder forvaltes i overensstemmelse med habitat og fuglebeskyttelsesdirektiverne, og kompromittering af udpegningsgrundlaget skal undgås.
- Anvendelse af en adaptiv forvaltning, der stadigt tager den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning. Gunstig bevaringsstatus for områdenes marine naturtyper skal således opretholdes og/eller genoprettes gennem formulering af miljøkriterier til fiskeriet via. fastsættelse af maksimal acceptabel kumulativ påvirkning af en række centrale økosystemkomponenter.

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 økosystemkomponenterne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna.

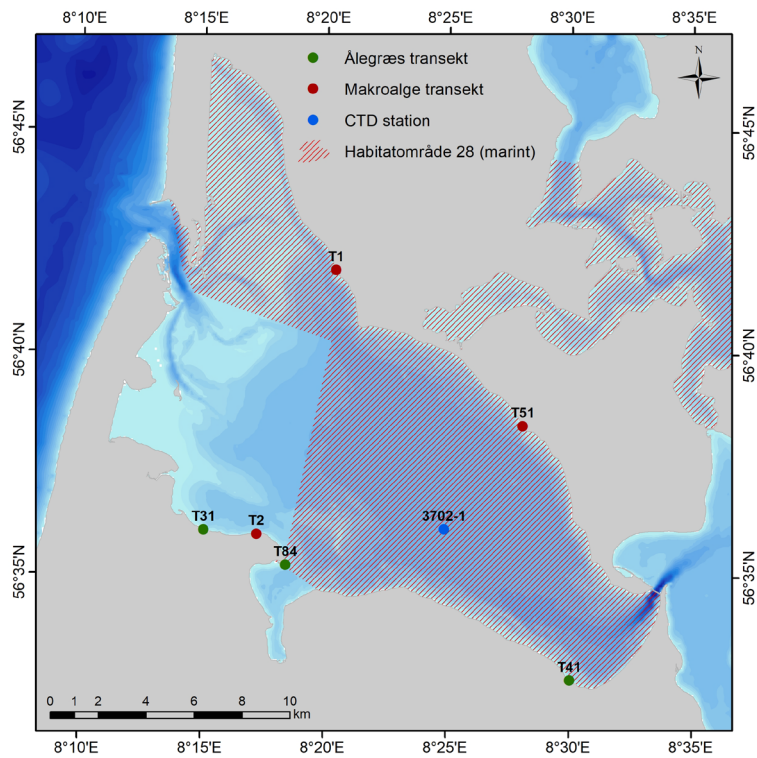
4 GENERELT OM NISSUM BREDNING

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 søstjernefiskeriet 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 søstjernefiskeri. 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 (Miljøstyrelsen 2020). Som beskyttelse af revene er der lagt en bufferzone på 100 m omkring kortlagte rev, hvorfor denne naturtype ikke inddrages yderligere 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 monitering af ålegræs (grøn) og makroalger (rød) samt målestation 3702-1 i miljøovervågningen, hvor der foretages bl.a. målinger af temperatur, ilt, salinitet og sigtdybde.

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 næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al. 2003, Marbá et al. 2006, Hansen & 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 fou-ragerer 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). Der er ligeledes rapporteret om skadelige effekter af strandkrabber (*Carcinus maenas*) på spirende ålegræs, som krabben "klipper af" (Flindt pers. komm.)

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 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). Siden 2013 er ålegræssets udvikling dog stagneret i takt med at vandet er blevet mere uklart og systemet vurderes fortsat at være meget sårbart (Hansen & Høgslund, 2019).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtddybde, foregår gennem aseksuel, 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 spiringsuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er maks. 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 bæredygtig størrelse er etableret (Olesen & Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet forering 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 forering 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

Der er ikke gennemført studier af effekterne af et søstjernefiskeri med søstjernevod på ålegræs. Der tages derfor udgangspunkt i effekter ved fiskeri af muslinger og østers med skrabende redskaber, hvilket må antages at have en større effekt på ålegræsset end et søstjernevod. Effekten af skrabning efter muslinger og østers kan deles i to typer af effekter: Direkte ved påvirkning af redskabet og indirekte som følge af resuspension af sediment.

Direkte effekter: Fiskeri med bundskrabende redskaber 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). Søstjernevodet er en lettere konstruktion end en østersskrabber, der hovedsageligt trækkes hen over bunden og må derfor formodes at have en mindre effekt end andre bundskrabende redskaber. Der er ikke foretaget studier af effekter af søstjernevod på ålegræs. Et målrettet fiskeri med søstjernevod i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt, alene fordi FVM 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 fiskeriet. Den meget 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 søstjernevodet og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af fiskeriet, men da søstjernevodet vejer betydeligt mindre, ikke har nogen ramme og samler mindre bundmateriale (Holtegaard et al. 2008), må det forventes at gøre mindre skade på ålegræsset end muslingeskraberen. 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, men søstjernevoddet må således forventes at gøre mindre skade på ålegræsset end muslinge- og østersskrabere og kan potentielt 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).

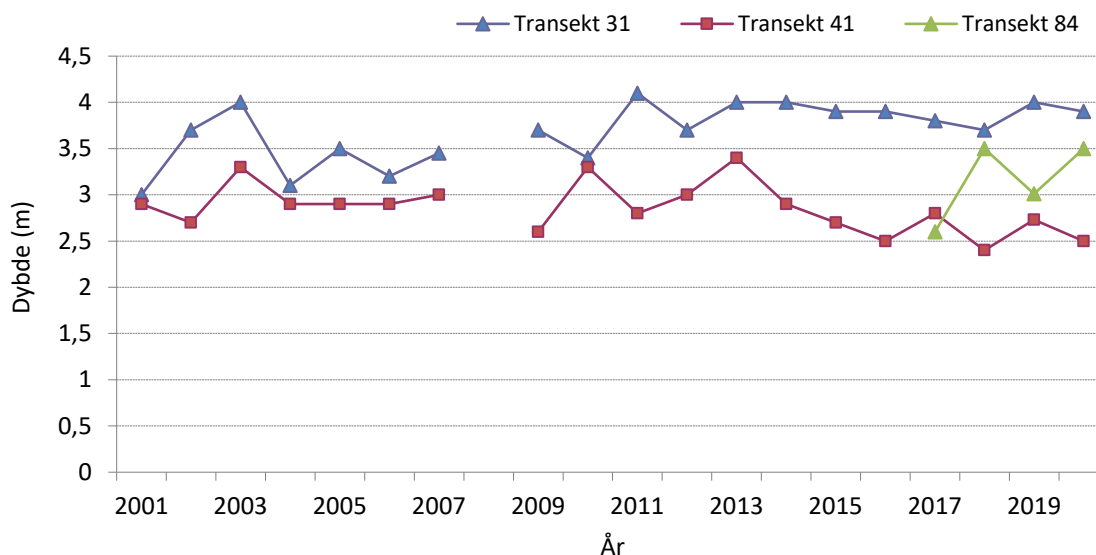
Sigtdybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Østersskrab vil ligesom muslingeskrab generere resuspension 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 skrabeposen ikke forekommer, da der ikke foretages skylning af netposen ved søstjernefiskeri. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspension ved brug af søstjernevoddet, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Nissum Bredning som beskrevet i FVMs bestillingsskrivelse (Bilag 3). De fleste af de publicerede studier om resuspension omhandler skrabestyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og enkelte udført på hollænderskraberen. Begge skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end søstjernevoddet. Ved brug af skrabere til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabede område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al. 1985, Spencer et al. 1997, Maier et al. 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderskraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på 0,055 km² (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabesporet og et skrab på 300 m. Problemet med denne undersøgelse er imidlertid, at modellen ikke tager højde for vertikal fordeling af partikler i vandsøjlen og derfor sandsynligvis underestimerer den totale mængde sediment, der er blevet resuspenderet. Hvilke konsekvenser dette har for den modellerede spredning af sediment er det ikke umiddelbart muligt at bedømme. I alle studier blev det vist, at skyen af resuspenderet materiale havde en kort levetid inde i det skrabede område i størrelsesordenen fra én til få timer (Riemann & Hoffmann 1991, Maier et al. 1998). Dette er forventeligt, da de tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabesporet, 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).

DTU Aqua har gennemført studier af resuspension ved brug af den lette muslingeskraber i Limfjorden for at kvantificere betydningen af sedimentspredning yderligere. Studiet viste, at den sedimentfaner, som dannes ved muslingefiskeri, generelt spredes 100-500 m og sedimentfanens varighed var på mindre end 1 time. Ændringerne i vandets klarhed udtrykt som lysdæmpningskoefficienten blev estimeret til 0,05-0,41 m⁻¹, mens den gennemsnitlige årlige naturlige baggrundsværdi er 0,62 m⁻¹. Selvom der er væsentlige ændringer i lysforholdene ved bunden, betragtes den samlede rumlig-tidsmæssige fiskeripåvirkning i undersøgelsesområdet som

lav, og mindre end 1-2% af det samlede areal i Løgstør Bredning påvirkes inden for en fiskerisæson (Pastor et al. 2020). Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af søstjernevod (Holtegaard et al. 2008), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. I en overordnet analyse af betydning af resuspension af sediment genereret ved stedspecifikke presfaktorer som fiskeri, klapning og gravning af sejlerender samt råstofindvinding blev det vist, at antropogent genereret resuspension er af marginal betydning for lysudslukning i vandsøjlen sammenlignet med den naturlige resuspension og dermed uden reel betydning for ålegræssets udbredelse (Petersen et al. 2020).

