



Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2023/2024

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

Publication date:
2023

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Nielsen, P., Olsen, J., Geitner, K., & Nielsen, M. M. (2023). *Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2023/2024*. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 432-2023

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2023/2024

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

DTU Aqua-rapport nr. 432-2023





Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2023/2024

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

DTU Aqua-rapport nr. 432-2023

Kolofon

Titel	Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2023/2024
Forfattere	Pernille Nielsen, Jeppe Olsen, Kerstin Geitner og Mette Møller Nielsen
DTU Aqua-rapport nr.	432-2023
År	Det videnskabelige arbejde er afsluttet august 2023. Rapporten er udgivet oktober 2023.
Reference	Nielsen P, Olsen J, Geitner K & Nielsen MM. (2023). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2023/2024 DTU Aqua-rapport nr. 432-2023. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 55 pp. + bilag
Kvalitetssikring	Rapporten er kvalitetssikring af professor Jens Kjerulf Petersen og direktør for myndighedsbetjening Anja Gadgård Boye, DTU Aqua
Forsidefoto	Blåmuslingebanke. Foto: Jens E.N. Larsen
Udgivet af	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
Download	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN	1395-8216
ISBN	978-87-7481-365-1

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

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÈ	5
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
2	INDLEDNING	8
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	10
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra FVM	10
3.2	Forvaltningen af muslingefiskeriet	10
4	GENERELT OM LØGSTØR BREDNING	12
5	ÅLEGRÆS	13
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	13
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	14
5.3	Data for ålegræs	16
5.4	Sigtedybde og udbredelse af ålegræs	19
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	21
6	MAKROALGER	23
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	23
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	24
6.3	Data for makroalger	25
6.4	Makroalger og sigtedybde	28
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	28
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	29
7	BUNDFAUNA	30
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	30
7.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	30
7.3	Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna	31
8	BLÅMUSLINGER	32
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	32
8.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning 2006-2023	32
8.3	Blåmuslinger og sigtedybde	33

8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger	34
8.5	Biogene rev	34
9	SØSTJERNER	35
9.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	35
9.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	35
9.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Løgstør Bredning (2013-2023)	36
9.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	36
10	STILLEHAVSØSTERS	37
10.1	Undersøgelse af bestanden af stillehavsøsters i Løgstør Bredning	37
11	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	38
11.1	Black box	38
11.2	Black box resultater	38
11.3	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	39
11.4	Konklusion for kumulative effekter	43
12	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	44
12.1	Beskyttede fugle	44
12.2	Bilag IV-arter	45
13	REFERENCER	48
	BILAG 1	56
	BILAG 2	58
	BILAG 3	61
	BILAG 4	62

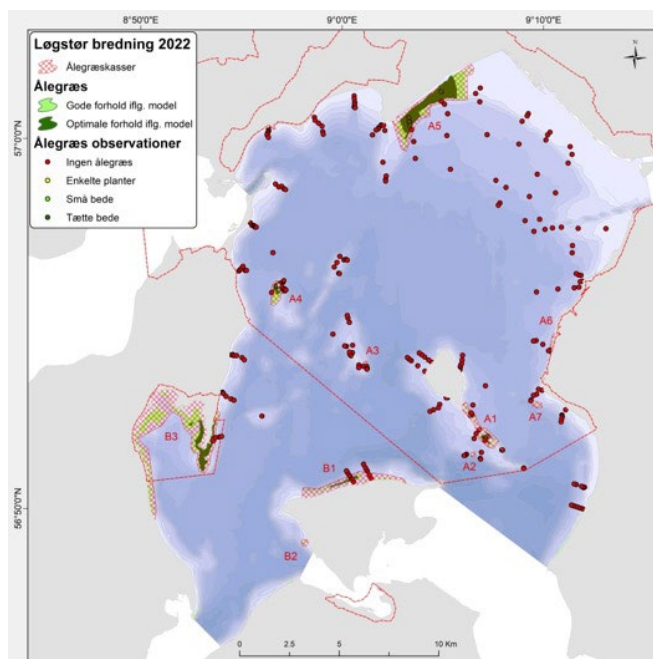
1 RESUMÉ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Denne konsekvensvurdering vedrører fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Habitatområde H16 og Fuglebeskyttelsesområde F12 Løgstør Bredning og inkluderer naturtyperne 1160 "Større lavvandede bugter og vige", 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand", 1170 "Rev", 1150 "Kystlaguner og strandsøer" og 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" samt de marine arter havterne (*Sterna paradisaea*), hvinand (*Bucephala clangula*), kortnæbet gås (*Anser brachyrhynchus*), lysbuget knortegås (*Branta bernicla hrota*), toppet skallesluger (*Mergus serrator*), havlampret (*Petromyzon marinus*), odder (*Lutra lutra*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til kortlægning fra 2012 og 2016, er der identificeret både stenrev og biogene rev i Løgstør Bredning (Miljøstyrelsen 2021).