5.3 Data for ålegræs

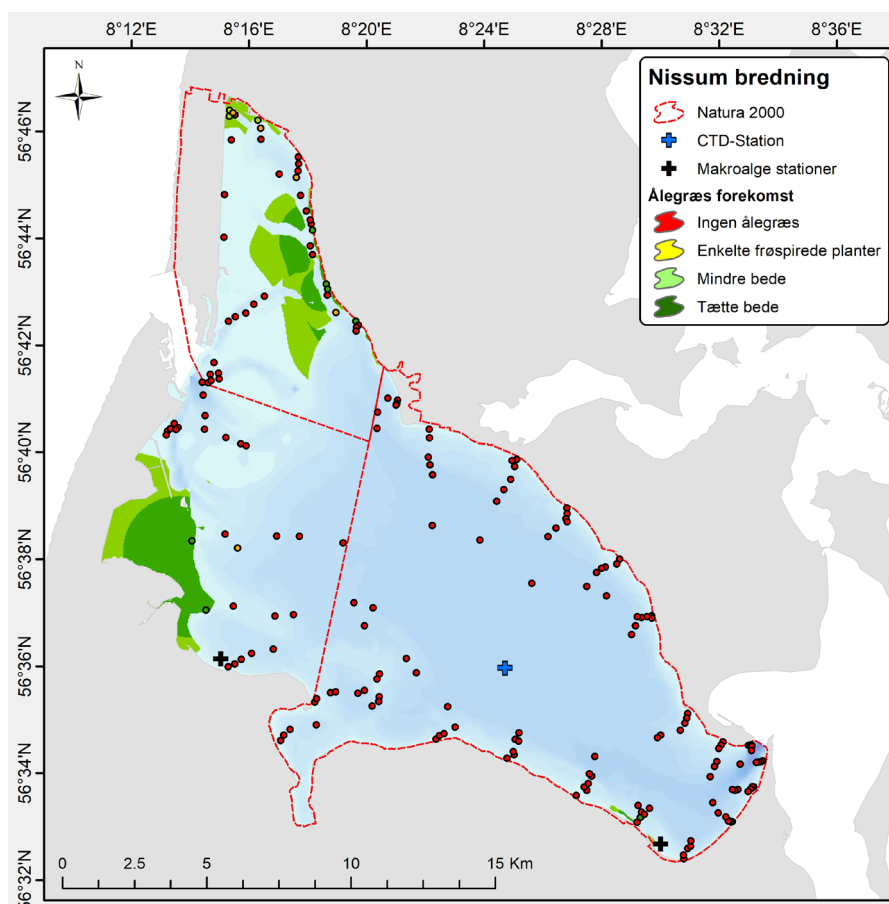
Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en lang årrække blevet monitoreret på to faste transekter af Miljøstyrelsen (Transekt 31 og Transekt 41), mens Transekt 84 er blevet monitoreret siden 2017 (for placering se figur 2). Dybdeudbredelsen af ålegræs for de tre transekter for perioden 2001-2020 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 2001-2020 har ålegræssets dybdegrænse i hele perioden ligget mellem 2,4 og 4,1 m. I 2020 er den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Nissum Bredning for transekt 31, 41 og 84 på hhv. 3,9, 2,5 m og 3,5 m.



Figur 3. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Nissum Bredning på transekterne 31 og 41 i perioden 2001-2020, mens Transekt 84 er monitoreret i perioden 2017-2020. Transekt 41 og 84 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 2020 på 38 transekter (196 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 2020, 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. NOVANA-monitoringens CTD- og ålegræsstationer.

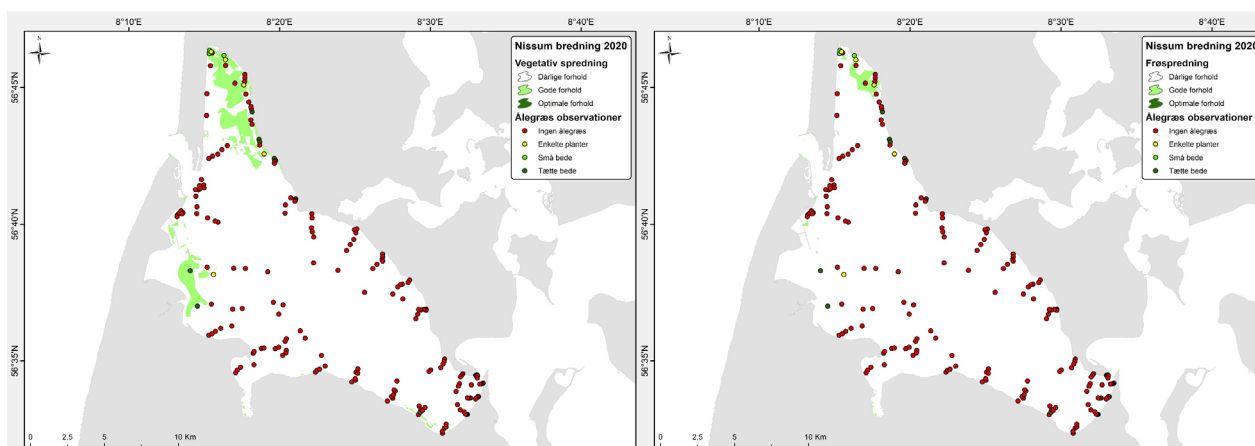
På 1, 2, 3, og 4 m vand blev der observeret ålegræs i en af de tre kategorier på henholdsvis 23%, 12%, 3% og 3% af transekterne i 2020, hvilket er en tilbagegang ift. 2018 (31%, 15%, 26%, 12%). På 3 og 4 m var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter, som det tilsvarende var gældende i 2018. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgende 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 2020. 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 formering. 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 genetablering af bestanden i bredningen kan ske.

Foruden de observerede forekomster af ålegræs inkluderer konsekvensvurderingen i år også områder, hvor ålegræsset potentielt vil kunne re-kolonisere i bredningen. Denne vurdering er baseret på en model, der tager udgangspunkt i forskellige miljømæssige faktorer, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Detaljer om modellen kan findes i tidligere konsekvensvurderinger (fx Nielsen et al. 2018a). Modellen resulterer dels i et kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved vegetativ vækst, og dels i et kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved frøspredning, hvori der tages højde for en højere følsomhed hos frøspirede planter overfor visse miljømæssige parametre (Figur 5).

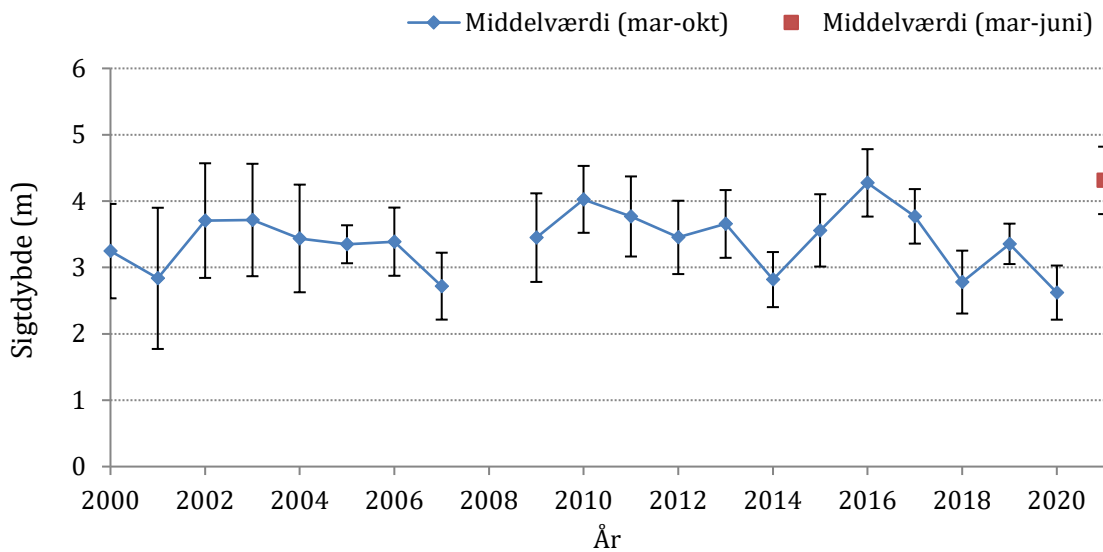
Modelresultaterne for ålegræssets mulighed for kolonisering i Nissum Bredning via vegetativ vækst (Figur 5, tv) er sammenfaldende med de af DTU Aqua observerede forekomster (Figur 4). I bredningen blev der kun fundet få egnede områder for ålegræssets mulighed for kolonisering via frøspredning (Figur 5, th).



Figur 5. Modellering af ålegræssets mulighed for re-kolonisering i Nissum Bredning ved hhv. vegetativ spredning (eller alternativt ved transplantation af voksne planter) (tv) og frøspredning (th). Modellen er baseret på miljøparametre, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Områder, der er henholdsvis optimale og gode for ålegræssets etablering, er indikeret med henholdsvis mørkegrønt og lysegrønt.

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 sigtdybden i Nissum Bredning siden 1982. Figur 6 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 2000-2020 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor reelt den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002). Ligeledes er den gennemsnitlige sigtdybde for 2021 i perioden marts-juni vist i figur 6.



Figur 6. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3702-01 for perioden 2000-2020 (n= 6-34 per år) samt for marts-juni 2021 (n=8). Data fra overvågningsprogrammet NOVANA.

Middel-sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) har siden 2000 varieret mellem 2,5–4,6 m (Figur 6). Sigtdybden i 2020 var gennemsnitligt 2,6 m, mens den i perioden marts-juni 2021 har været 4,3 m.

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

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

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

Sigtdybden målt af Miljøstyrelsen i 2020 var gennemsnitligt 2,6 m i periode marts til juli (n=7). På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 2,4 m ved at bruge ovenstående model (se endvidere tabel 1). Den observerede maksimale udbredelse i 2020 for levende ålegræs var 3,9 m på Miljøstyrelsens stationer, mens den er 4 m for enkeltstående planter og 2 m for reelle bede i DTU Aquas undersøgelser i 2020.

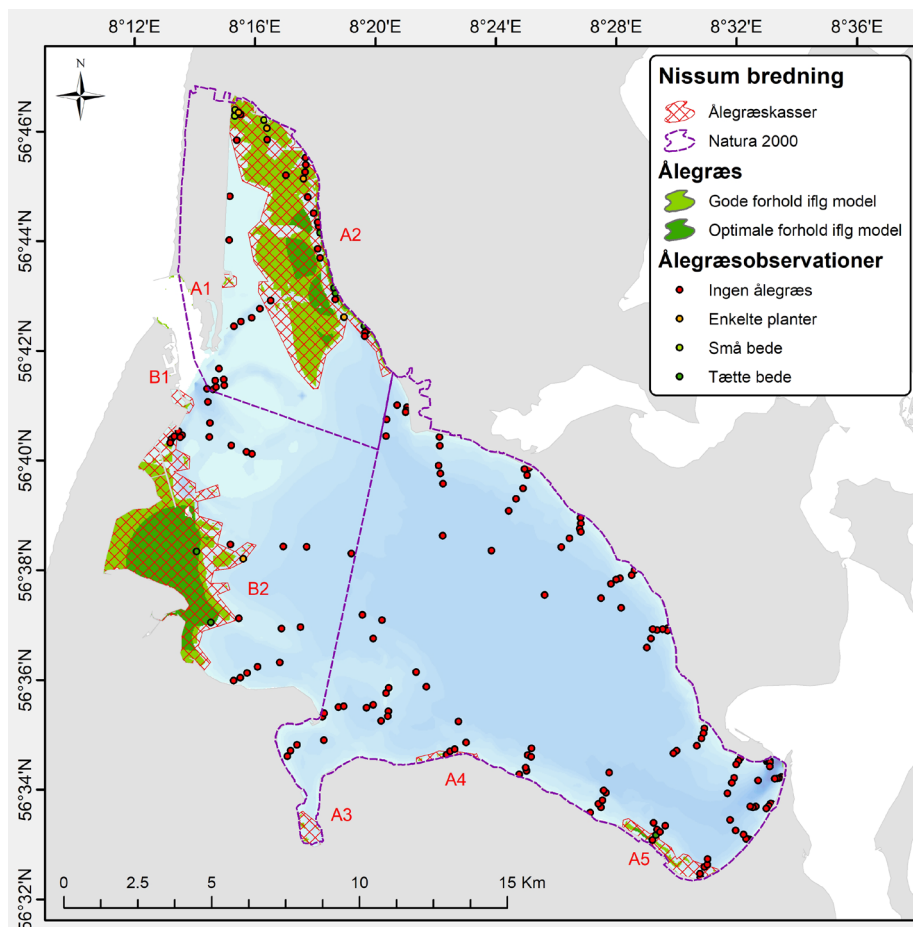
Tabel 1. Potentielle og observerede dybdegrænser for ålegræs i Nissum Bredning. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). De gennemsnitslige sigtdybder for 2013-2020 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Miljøstyrelsen i perioden marts til oktober. De observerede dybdegrænser er fra observationer fra hhv. Miljøstyrelsens (MST) transekter og DTU Aquas transektstudier.

Potentiel dybdegrænse (m)	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Sigtdybden (m)	3,7	2,8	3,6	4,3	3,8	2,8	3,4	2,6
Observeret dybdegrænse MST (m)	4,0	4,0	3,9	3,9	3,8	3,7	4,0	3,9
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	-	5	6	-	-	4	-	4
Model-estimeret dybdegrænse (m)	3,2	2,5	3,2	3,7	3,3	2,5	3,0	2,4

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 og modelresultaterne i 2020 har DTU Aqua fastlagt fem sammenhængende områder, hvor der er forekomst eller potentielle forekomster af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 100 m bufferzone omkring bedene indenfor Natura 2000-området (A1-5) (Figur 7). Desuden er to ålegræskasser defineret udenfor Nature 2000 området (B1-2, figur 7). Kasserne er valgt som sammenhængende områder uanset dybdegrænser og at bedene forekommer spredt inden for hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 100 m omkring bedene er valgt for at beskytte mod fysisk skade. 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.



Figur 7. Forslag til placering af ålegræskasser i Nissum Bredning for fiskerisæsonen 2021/2022.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri 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. Søstjernefiskeri indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2020 vil således ikke forekomme, og fiskeriet vurderes til ikke at begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. DTU Aqua vurderer, at et søstjernefiskeri på 1.500 t ikke vil reducere sigtdybden væsentligt i sommerperioden, da ændringen kumuleret over tid i det nuværende fiskeri i Limfjorden generelt er af meget begrænset betydning for ålegræssets vækstforhold i sommerperioden og dermed for ålegræssets udbredelse (Petersen et al. 2020).

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Nissum Bredning siden 2014 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.

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 iltvind i forbindelse med nedbrydning af algerne.

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltvind (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. 2013), men også i Danmark, hvor man har fjernet 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. I nogle tilfælde, kan disse dog skabe fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs, hvis substratet hvortil de er fasthæftet er af en størrelse, der gør at det kan tages af strøm/vind og drive rundt på havbunden (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010, Höffle et al. 2012).

Den invasive 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 og sargassotang er en meget betydende komponent i bredningens makroalgесamfund. I de detaljerede studier foretaget af DTU Aqua i 2020 blev der fundet sargassotang på 67% af transekterne og sargassotang er derved fortsat en meget betydende komponent i bredningens makroalgесamfund.

Flere studier har forsøgt at skabe klarhed over effekterne af sargassotangs spredning og etablering for de øvrige økosystemkomponenter, men resultaterne er sjældent entydige og varierer tilsyneladende lokalt (fx Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008, Salvaterra et al. 2013, Engelen et al. 2013, Wernberg et al. 2000). For nyligt er der foretaget en gennemgribende analyse af sargassotangs effekter på den øvrige marine vegetation i Limfjorden (Stæhr et al. 2019). Analysen viste, at sargassotang ikke har nogen effekt på ålegræs, da de to arter ofte kan sameksistere i habitater med blandet bund (blød og hård) – dette understøtter tidligere studier (den Hartog 1997, North 1973, De Wreede 1978). Effekterne på makroalgerne var derimod signifikante, og viste at sargassotang dels har haft en negativ indvirkning på flere hjemmehørende arter (fx savtang og blæretang), men samtidig øger det samlede makoalgedække via artens eget høje bidrag. Dog er arternes indbyrdes dominans markant ændret således, at færre arter dominerer det totale makroalge-samfund (Stæhr et al. 2019). Den økologiske effekt af sargassotang kan således både være en trussel mod de hjemmehørende makroalger og være et alternativt habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. DTU Aqua tager i konsekvensvurderingen af trusler mod makroalger ved fiskeri i Nissum Bredning udgangspunkt i den samlede makroalge-bestand og skelner således ikke mellem invasive og hjemmehørende arter.

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 makroalgesamfund (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 kolonisorator 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 tørstof 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 Løgstør Bredning blev der i marts 2017 etableret et stenrev NV for Livø. Undersøgelser af makroalge-samfundet på revet i juni 2019 (godt 2 år efter etablering) viste en dominans af mindre trådformede arter, hvoraf en del var opportunistiske arter. Kun få individer af flerårige arter blev set (Dahl et al. 2020). Ved en dykkerundersøgelse på revet i juni 2020 blev der observeret væsentligt færre makroalger på revet, om end der var flere flerårige arter som sargassotang og savtang/blæretang (DTU Aqua, egne observationer). Alt i alt indikerer undersøgelserne, at revet efter godt 3 år stadig er i udvikling og endnu ikke har nået et klimaks-samfund. Endvidere viste undersøgelsen, at der kun i ringe omfang er sket bevoksning på revet på vanddybder >3-4 m.

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 søstjernevod 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.

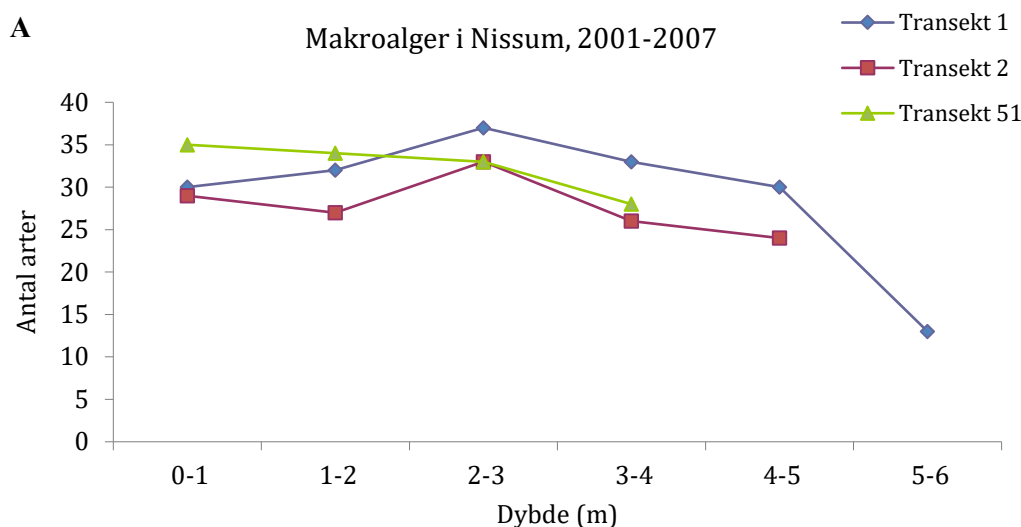
Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved fiskeri eller tab af substrat og dermed levested. Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af søstjernevodets effekt