På anmodning af Kontoret for Bæredygtig Fiskeri i Fødevarerministeriets departement skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 9.000 t blåmuslinger til konsum og omplantning og 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 efter i alt 9.000 t muslinger og 500 t søstjerner på vanddybder >5 m, udenfor 7 udlagte ålegræskasser og det lukkede område i den nordlige del af bredningen ikke i betydende grad vil påvirke økosystemkomponenterne ålegræs, makroalger og bundfauna i den resterende dele af habitatområdet, men fiskeriet kan have betydende påvirkning på økosystemkomponenten blåmusling.



Figur A. DTU Aquas forslag til ålegræskasser i Løgstør Bredning gældende for fiskerisæsonen 2023/2024. Ålegræskasserne A1-7 ligger indenfor Natura 2000 området, mens ålegræskasserne B1-3 ligger udenfor Natura 2000 området. De grønne områder indikerer områder, der i DTU Aquas model er identificeret som enten gode eller optimale for ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning. Punkter indikerer de reelle observationer i maj 2022.

Der blev fundet ålegræs på 3,4 m i den nationale NOVANA-monitoring i 2022, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt ålegræsbede ud til 3 m. Baseret på målte sigtdybder, er den modellerede maksimale dybdegrænse 3,2 m i 2022. DTU Aquas kortlægningen af ålegræsset i 2022 viste, at der på stationerne

med vanddybder >3 m, ikke blev observeret ålegræs, lig tidligere undersøgelser. Generelt er ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning begrænset til relativt få og afgrænsede områder, og findes hovedsageligt i den nordlige del af bredningen. På baggrund af analyser af ålegræssets udbredelse og modelresultater har DTU Aqua fastlagt 7 sammenhængende områder, hvor der er forekomst eller potentielle forekomster af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 100 m bufferzone. Der er ved ålegræskassernes udformning i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber eller søstjernevod udenfor de foreslåede ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Der blev fundet makroalger på 5-6 m i den nationale NOVANA-monitoring i perioden 2012-2022, mens DTU Aqua i transektstudiet i 2022 fandt makroalger på alle vanddybder ud til 6 m, som er den maksimalt monitorerede dybde, dog med de tætteste forekomster på 1-3 m dybde. Modsat undersøgelserne i 2016 og 2019, blev der ikke fundet makroalger på alle transekter i Løgstør Bredning i 2022. De mest dominerende makroalgearter/artsgrupper i Løgstør Bredning i 2022 var, ligesom i de tidligere år, den invasive sargassotang samt filamentøse rød- og brunalger. DTU Aqua vurderer, at et muslinge- og søstjernefiskeri på vanddybder >5 m i Løgstør Bredning ikke vil overlape væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og generelt ikke vil påvirke makroalgernes udbredelsesmuligheder i betydende grad. 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 15 i hvert produktionsområde. Der blev registreret 0 t sten landet i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2022/2023. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr.

Der er bundfauna i hele Løgstør Bredning om end denne i specielt den sydlige del af H16 vil være præget af forekomster af iltsvind i området. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 3 år for bundfauna.

Bestanden af blåmuslinger i H16 var i 2023 på 19.585 ± 4.500 t blåmuslinger, hvilket er et fald i bestanden på ca. 42% i forhold til 2022. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 9.000 t muslinger ikke vil være bæredygtigt for bestanden og kan tillige have indvirkning på fødegrundlaget for de muslingespisende fugle på udpegningsgrundlaget. Fødebehovet for hvinand i Løgstør Bredning kan estimeres til 2.407 t blåmuslinger eller 12% af bestanden. DTU Aqua anbefaler derfor en kvote på 4.000 t.

Fiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af de kortlagte biogene rev bestående af hestemuslinger, da disse beskyttes med en 100 m bufferzone. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 4.000 t blåmuslinger og 500 t søstjerner ikke vil påvirke hvinand eller de andre beskyttede arter havterne, kortnæbet gås, lysbuget knortegås, toppet skallesluger, havlampret, odder og spættet sæl.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri af 4.000 t, er estimeret til $5,5 \text{ km}^2$ svarende til 1,7% af arealet af H16 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på $1,12 \text{ kg m}^{-2}$. I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Det planlagte søstjernefiskeri på vanddybder >5 m er vurderet til at kunne foregå indenfor 2% af arealet i forhold til makroalger. Arealpåvirkningen af de forskellige fiskerier for de foregående sæsoner er baseret på black box data og varierer mellem 1,6-3,2% pr. sæson. Ved et fiskeri af 4.000 t blåmuslinger og 500 t søstjerner i fiskerisæsonen 2023/24, vil de kumulative effekter ikke overskride den maksimalt tilladte grænse på 15% (Tabel A).

Tabel A. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 3 år. Den kumulerede effekt er beregnet ud fra de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved det fiskeri af 4.000 t blåmuslinger (anbefalet) og 500 t søstjerner. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skræbete areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 78% af arealet af blåmuslinger i de forgangne sæsoner i perioden 2019/20-2021/22 og 46% for den netop afsluttede sæson (2022/23) og den kommende sæson (se tekst for detaljer).

	Gendannelsestid (år)	2019/20 (%)	2020/21 (%)	2021/22 (%)	2022/23 (%)	2023/24 4.000t blåmusling (%)	2023/24 500 t søstjerner (%)	2023/24 Kumuleret (%)
Blåmusling	3			3,0	2,4	1,7	0	7,2
Makroalger	>5	1,3	2,5	2,4	1,1	0,8	2	10,1
Bundfauna	3			3,0	2,4	1,7	0	7,2
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger og søstjerner på Natura 2000 området i Løgstør Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F12 og habitatbeskyttelsesområde H16 og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 1), som Kontoret for Bæredygtigt Fiskeri (BF) i Fødevarerministeriets departement har udsendt på baggrund af indsendt fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (Bilag 2) og det afholdte møde mellem BF, fiskerierhvervet og DTU Aqua d. 16. juni 2023.

Ifølge Fiskeriloven (Lovbekendtgørelse 205 af 01/3 2023 §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 muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008. I 2013 blev muslinge- og østerspolitikken vedtaget, hvor målsætninger og præmisser for udarbejdelsen af konsekvensvurderingerne for skaldyrsfiskeri i Natura 2000 områder fremgår. Herved sikres det, at dansk muslingeproduktion foregår bæredygtigt og lever op til EU's miljødirektiver (Udenrigsministeriet 2019).

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til BF's anmodning (Bilag 1), der tager afsæt i muslinge- og østerspolitikken målsætninger og præmisser i forhold til de fire økosystemkomponenter ålegræs, blåmusling, makroalger og bund fauna. Dertil kommer en vurdering af målsætninger i forhold til beskyttede fugle og beskyttede marine arter. I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. Habitatbekendtgørelse nr. 2091 af 12/11/2021 om udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter.

Den gældende Natura 2000 plan er for 2022-2027 for området i Løgstør Bredning. De forskellige marine naturtyper er kortlagt enten i 2004, 2012 eller 2016 (Miljøstyrelsen 2023), men der er ikke udarbejdet en vurdering af tilstanden af de marine naturtyper i den seneste basisanalyse 2022-2027 for Natura 2000 området Løgstør Bredning (Miljøstyrelsen 2021), hvorfor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt i nærværende konsekvensvurdering. Imidlertid indeholder den gældende Natura 2000 plan for perioden 2022-2027 en række overordnede målsætninger. De overordnede målsætninger omfatter at *"Limfjordens vidtstrakte marine naturtyper (1110, 1140, 1150, 1160, 1170) og store arealer med sø-naturtyperne kransålalge-sø (3140) og næringsrig sø (3150) sikres"* og *"For områdets marine naturtyper sikres en rig bundvegetation og fauna, som bl.a. kan sikre fødegrundlaget for områdets fugle og pattedyr"* således, at de marine naturtyper tilstand og areal er stabile eller i fremgang og derved bidrage til gunstig bevaringsstatus på biogeografisk niveau. For mere specifikke målsætninger henvises der til målsætningerne i vandområdeplanerne, der sigter imod som minimum god økologisk tilstand (Miljøstyrelsen 2023). 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 Løgstør Bredning er denne konsekvensvurdering baseret på DCEs vurdering af *"stærk ugunstig bevaringstilstand af alle marine naturtype"* (Fredshavn et al. 2019) og de i muslinge- og østerspolitikken udpegede målsætninger og præmisser for forvaltning af muslingeproduktion i Natura 2000 områder.

Konsekvensvurderingen består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslinge- og søstjernefiskeris påvirkning på udpegningsgrundlaget, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, mens Miljøstyrelsen Midtjylland har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen også anvender miljødata indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DCE for hvinand i Limfjorden (Clausen et al. 2009). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H16, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med bundskrabende redskaber.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra FVM

Danmarks Fiskeriforenings Producent Organisation og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet fiskeplaner for fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området Løgstør Bredning for fiskerisæson gældende fra 1. september 2023 til 1. juli 2024. I fiskeplanerne fremsættes der forslag om en samlet kvote for fangst og omplantning på 9.000 t blåmuslinger og 500 t søstjerner. Fiskeri af blåmuslinger til konsum (skallængde >4,5 cm) vil finde sted i områder, der har biomassetæthed større end 1 kg m⁻², mens fiskeri af blåmuslinger til omplantning vil foregå, hvor biomassetætheden er større end 2,5 kg m⁻². Erhvervet foreslår, at områder med ålegræs lukkes for fiskeri med "ålegræskasser" og at disse følger dybdekurven således, at en evt. bufferzone tillægges denne. Overstiger mængden af landede sten 100 t i tilladelsesperiode, vil der blive iværksat en handleplan for genudlægning af sten. Den fulde fiskeplan kan læses i Bilag 2.