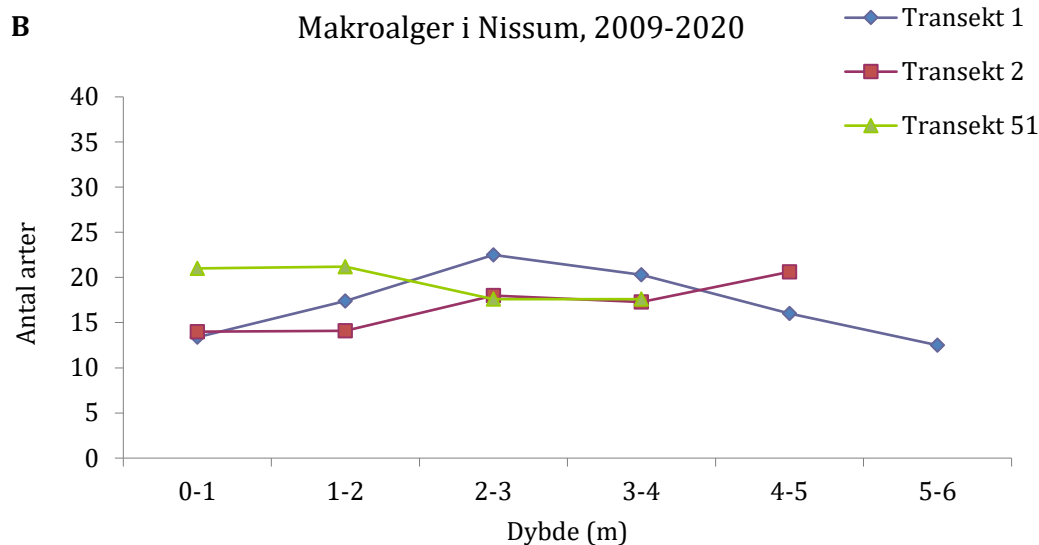
på makroalger, men en undersøgelse af søstjernevoddets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper såsom muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viste, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk hen over en bund med makroalger (Petersen et al. 2016b). Voddets påvirkning af makroalger vurderes derved at være begrænset.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtdybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgernes samfund. Fiskeri af søstjerner 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 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 2001-2020 er observeret makroalger ud til 6 m (Figur 8A og B). Dybdegrænsen for makroalger i Nissum Bredning er derfor ukendt i denne periode, men de dybest forekommende makroalger observeret af Miljøstyrelsen i perioden 2001-2020 i Nissum Bredning er 6 m. Desuden er antallet af arter faldet i perioden 2001-2007 (Figur 8A) og til perioden 2009-2020 (Figur 8B).

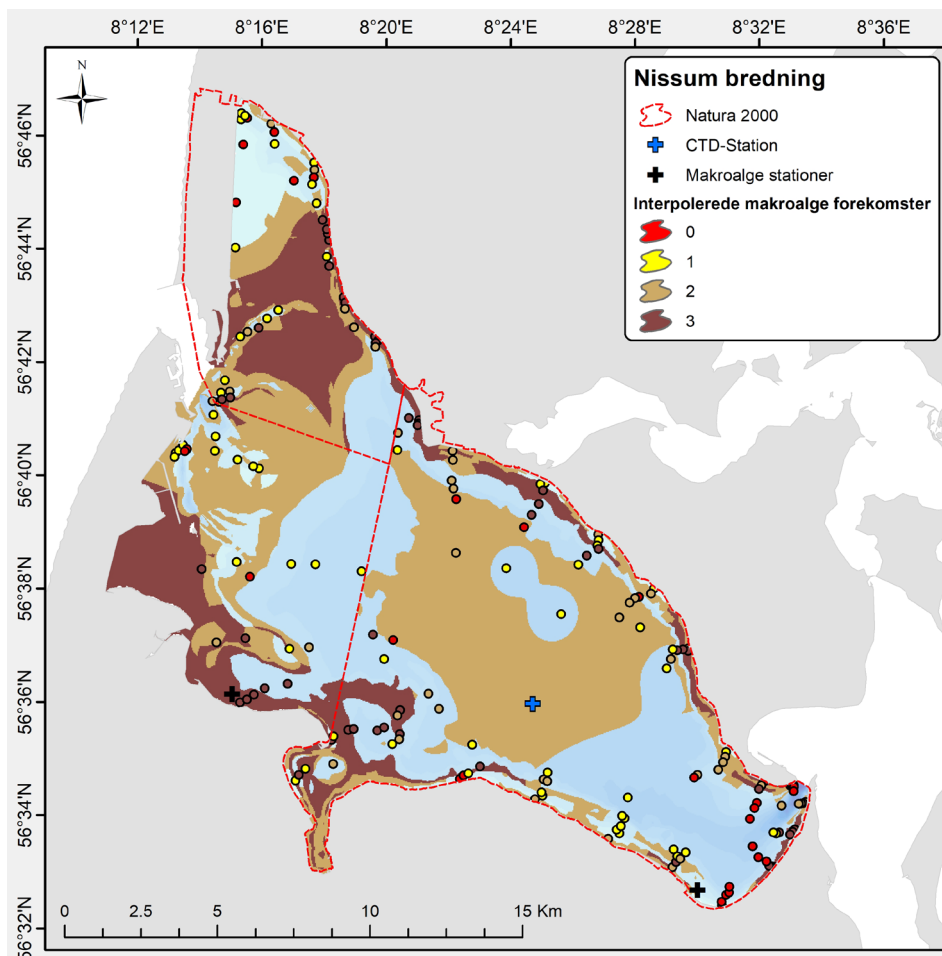




Figur 8. A: Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1, 2 og 51 i perioden 2001-2007. B: Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1, 2 og 51 i perioden 2009-2020. Transekt 1 og 2 ligger udenfor de befiskede områder i N28, mens transekt 51 ligger i produktionsområde 4.

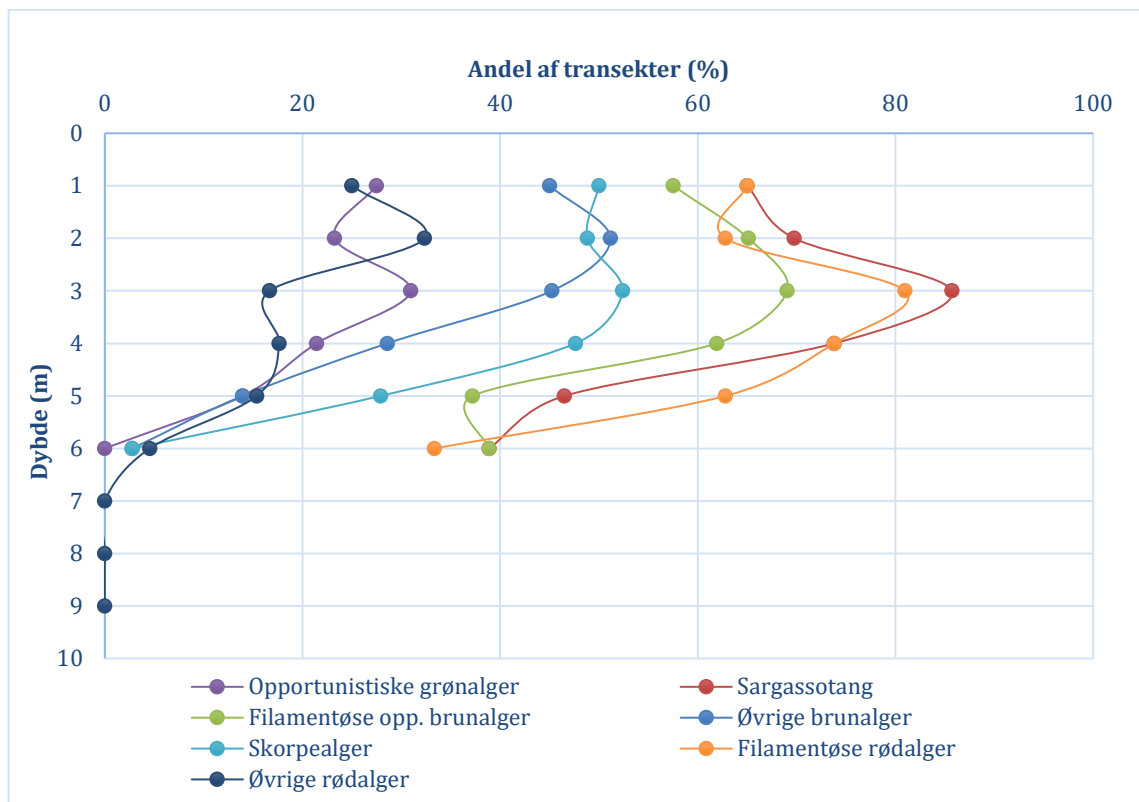
DTU Aqua gennemførte i maj-juni 2020 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Nissum Bredning. Der blev udlagt 38 transekter, hvor der på 1-9 m (stationerne er vist i figur 9) blev trukket en slæde påmonteret et HD-videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i 7 overordnede grupper: i) Opportunistiske grønalg (fx søsalat og krølhårstang), ii) sargassotang, iii) filamentøse opportunistiske brunalg, iv) øvrige brunalg (fx sukkertang, blære- 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-juni 2020 kan ses i figur 9. Der blev fundet makroalger på alle på nær to transekter, om end større forekomster kun blev fundet på 60% af transekterne. De store forekomster blev primært fundet i dybdelaget 1-4 m, mens enkelte og mindre forekomster blev observeret ud til 6 m, hvor der dog primært var tale om filamentøse arter.



Figur 9. Udbredelsen af makroalger på 38 transekter i Nissum Bredning i maj-juni 2020. 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 10 viser andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Filamentøse røde og brune makroalger dominerede i bredningen sammen med sargassotang, men større brunalgearter såsom sukkertang, strengetang og tvedelt bændeltang var også relativ hyppig i bredningen. Filamentøse rød- og brunalger var repræsenteret på henholdsvis 92 og 62% af alle transekterne og primært i vanddybderne 2-6 m, mens sargassotang var at finde på 67% af transekterne. De mindst hyppigt forekommende makroalgegrupper var de opportunistiske grønalger og øvrige rødalger dvs. de ikke-opportunistiske.



Figur 10. Dybdespecifik forekomst af syv overordnede makroalgegrupper i Nissum Bredning maj-juni 2020. 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).

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 2020 (marts-oktober) på 2,6 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 2,5 m og for andre makroalger til at være 3,0 m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse i 2020 (Tabel 2).

Tabel 2. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Nissum Bredning i perioden 2013-2020. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for makroalgernes vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. 2002).