Der er fremsendt følgende anmodning fra BF (Bilag 1) om, at der skal tages udgangspunkt i muslinge- og østerspolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette muslingeskaber, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten, max 15 fartøjer pr. område, beskyttelse af kortlagte sten og biogene rev, samt fastsættelse af en dybdegrænse og udpegning af ålegræskasser, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs eller ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse.

I afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger, er der som udgangspunkt anvendt den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger. BF har anmodet om, at black box data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af den kumulative påvirkning og der anvendes gendannelses-tider som beskrevet i (Eigaard et al. 2020).

Desuden for blåmuslinger: *"DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området og/eller ift. arealpåvirkningen. Såfremt en kvote på 9.000 tons ikke er bæredygtig for bestanden og/eller ikke er i overensstemmelse med arealpåvirkningen, anmodes DTU Aqua om at fastsætte en bæredygtig kvote, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i".*

For søstjernefiskeri anmodes om følgende: *"Dybdegrænsen er fastsat til samme dybdegrænse, som for muslingefiskeriet".*

Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensanalyse i de tilfælde, hvor anmodningen fra BF (Bilag 1) ikke modificerer fiskeplanen.

3.2 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse 1586 af 22/12/2022 og bekendtgørelse nr. 2298 af 03/12/2021. Udover de lovmæssige reguleringer er der i 2013 vedtaget en Muslinge- og østerspolitik. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver (Udenrigsministeriet 2019).

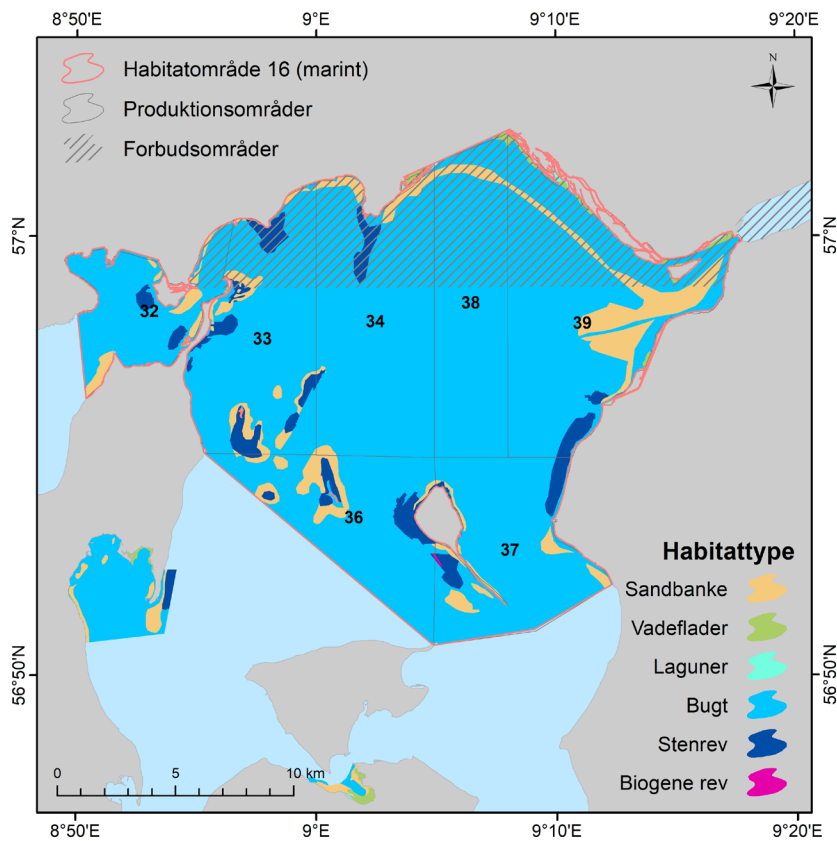
Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

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

Ved en bedømmelse af effekten af skrabende redskaber i fiskeriet efter muslinger i Natura 2000 områder, skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af nøgleorganismerne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna.

4 GENERELT OM LØGSTØR BREDNING

Produktionsområde 32-34 og 36-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår fem fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet F12 (Bilag 3) i den gældende Natura 2000 plan, hvoraf det kun er hvinanden, der fouragerer på muslinger. I Habitatområdet (Bilag 4) indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget, herunder "Bugt" (1160), "Sandbanke" (1110), "Vadeflade" (1140), "Laguner" (1150) og "Rev" (1170) opdelt i stenrev og biogene rev: med et areal på henholdsvis 273,8 km², 25,8 km², 2,4 km², 28,1 km², 14,8 km² og 0,06 km² (Figur 1). Naturtypen "Vadeflade" (1140) og "Laguner" (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at det ikke påvirkes af muslinge- og søstjernefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt i 2012 og 2016, hvor der er kortlagt flere stenrev på vanddybder på 2,5-4,3 m samt biogene rev syd og øst for Livø, der hovedsageligt består af hestemuslinger med associeret fauna (Miljøstyrelsen 2023).



Figur 1. Udbredelse af naturtyperne: Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanke med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, samt naturtypen Rev (1170).

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Løgstør Bredning (N16). Data for blåmuslinger, ålegræs, makroalger og søstjerner baserer sig hovedsageligt på DTU Aquas egne indsamlede data samt historiske data, mens miljøtilstandsdata primært er indsamlet fra åbne kilder fra den nationale overvågning (NOVANA-programmet).

5 ÅLEGRÆS

5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

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

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum 1985, Ralph et al. 2006) og iltsvind herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al. 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter, eller forekomst af drivende makroalger, som enten kan rive nye skud op eller, ved tætte forekomster, kan føre til udskygning af det underliggende ålegræs (Canal-Vergés et al. 2010, Valdemarsen et al. 2011, Rasmussen et al. 2012). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al. 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor), men kan ligeledes være biologisk afledt via aktivitet af bentisk makrofauna, såsom fx sandorm (*Arenicola marina*). Sandorm fouragerer i sedimentet og deres tilstedeværelse er især kritisk for ny- eller svagt-etablerede ålegræsbede, hvor frø og spirer kan blive begravet, eller nye skud kan rives løs, som følge af sandormens aktivitet i sedimentet (Valdemarsen et al. 2011). Der er ligeledes rapporteret om skadelige effekter af strandkrabber (*Carcinus maenas*) på spirende ålegræs, som krabben "klipper af".

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 ålegræsnygen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985-2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al. 2006). Tilbagetrækningen af ålegræssets udbredelse til lavere vanddybder er i tråd med det generelle mønster for ålegræs i kystnære danske farvande i perioden 1889-2007/2008, hvorimod der i den efterfølgende periode og frem til 2013 har været en væsentlig fremgang at spore (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 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 antropogene og naturlige påvirkninger og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10%

(Churchill 1983, Hootsmans et al. 1987, Harrison 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994, Olesen 1996, Valdemarsen et al. 2010). Endeligt 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 formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Anden forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

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

Direkte effekter: Muslingeskrab 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, hvilket vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette muslingeskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første er der i tætte ålegræsbede sjældent større forekomster af muslinger, effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i ålegræsbede og endelig er det i BFs anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Løgstør Bredning 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 to 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 sigtddybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

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

af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

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

Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringsalte 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).

Sigt dybde 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. Muslingeskrab vil generere resuspension af sediment både 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) og efterfølgende ved skylning af skrabeposen. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. De fleste af de publicerede studier om emnet omhandler skrabeudstyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og kun enkelte er udført på hollænderskraberen. Begge skraber og især skraber, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingeskraber. Refererede resultater fra andre studier vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Løgstør Bredning som beskrevet i BFs bestillingsskrivelse (Bilag 1). Ved brug af skraber til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabe 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 skrabe 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).

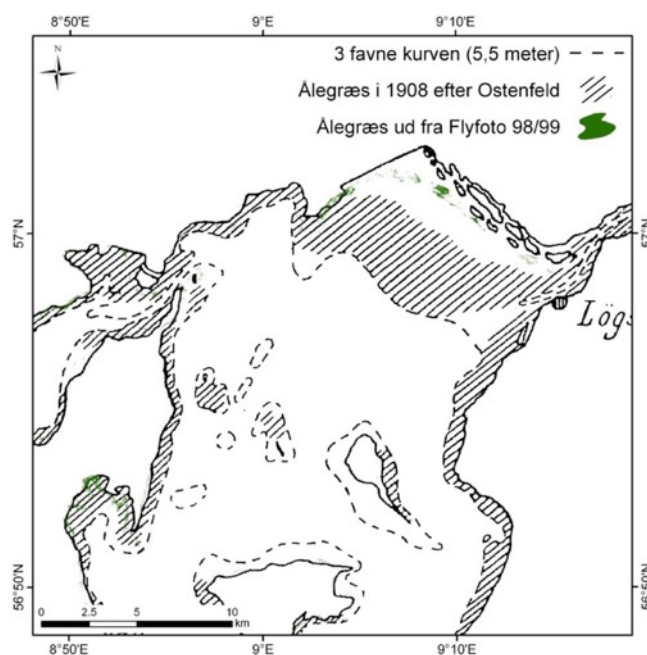
Ved fiskeri i Løgstør Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingeskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber fanger 50% mindre mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al. 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil medføre mindre resuspension under skrabningen. 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 sedimentfane, 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 indenfor en fiskerisæson (Pastor et al. 2020). I en overordnet analyse af betydning af resuspension af sediment genereret ved stedspecifikke presfaktorer som fiskeri, klapping og gravning af sejlreneder samt råstofindvinding blev det vist, at antropogen 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

I starten af forrige århundrede undersøgte Ostenfeld og CGJ Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Ostenfeld 1908). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1908 var udbredt ud til 3 favne, svarende til ca. 5,5 m dybde i Løgstør Bredning (Figur 2). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Løgstør Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