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Sigtdybden (m)	3,7	2,8	3,6	4,3	3,8	2,8	3,4	2,6
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	-	9	-	-	-	9	-	6
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	4,0	2,7	3,9	4,9	4,2	2,7	3,6	2,5
Estimeret dybdegrænse andre alger (m)	4,7	3,3	4,5	5,6	4,9	3,3	4,2	3,0

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

6.5 Fjernelse af substrat ved søstjernefiskeri

I forbindelse med søstjernefiskeri vil der blive fjernet mindre sten og skaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Ved søstjernefiskeri er der en begrænset bifangst af skaller og sten og fangst af større sten er ikke observeret i forbindelse med videnskabelige studier (Petersen et al. 2016b). Dette understøttes desuden af, at der ikke er indrapporteret landinger af sten fra Nissum Bredning i forbindelse med søstjernefiskeriet i 2020/2021 sæsonen, ligesom søstjernefiskeri i områder, hvor der er flere større sten kan ødelægge voddet, hvorfor det må antages, at fiskerne vil forsøge at udgå disse områder.

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et søstjernefiskeri i Nissum Bredning vil overlape med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >3 m, hvor der findes forekomster af makroalger, omend de tætteste forekomster ofte er på lavere vanddybder. Der er dog observeret forekomster ud til 6 m. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et søstjernefiskeri vil påvirke makroalgerne gennem direkte fysisk fiskeripåvirkning om end i begrænset omfang. Makroalgerne i Nissum Bredning er i praksis ikke lysbegrænsede i deres udbredelse, da de findes på dybere vand end de teoretiske estimerede dybdegrænser jf. tabel 2. I forhold til effekter af resuspension af sediment ved fiskeri med søstjernevoddet vurderer DTU Aqua, at dette vil have begrænset effekt på makroalger, da søstjernevoddet genererer mindre resuspension end muslinge- og østersskraber. Derudover er det vist, at effekter af fiskeri på mængden af suspenderet materiale i vandsøjlen er minimal sammenlignet med den naturlige resuspension, ligesom søstjernefiskeriet vil foregå udenfor den primære vegetative sæson for makroalger.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med søstjernevod på vanddybder >3 m vil påvirke makroalger i Nissum Bredning i begrænset omfang, da undersøgelser har vist, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger, men der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk hen over en bund med makroalger (Petersen et al. 2016b). Afscrabning af de hjemhørende makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af ikke-hjemhørende 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 som er foregået siden 2014 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 BUNDFAUNA

7.1 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), da der sker en fysisk forstyrrelse af havbunden og de bentiske organismer. Effekten af fiskeriet afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område samt om området er påvirket af andre antropogene og naturlige presfaktorer. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af fx roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse (Lambert et al. 2017, Eigaard et al. 2020).

7.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I et nyere studie af Eigaard et al. (2020) er gendannelsesperioder for bundfauna estimeret til 5 år for Nissum Bredning, hvor bundfaunasamfundene i fem Natura 2000 områder; Lovns Bredning, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt er blevet kortlagt. Ligeledes er fiskeripåvirkningen af bundfaunasamfundene analyseret i forhold til at vurdere den relative effekt af fiskeri og andre miljøpåvirkninger på tværs af de fem områder, såvel som indenfor de enkelte områder. Analyserne omfatter både estimering af virkningerne af muslingefiskeri på sammensætningen af faunasamfundene og analyser af og sammenligning af effekten af fiskeri og seks andre miljøpåvirkninger på individantal, artsantal og total biomasse. Følgende variable udover fiskeri blev inkluderet; organisk indhold i sedimentet, iltkoncentrationen, lændeograd, skalfragmenter i sedimentet, dybden og muslingebiomasse. Analyserne viste, at der ikke var signifikant effekt af fiskeri på de tre bundfaunaindikatorer (individantal, artsantal og total biomasse) på det fulde datasæt på tværs af alle Natura 2000 områder, mens de andre miljøvariable havde forskellig signifikant effekt på de tre bundfaunaindikatorer. Skalfragmenter i sedimentet havde en positiv effekt på alle tre bundfaunaindikatorer, organisk stof i sedimentet havde en negativ effekt på individ- og artsantal, mens iltkoncentrationen og dybden havde en positiv effekt på hhv. biomassen og artsantal. For det samlede datasæt for alle Natura 2000 områder viste analysen af effekten af muslingefiskeri på sammensætningen af bundfaunasamfundet, at dybde, lændeograd, iltkoncentration, organisk materiale og skalfragmenter i sedimentet i langt højere grad bidrager til variationen i prøvernes faunasammensætning end fiskeri. For Lovns Bredning og Nissum Bredning observeres en signifikant positiv sammenhæng mellem fiskeriintensitet og "biomasse" plottet på en logaritmisk skala (Figur 4.1. i Eigaard et al. 2020), mens der tilsvarende for Løgstør Bredning og Horsens Fjord observeres en negativ sammenhæng. Fælles for alle fire områder påvirkes individ- og artsantal ikke signifikant af fiskeriet. For at undersøge om de modsatrettede effekter på biomassen skyldes dårlige miljøforhold på ikke-fiskede stationer blev analysen gentaget på et reduceret datasæt, hvor kun fiskeripåvirkede stationer indgik. Resultaterne af denne analyse viser, at der var en signifikant negativ sammenhæng mellem biomasse og fiskeri på tværs af områder, mens hverken individ- og artsantal havde en signifikant sammenhæng med fiskeripåvirkning. Resultaterne viser således, at for både det kombinerede og de områdespecifikke datasæt, at sammensætningen af den bentiske fauna i Natura 2000 områderne i højere grad er påvirket af de andre analyserede presfaktorer (ilt-koncentration og organisk stof i sediment) end af fiskeri, men at nogle bundfaunakomponenter og indikatorer (biomasse) forbliver følsomme over for fiskeripåvirkning på trods af høje niveauer af anden forstyrrelse. Fiskeripåvirkningerne medfører således mindre, men signifikante ændringer i bundfaunasammensætning, og selvom fiskeri kun kan forklare en lille procentdel af variationen i faunadata, er fiskerieffekterne signifikante, når analysen laves på grupperede data og der samtidigt tages højde for påvirkningen af faunaen fra miljødata (Eigaard et al. 2020).

Udover vurdering af effekterne af fiskeri og andre miljøpåvirkninger blev bundfaunasamfundene kortlagt i de fem Natura 2000 områder i forhold til at estimere gendannelsesperioden for bundfauna for hver af de fem områder. For Nissum Bredning er arterne identificeret i fem primære klynger (klustergrupper), hvilket indikerer

flere forskellige bundfaunasamfund, der fordeler sig pletvis og kan være med stor variation mellem samfundene selv indenfor kort afstand (<10 m). I de centrale områder af Nissum er det hovedsageligt klynge D, der dominerer og er kendetegnet ved fritlevende havbørsteorme og den lille musling, *Kurtiella bidentata*, som typisk lever sammen med boremuslinger og mudderslangestjerner. Høje biomasser af almindelig hjertemusling (*Cerastoderma edule*) er kendetegnende for klynge B, som optræder sporadisk over hele bredningen, mens klynge C, D og Z har stort set identiske biomassefordelinger af livslængde-sammensætning og består næsten udelukkende af taxa med en gennemsnitlig livslængde på 3-10 år. Klynge A består af kun to prøvetagningspositioner i den sydvestlige del og har en højere andel af kortlivede arter (1-3 år) samt et lavt artsantal og biomasse. Faunasamfundene i Nissum Bredning domineret af biomasse af taxa med en levetid på 3-10 år, bortset fra klynge B, hvor biomassen er domineret af almindelig hjertemusling (>10 år) (Eigaard et al. 2020). Gendannelsestiden for hver klynge efter fiskeripåvirkning blev beregnet baseret på parameterværdier fra Hiddink et al. (2019). Gendannelsestiden blev beregnet fra 0,5K (50% af bundfaunasamfundets bærekapacitet ift. biomasse) til 0,95K (næsten fuld bærekapacitet) for hver af livslængdekategorierne. Én gennemsnitlig gendannelsestid blev beregnet for hver af klyngerne, hvorefter der blev beregnet én samlet gendannelsestid per N2000 område (yderligere detaljer i Eigaard et al. 2020). Den samlede estimerede gendannelsestid baseret på bundfaunasamfundets sammensætning og dets livslængdekategorier i Nissum Bredning blev estimeret til 4,9 år, der rundes op til 5 år.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som muslingeskraberen. Undersøgelser har vist, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevodet på diversitet og forekomst af infauna (Petersen et al. 2016b).

7.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna

Der vil forekomme bundfauna i hele Nissum Bredning, men effekterne af et søstjernefiskeri vurderes til ikke at have betydende effekt på bundfaunaen.

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 og muslinger, 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.

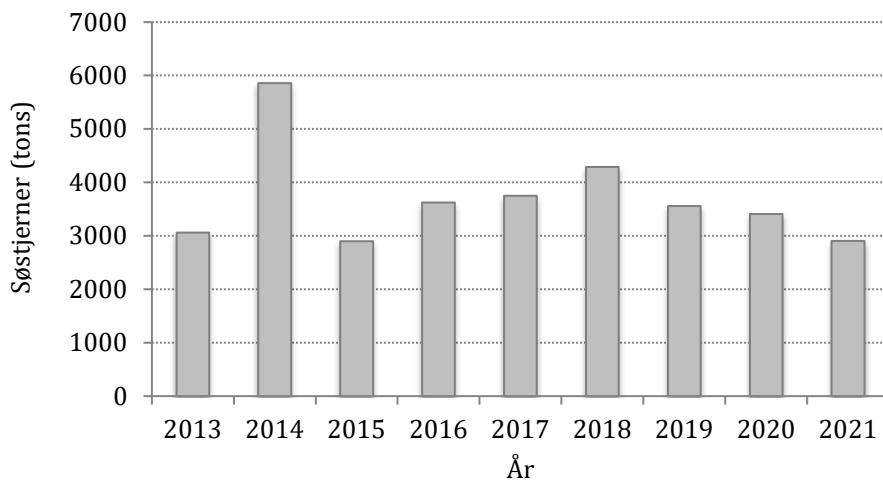
8.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

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 hen over 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.

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. Imidlertid blev der observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk hen over en bund med makroalger, hvorfor voddets effekt på makroalger er begrænset. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten med forekomster af makroalger.