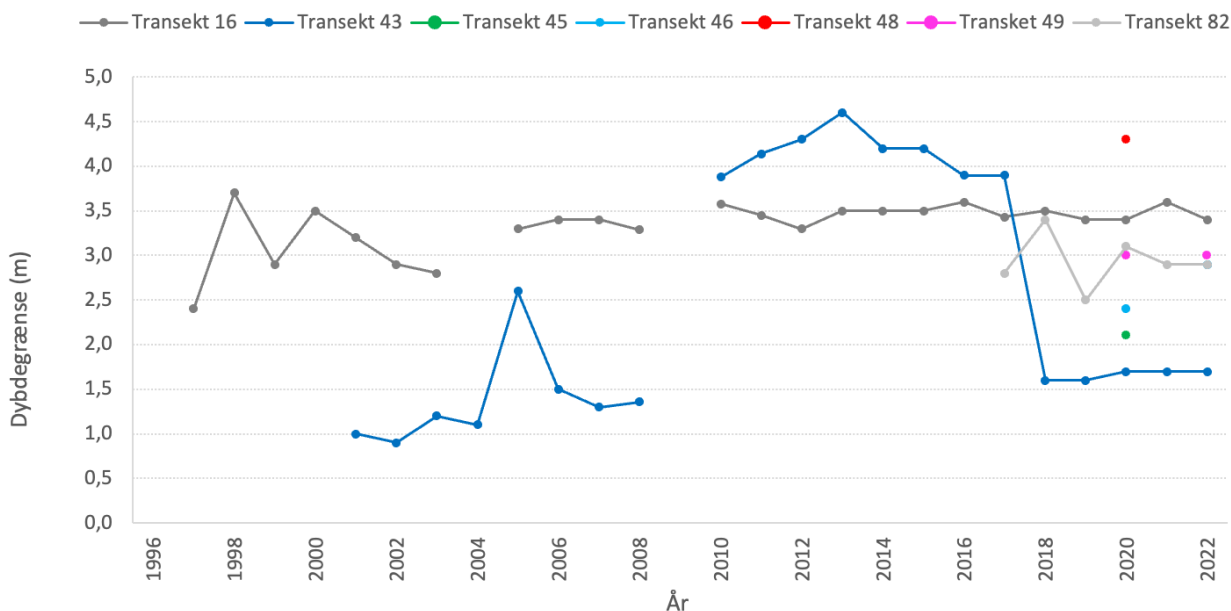
I 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 2. Det skal bemærkes, at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Ålegræsbevoksninger ved den maksimale dybdeudbredelse vil være spredte og tynde, og derfor vil brugen af flyfotos underestimere dybdegrænsen for ålegræs i et område.



Figur 2. Historisk udbredelse af ålegræs baseret på undersøgelser af Ostenfeld (1908) er angivet med sort skravering, mens ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt vha. flyfotos angivet med grønt (Kilde: DMU).

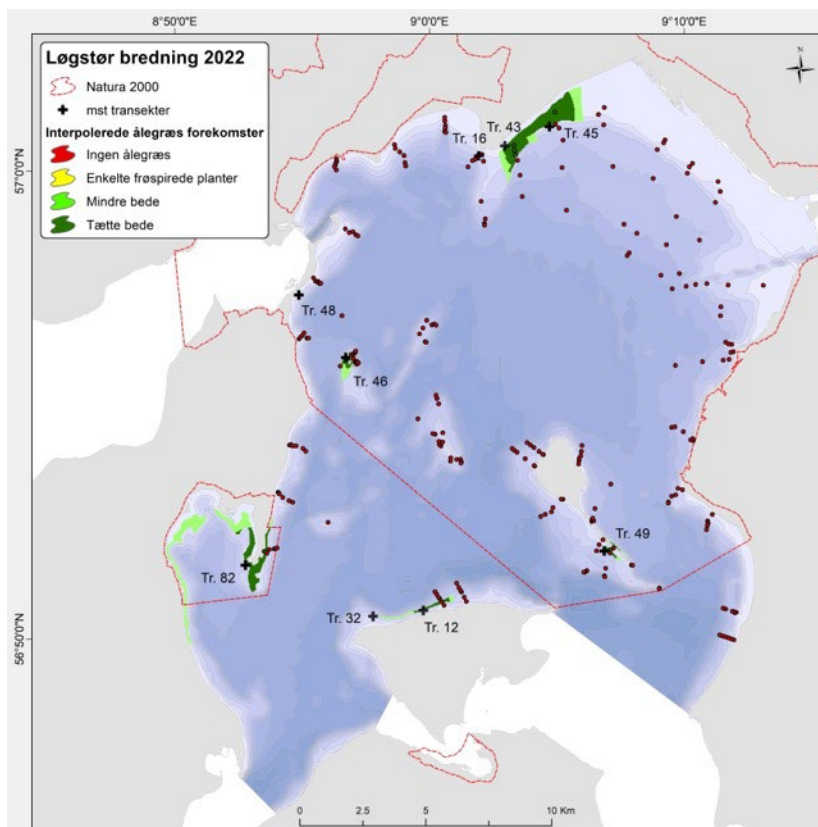
Figur 3 viser dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden, der i en årrække (1996-2022) er blevet monitoreret via det nationale overvågningsprogram NOVANA på en række faste transekter (placering af transekter se Figur 4). Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Løgstør Bredning i 2022 var henholdsvis 3,4, 1,7 og 2,9 m på transekt 43, 16 og 46, mens den var 2,9 m på transekt 82 beliggende udenfor Natura 2000 området. Ålegræssets dybdegrænse har generelt været stabil i den nordlige del af bredningen de senere år, om end der på transekt 43 har været væsentlig tilbagegang siden 2013. Siden 2018 har dybdegrænsen for dette transekt