8.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (2013-2021)

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registeret vægten og antallet af søstjerne i det årlige østersbestands-togt i Nissum Bredning. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H28 ganges med arealet af H28, der er >3 m, og med en redskabs-effektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for Nissum Bredning estimeres til ca. 2.900 t i foråret 2021. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret, hvorfor estimerterne er behæftet med en større usikkerhed end estimerterne af flad østers (se afsnit 9). Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Nissum Bredning i perioden 2013-2021 viste i figur 11.



Figur 11. Bestandsudviklingen af søstjerner i Nissum Bredning i 2013-2021 på vanddybder >3 m.

8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

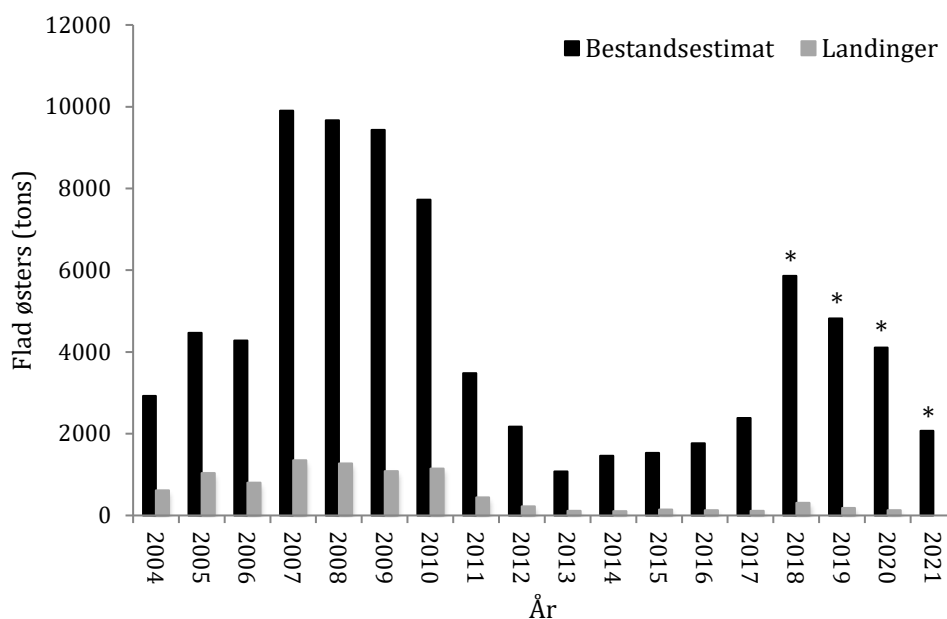
Et fiskeri af 1.500 t søstjerner vil fjerne ca. 52% af bestanden af søstjerner i Nissum Bredning. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med nogen usikkerhed, fordi der ikke historisk er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden. Søstjernefiskeri af 1.500 t søstjerner vurderes at være bæredygtigt i forhold til bestanden i Nissum Bredning. Søstjerner er mobile organismer og et fiskeri af 1.500 t må formodes kun at blive fisket ved store forekomster ligesom den relative stigning og herefter stabile niveau i bestandens størrelse i Nissum (Figur 11) og generelt i Limfjorden gennem de senere år betyder at det ansøgte fiskeri vurderes bæredygtigt for bestanden.

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 muslinger og østers, da disse er en af søstjernernes primære fødeobjekter, og at fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 1.500 t søstjerner kan ikke estimeres, men baseret på søstjernefiskeriet i fiskerisæsonen 2020/2021 (se afsnit 10.2) i Nissum Bredning vurderer DTU Aqua, at et sådant fiskeri maksimalt vil påvirke 6% af areal af Nissum Bredning H28.

9 FLAD ØSTERS OG STILLEHAVSØSTERS

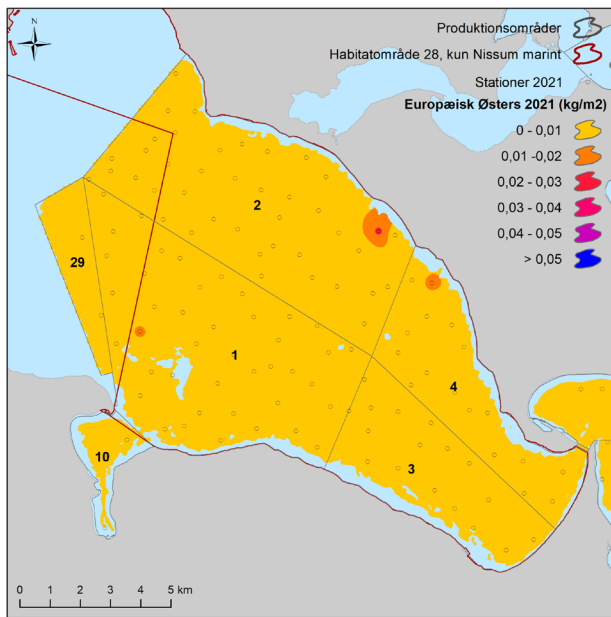
9.1 Undersøgelser af bestande af flad østers i Limfjorden 2004-2021

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af flad østers i foråret 2021 angiver en bestand på ca. 260 t i Nissum Bredning på vanddybder >3 m (Figur 12), mens bestanden af flad østers udenfor Nissum Bredning (produktionsområde 5-9, 11-13 og 35) er estimeret til ca. 590 t. Den samlede totale bestand for de undersøgte produktionsområder 1-13, 15-16, 20-21, 29 er således ca. 870 t i 2020. Dertil skal der lægges yderligere ca. 1.200 t i Natura 2000 området i Løgstør Bredning. Bestanden af flad østers er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H28 ganges med arealet af H28 >3 m, og ligeledes for områder udenfor H28.



Figur 12. Bestandsestimater opgjort af DTU Aqua samt landinger per fiskerisæson fra Fiskeristyrelsen af flad østers i Limfjorden i perioden 2004-2021. *Bestandsestimatet for 2018-2021 indbefatter flere områder end i de tidligere års bestandsestimater, da områder i fx Løgstør Bredning indgår i disse bestandstogter.

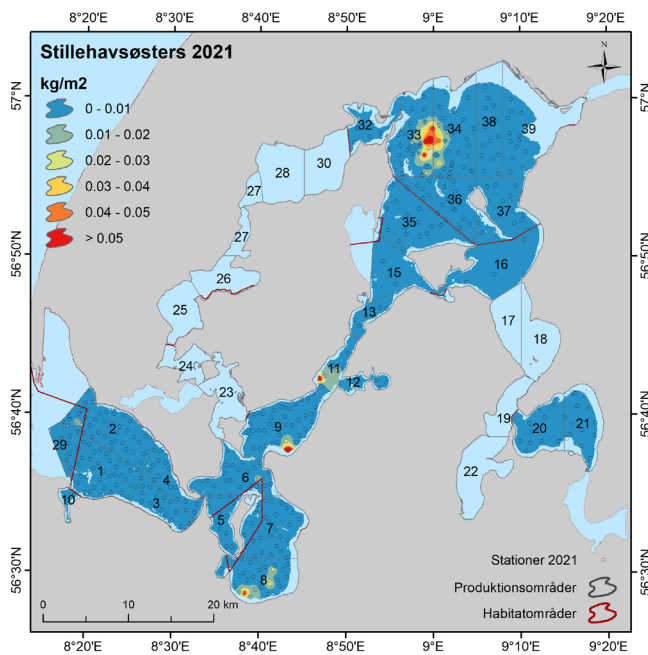
Bestanden af flad østers i Nissum Bredning er i 2021 faldet i forhold til 2020, hvor bestanden udgjorde ca. 800 t. Udbredelsen af bestanden i Nissum Bredning er vist i figur 13. Der er ikke ansøgt om fiskeri af flad østers i Nissum Bredning i fiskerisæsonen 2021/2022.



Figur 13. Udbredelsen af flad østers i Nissum Bredning i foråret 2021.

9.2 Undersøgelser af bestande af stillehavsøsters i Limfjorden

Bestandsestimatet for stillehavsøsters i Natura 2000 området i Nissum Bredning er estimeret til ca. 110 t, på vanddybder >3 m, hvilket er en stigning i forhold til 2020 (78 t). Fordelingen og tætheden af stillehavsøsters i Limfjorden i foråret 2021 er vist i Figur 14.



Figur 14. Udbredelseskort (fordeling og tæthed) for stillehavsøsters i Limfjorden i foråret 2021 på vanddybder >3 m.

10 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

10.1 Black box

Østersfiskeriet inkl. søstjernefiskeriet har siden sæsonen 2014/15 haft black boxe påmonteret fartøjerne. 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 forbedelse 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:

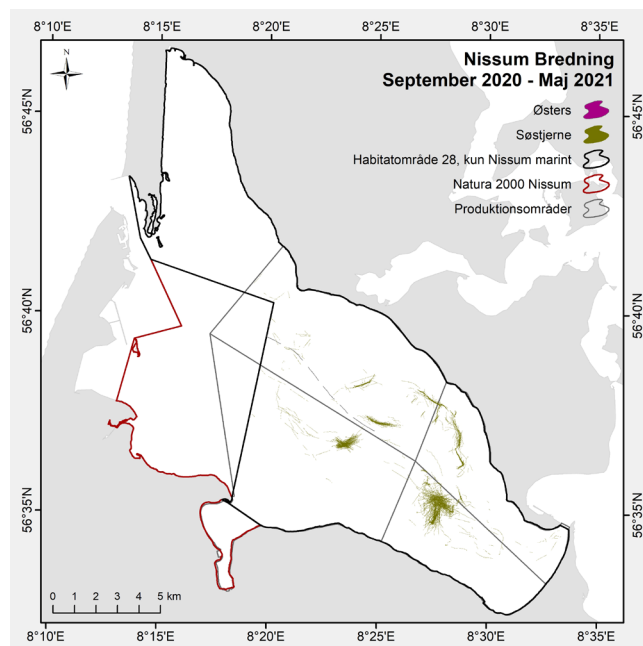
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give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

10.2 Black box resultater

I løbet af fiskerisæsonen 2020/2021 (data fra september 2020-maj 2021, begge måneder inklusive) er det samlede påvirkede areal ved søgning efter østers beregnet til 0,01 km², mens fiskeri af søstjerner har påvirket 3,0 km², hvilket udgør hhv. 0,01% og 1,7% af arealet af habitatområdet i Nissum Bredning (Figur 15).



Figur 15. Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2020/21 i Nissum Bredning ved søgning efter østers og fiskeri af søstjerner. Arealet er genereret ud fra black box data.

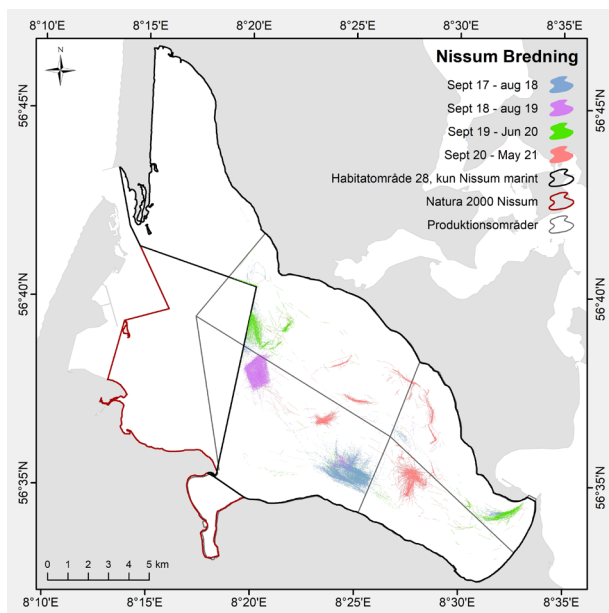
10.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

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 (2017-2021) påvirket 1,0-1,8% af den marine del af habitatområdet (Tabel 3), og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsoner er vist i figur 16.

Tabel 3. Arealpåvirkning 2017-2021 for H28, Nissum Bredning i forhold til tidligere landet mængde (data fra Fiskeristyrelsen) samt ansøgt kvote for søstjerner (1.500 t) for fiskerisæson 2021/2022. For de foregående fiskerisæsoner er arealpåvirkningen beregnet via black box data, mens arealpåvirkningen for søstjernefiskeri i den kommende fiskerisæson er vurderet til maksimalt at udgøre 6%. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H28 på 172 km².

Fiskerisæson	Mængde ton	Arealpåvirkning	
		km ²	%
2017/2018			
Flad østers / søstjerner	115,6 / 55,4	3,0 / 0,2	1,7 / 0,1
2018/2019			
Flad østers / søstjerner	46,7/	1,7 / 0,005	1,0 / 0,003
2019/2020			
Flad østers / stillehavsøsters	89,6 / 7,4	1,6	0,9
Søstjerner	59	0,7	0,4
2020/2021 – Østers / søstjerner	0 / 500	0,01 / 3,0	0,01 / 1,7
2021/2022 Søstjerner	1.500	8,9	Max 6%

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 2020/2021 og den landede mængde (jf. tabel 3) antages det påvirkede areal for fiskerisæson 2021/2022 for den ansøgte kvote på 1.500 t søstjerner til maksimalt at udgøre 6%. Der er en betydelig usikkerhed omkring antagelsen, da søstjernefiskeriet i den kommende sæson ikke umiddelbart kan antages at foregå på samme tætheder og forhold som i den foregående fiskerisæson.



Figur 16. Arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2017/18, 2018/19, 2019/20, 2020/21 i Nissum Bredning. Arealerne er genereret ud fra black box data.

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er søstjernefiskeriets 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 vare fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at vare >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 muslinge- og østerspolitikken, 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 begge at vare 5 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 og være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, eller blive påvirket af den kommende sæsons fiskeri. De meget grundige transektundersøgelser 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 i undersøgelsen for 2020 var der i gennemsnit makroalger på 84,5% af punkterne. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er lig kumulativ arealpåvirkningen ved fiskeri x 0,845 for fiskerisæsonen 2020/2021 og fremefter, mens i de tidligere sæsoner anvendes en faktor 0,586 (jf. Nielsen et al. 2018b). Beregningen af de kumulerede effekter for makroalger er derfor behæftet med usikkerhed, da der korrigeres for makroalgernes heterogene fordeling. Hermed anvendes en konservativ tilgang, der inkluderer både forekomst af makroalger på lavt vand, hvor der ikke forekommer fiskeri samt enkeltstående individer. De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne makroalger, bundfauna og ålegræs er vist i tabel 4.

Tabel 4. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af habitatområde H28 for makroalger, bundfauna og ålegræs for ansøgt fiskeri af 1.500 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. 0,04, 0,001, 0,13% og 0,7% af den total arealpåvirkning for makroalger i fiskerisæsonen 2017/18, 2018/19, 2019/20 og 2020/21.

	Gendannelses- tid (år)	2017/18 (%)	2018/19 (%)	2019/20 (%)	2020/21 (%)	2021/22 an- slået 1.500 t søstjerner (%)	Kumuleret (%)
Makroalger	>5	1,0*	0,6*	0,7*	0,7*	Max 6	9,0
Bundfauna	5	1,7	1,0	0,9	0,01	0	3,6
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som østersskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevoddets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk hen over 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 eller muslinger 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 søstjernevoddet for økosystemkomponenten makroalge er beregnet således, at der er korrigeret for makroalgernes ikke homogene fordeling (0,845) og den reducerede effekt (50%) af søstjernevoddet i forhold til muslingeskraber (0,7 x 0,5 x 0,845 = 0,3). Søstjernevoddet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt en ålegræskasse indenfor produktionsområderne 1-4 i Nissum Bredning, hvor der ikke må foregå søstjernefiskeri.

Ved et fiskeri af 1.500 t søstjerner i Nissum Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2021/2022, har DTU Aqua anslået en maksimal arealpåvirkning på 6% for søstjernefiskeriet. Anbefalingen er baseret på, at søstjerner

ikke er sessile organismer som østers, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 1.500 t søstjerner i fiskerisæsonen 2021/2022 er således estimeret til 9,0% for makroalger og 3,6% for bundfauna (Tabel 4).

10.4 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 søstjerner antages det, at et areal kun påvirkes en gang og 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.

11 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

11.1 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 søstjernefiskeriet 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.

11.1.1 Muslingespisende fugle

Af de 22 arter i udpegningsgrundlaget, som kan blive påvirket af søstjernefiskeriet, er det kun hvinand, taffel-and og krikand, der fouragerer på muslinger på større vanddybder, mens almindelig ryle fouragerer på muslinger i strandkanten. Søstjernefiskeriet har stort set ikke nogen bifangst af blåmuslinger (Petersen et al. 2016b). Det vurderes derfor, at et fiskeri af 1.500 t søstjerner ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingespisende fugle i F28.

11.1.2 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 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 søstjerner vurderes af DTU Aqua til ikke at forringe fødegrundlaget for de fiskespisende fuglearter.

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af fiskeri af 1.500 t søstjerner og vurderes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for de fem arter (pibesvane, lysbugtet knortegås, pibeand, krikand og spidsand) af planteædende fugle i Nissum Bredning.

11.1.3 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 søstjernefiskeri 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 sejlede fartøjer, men kan potentielt forstyrre re-depladserne. En dybdegrænse på 3 m vil være med til at sikre, at ynglende og rastende fugle, fx dværgterne, ikke vil blive forstyrret.

11.1.4 Kumulative effekter for fugle

Fiskeri af 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 bifangsten i søstjernefiskeriet er lille. 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 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.

11.2 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, grå sæl og odder.

11.2.1 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.

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

Søstjernefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et fiskeri af 1.500 t søstjerner er anslået til at kunne blive fisket på maksimalt 6% 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).

11.2.2 Havpattedyr

Sæler: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter), herunder spættet sæl og gråsæl. 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. Gråsælen findes primært i Østersøen men observeres også ved fx Rødsand og i Nordsøen. Den er ved at etablere sig som ynglende art i Danmark efter at have været borte i en lang årrække. Antallet af Gråsæler i den østlige Østersø (ICES-område 24-25) er fra 2004-2012 steget fra 260 til 1.800 individer. Både spættet sæl og gråsæl yngler på flere ynglepladser i sommermånederne i Danmark. Spættet sæl yngler på flere steder i den vestlige del af Limfjorden. Begge arter har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få individer af spættet sæl. I dag er de begrænsende faktorer for spættet sæl formentlig udbrud af PDV-virus tilgængelige fødemængder og antallet af egnede ynglepladser. Gråsælen er ikke følsom overfor PDV-virus og begrænses derfor hovedsageligt af forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden. Spættet

sæl er følsomme over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning, mens grå sæl yngler i tidlig foråret (Artsleksikon på www.mst.dk). Søstjernefiskeriet foregår hovedsageligt om vinteren og det tidlige forår, hvorfor fiskeriet potentielt kan forstyrre ynglende grå sæler.

Der er ikke registreret bifangst af sæler i søstjernefiskeriet. 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 voddet.

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 2021/2022 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på.

Det er ukendt i hvilket omfang 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 søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H28 (maks. 6%), fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at 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. 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 søstjernefiskeri i Nissum Bredning, er odderen observeret to steder i overvågningsperioden 2004-2012 (Miljøministeriet 2014).

Odderen er følsom over for forstyrrelse, specielt i yngleperioden. Søstjernefiskeriet foregår hovedsageligt om vinteren og det tidlige forår og foregår typisk i god afstand til kysten, hvor odderen skjulested findes. Skibstrafik, herunder 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. Søstjernefiskeriet vil imidlertid bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området.

Der er ikke registreret bifangst af oddere i søstjernefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at oddere hovedsagelige er nataktive, hvorfor der er begrænset tidligt overlap med 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 søstjernefiskeriet påvirker fødegrundlaget for odde. Imidlertid består odde-
rens 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 sø-
stjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H28 fordelt på flere måneder, vurderer DTU Aqua ikke, at
søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odde-
rens fødegrundlag i Nissum Bredning.

12 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Dahl, K, Buur, H, Andersen, OGN, Göke, C & Tonetta, D (2020) Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 405, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- 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.