stabiliseret sig omkring 1,6 m, hvor det i årene forinden var omkring 4 m. Transekt 82 ligger i området omkring Dråby Vig og er blevet monitoreret siden 2017, hvor dybdegrænsen har ligget stabilt omkring 3 m. I den sydlige del af bredningen har der tidligere været foretaget monitoring på to transekter (12 og 32), men ålegræsset er helt forsvundet på disse to transekter og er ikke blevet monitoreret siden 2008 (data ikke vist). Den dårlige tilstand i den sydlige del af bredningen skyldes formodentligt det hyppige iltsvind i denne del af fjorden, idet der ikke er blevet skrabet indenfor vanddybder <5 m de sidste 10 år og indenfor 3 m i >20 år.



Figur 3. Dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 1996-2022 på transekterne 16 og 43 samt nyere tilføjede transekter (Tr. 45, 46, 48, 49 og 82). Transekt 16, 43 og 45 ligger i den nordlige del af Natura 2000 området. Transekt 48 ved Feggesund, Transekt 46 ved Ejerslev Røn og Transekt 49 ved Livø Tap. Transekt 82 ligger udenfor Natura 2000 området.

DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræs i Løgstør Bredning siden 2009 (Poulsen et al. 2010). I 2022 omfattede videomonitoringen, i alt 246 stationer fordelt på 44 transekter og vanddybder på 1-6 m. På hver dybde (station) langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD-videokamera trukket ca. 100 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, 1) enkeltstående frøspirede planter og 0) ingen ålegræs. Efterfølgende er punkt-observationerne fra videomonitoringen interpoleret til hele bredningen som et skøn over ålegræssets samlede arealmæssige udbredelse i området via IDW (inverse distance weighted) interpolation, som er en metode der estimerer områder der ikke har været undersøgt baseret på observationer i umiddelbar nærhed. Jo længere en observation er fra det ikke-undersøgt område jo mindre indflydelse har den; således vil nære punkter have den største indflydelse. IDW-interpolationerne beregnes stepvis for hver 1-meter dybdeinterval, så det kun er punkter, der ligger i et givent dybdeinterval der har indflydelse på dette område. I Figur 4 er dette skøn indikeret med mørkegrønt for tætte sammenhængende bede og med lysere grønt for mindre spredte bede. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter (gule), men indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning.



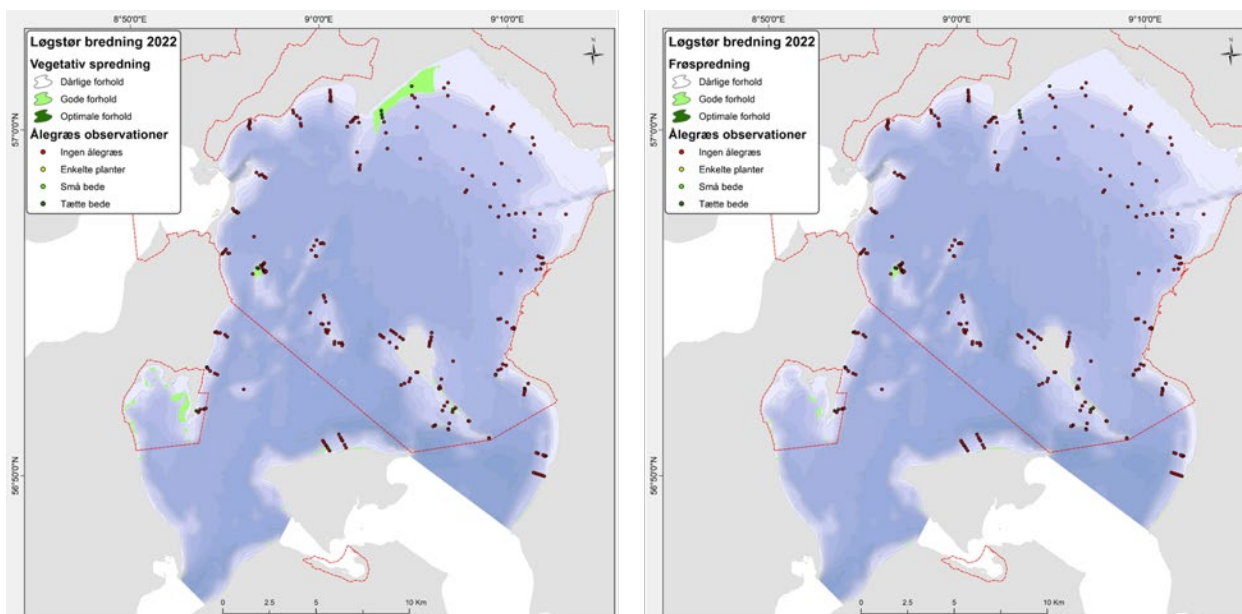
Figur 4. Forekomsten af ålegræs på 44 transekter i Løgstør Bredning i 2022, hver bestående af 1-6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner for mindre bede (lysegrøn) og tætte bede (mørkegrøn), men ikke for enkeltstående planter (gul). Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 100 m fjordbund. Billedbredden på videokameraet var ca. 50 cm. Sorte kryds viser ålegræstransekter i den nationale overvågning.

På 1, 2 og 3 m vanddybde blev der observeret ålegræs på henholdsvis 9%, 7,5% og 4,5% af de 44 transekter. Alle forekomster der blev fundet, var af karakteren "større bede". På stationerne med vanddybde større end 3 m, blev der ikke observeret ålegræs, lig undersøgelse i 2016 og 2019. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er derfor 3 m. Generelt er ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning begrænset til relativt få og afgrænsede områder, hvor der har været en tilbagegang fra undersøgelse i 2016 til undersøgelse i 2019, men siden da er ålegræssets forekomst relativt stabil i de få tilbageværende områder.

Store dele af ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster $>1 \text{ m}^2$ 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. Ålegræsbestanden i Løgstør Bredning vurderes derfor at være særdeles sårbar på grund af de få større, etablerede og overvintrende bestande.

Foruden de observerede forekomster af ålegræs inkluderer konsekvensvurderingen 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 konsekvensvurdering (Nielsen et al. 2018). 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).

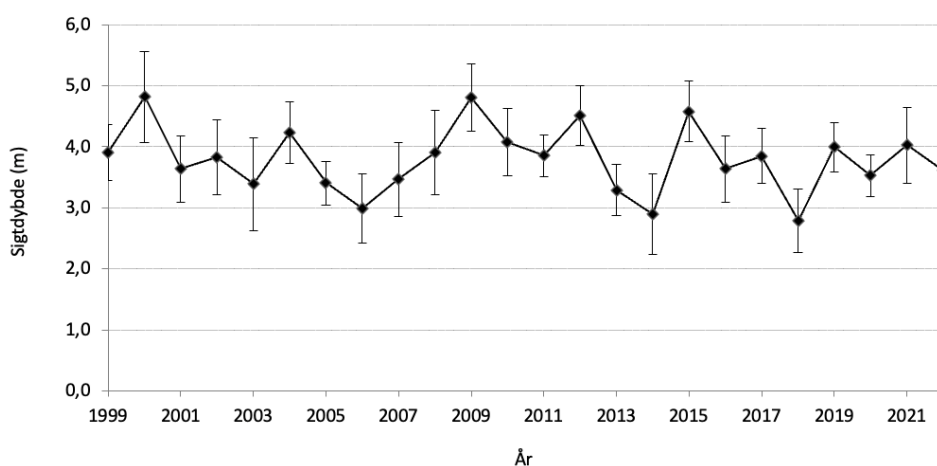
Modelresultaterne for ålegræssets mulighed for kolonisering i Løgstør Bredning via vegetativ vækst (Figur 5, tv) er sammenfaldende med de af DTU Aqua observerede forekomster (Figur 4). I bredningen blev der kun fundet få og mindre egnede områder for ålegræssets mulighed for kolonisering via frøspredning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



Figur 5. Modellering af ålegræssets mulighed for re-kolonisering i Løgstør Bredning ved hhv. vegetativ spredning (eller alternativt ved transplantation af voksne planter) og frøspredning. 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. Punkter indikerer reelle observationer i maj 2022.

5.4 Sigtedybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtedybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer i forbindelse med den nationale overvågning NOVANA. Af disse ligger én station (Nr. 3708-1) inden for Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtedybden siden 1982. Sigtedybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne og den laveste i forårsmånederne. Figur 6 viser den gennemsnitlige sigtedybde i perioden 1999-2022 fra marts til oktober, som svarer til vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor har sigtedybden i den periode betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002).



Figur 6. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3708-1 i perioden 1999-2022. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned fra marts til maj (n = 8-35 per år).

Sigtdybden i perioden 1999-2022 svinger mellem 2,8 og 4,8 m (Figur 6). Sigtdybden i 2022 var $3,6 \pm 1,3$ m (gennemsnit \pm standardafvigelse).

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Krause-Jensen et al. 2009, 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 til 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 i 2022 var i Løgstør Bredning i gennemsnit 3,6 m. På baggrund af sigtdybden kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 3,2 m i 2022 ved at bruge ovenstående model. Den observerede