- Den Hartog, C. (1997). Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds? *Aquatic Botany* 58, 37–41.
- De Wreede, R.E. 1978. Phenology of *Sargassum muticum* (Phaeophyta) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Syesis* 11, 1–9.
- Dolmer P, Poulsen LK, Christoffersen M, Geitner K, Larsen F (2011) Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum 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.
- Dyckjær S, Hoffmann E (1999) Muslingefiskeri i Limfjorden. Havmiljøet ved årtusindskiftet. Ed. Lomstein BÅ. Fredensborg Olsen & Olsen.
- Eigaard OR, McLaverty C, Olsen J, Dinesen GE, Brooks ME, Kristensen K, Gislason H, Nielsen P, Petersen, JK, (2020). Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber. DTU Aqua-report No. 363-2020.
- 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, Nygaard B, Ejrnæs R, Damgaard C, Therkildsen OR, Elmeros M, Wind P, Johansson LS, Alnø AB, Dahl K, Nielsen EH, Pedersen HB, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2019). Bevaringsstatus for naturtyper og arter - 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 340. <http://dce2.au.dk/pub/SR340.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.

- Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) (2019). Marine områder 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355.
- Harrison PG (1993) Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.* 45, 63–77.
- Haven DS (1979) A study of hard and soft clam resources of Virginia. US Fish Wildl. Serv., Comm. Fish. Res. Devel. Act Final Report Contract Nos. 3-77-R-1, 3-77-R-2, 3-77-R-3:69 p.
- Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Bolam SG, Cambiè G, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS, Pitcher CR, Parma AM, Suuronen P, Kaiser MJ, Rijnsdorp AD (2019). Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *J Appl Ecol* 56:1075–1084
- Höffle H, Wernberg T, Thomsen MS, Holmer M (2012) Drift algae, an invasive snail and elevated temperature reduces the ecological performance of a warm-temperate seagrass through additive effects. *Marine Ecology Progress Series*, 450: 67–80.
- 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 Wvan (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.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008) Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projektitel: 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.
- Lambert GI, Murray LG, Hiddink JG, Hinz H, Lincoln H, Hold N, Cambiè G & Kaiser MJ (2017). Defining thresholds of sustainable impact on benthic communities in relation to fishing disturbance. *Sci. Rep.* 7, 5440. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04715-4>
- 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, Fotedar R, Fewtrell J (2010) Evaluation of *Sargassum* sp as a nutrient sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. *Aquaculture* 310:91-98.

- Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R. (1998) Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD:38 p.
- Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- Manning JH (1957) The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.
- Manzi JJ, Burrell VG, Klemanowicz KJ, Hadley NH, Collier JA (1985) Impacts of a mechanical harvester on intertidal oyster communities in South Carolina. Final Report: Coastal Energy Impact Program Contract # CEIP-83-06. Governor's Office, Columbia (SC):31p. + tables and figures.
- 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 næringsstofflørsler, 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.
- Miljøstyrelsen (2020) Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø Natura 2000-område nr. 28, Habitatområde H28, Fuglebeskyttelsesområde F23, F27, F28 og F39. Miljøstyrelsen. ISBN: 978-87-7038-769-9.
- 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.
- Nielsen P, Nielsen MM, Geitner K & Petersen JK (2018a). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 329-2018 Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 59 pp. + bilag

- Nielsen P, Geitner K, Olsen J & Nielsen MM (2018b). 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.
- 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.
- North, W. J. (1973). Regulating Marine Transplantations. *Science*, 179, 1181.
- 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.
- Pastor A, Larsen J, Mohn C, Saurel C, Petersen JK, Maar M (2020). Sediment transport model quantifies plume size and light conditions from mussel dredging. *Front Mar Sci*. 7:576530. doi: 10.3389/fmars.2020.576530
- 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 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, Fitridge 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.
- Petersen, J.K., Brooks, M.E., Edelvang, K., Eigaard, O.R., Göke, C., Hansen, F.T., Kuhn, J., Mohn, C., Maar, M., Olsen, J., Pastor, A., Stæhr, P.A. & Svendsen, J.C. (2020). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs. DTU Aqua-rapport nr. 361-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp. + bilag
- Petratis, 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.
- Spencer BE, Kaiser MJ, Edwards DB (1997) Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: Observations at the end of the cultivation phase. *J. Appl. Ecol.* 34(2):444-452.
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Stæhr, P.A., Nielsen, M.M., Göke, C. & Petersen, J.K. (2019). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation. DTU Aqua-rapport nr. 353-2019. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 28 pp.
- 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.
- Udenrigsministeriet (2019). Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslinge- og østersskrab og øvrig muslinge- og østersproduktion i og udenfor Natura 2000 områder.
- 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)	Skestork (T)
	Pibesvane (T)	Grågås (T)
	Lysbuget knortegås (T)	Spidsand (T)
	Pibeand (T)	Krikand (T)
	Taffeland (T)	Rørhøg (Y)
	Klyde (TY)	Hjejle (TY)
	Almindelig ryle (Y)	Brushane (Y)
	Dværgterne (Y)	Splitterne (Y)
	Fjordterne (Y)	Havterne (Y)
	Rødrygget tomskade (Y)	

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 27		
Fugle:	Rørdrum (Y)	Kortnæbbet gås (T)
	Lysbuget knortegås (T)	Hvinand (T)
	Toppet skallesluger (T)	Klyde (Y)
	Hjejle (T)	Havterne (Y)

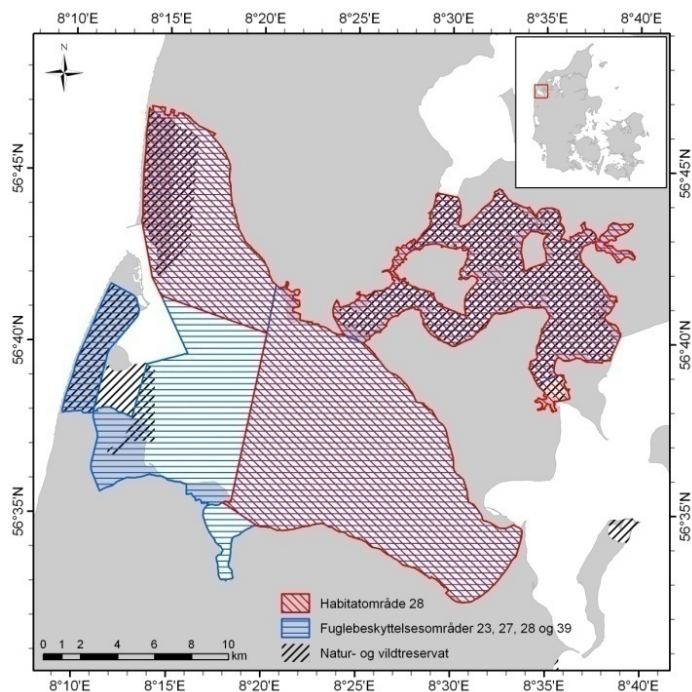
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 28		
Fugle:	Toppet skallesluger (T)	

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 39		
Fugle:	Kortnæbbet gås (T)	Lysbuget knortegås (T)
	Klyde (Y)	Almindelig ryle (Y)
	Brushane (Y)	Dværgterne (Y)
	Fjordterne (Y)	Havterne (Y)

Reference: Miljøstyrelsen (2020)

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)	Kystklint/klippe (1230)
	Enårig strandengsvegetation (1310)	Strandeng (1330)
	Forklit (2110)	Hvid klit (2120)
	Grå/grøn klit* (2130)	Kliihede* (2140)
	Havtornklit (2160)	Grårisklit (2170)
	Klitlavning (2190)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Brunvandet sø (3160)
	Vandløb (3260)	Våd hede (4010)
	Tør hede (4030)	Kalkoverdrev* (6210)
	Surt overdrev* (6230)	Tidvis våd eng (6410)
	Kildevæld* (7220)	Riggær (7230)
Arter:	Blank seglmos (6216)	Stavsild (1103)
	Stor vandsalamander (1166)	Odder (1355)
	Gråsæl (1364)	Spættet sæl (1365)

Reference: Miljøstyrelsen (2020)

BILAG 3

Bæredygtigt Fiskeri
J.nr. 2021-4494
Ref. JPDA
Den 28. juni 2021

Anmodning om rådgivning vedr. fiskeri efter søstjerner i Nissum Bredning og østes i områder uden for Nissum Bredning for 2021/2022 sæsonen

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri har modtaget vedlagte fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening PO (DFPO) og Centralforeningen for Limfjorden angående fiskeri efter søstjerner i Natura 2000 området Nissum Bredning i Limfjorden for den kommende sæson 2021/2022.

DTU Aqua anmodes om, i henhold til køreplanen for flerårige konsekvensvurderinger, at udarbejde en konsekvensvurdering for det ansøgte fiskeri efter søstjerner i Nissum Bredning. Muslinge- og østerspolitikens 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 søstjernevod, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr. område (30), beskyttelse af kortlagte stenrev og kortlagte biogene rev samt og fastsættelse af dybdegrænse og udpegning af ålegræskasser, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs, samt ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse. DTU Aqua anmodes om at anvende de gendannelsesperioder for bundfauna, som fremgår af DTU Aquas rapport "Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber".

Ansøgt kvote af søstjerner

Centralforeningen/DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 1.500 tons søstjerner i Nissum Bredning i områderne 1, 2, 3 og 4.

Frist: 14. august 2021

BILAG 4



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

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

mail@dansk.dk
www.dansk.dk

Fiskeplan for søstjernefiskeri i Limfjorden 2021-22

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. Bestanden af søstjerner ønskes reduceret, så denne ikke er unaturlig høj.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua 's estimat samt erfaringer fra søstjernefiskeriet i 2013-2020 i Limfjorden, vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 200 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Fiskeriet ønskes gennemført således at fiskeriet kun iværksættes, hvis arealpåvirkningen ikke er opbrugt under blåmuslingefiskeriet. Der ønskes mulighed for at fiske 50 tons søstjerner i Lovns bredning under samme forudsætninger. I Nissum bredning ønskes der mulighed for et fiskeri på 1.500 tons søstjerner.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2021 – maj 2022

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.

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk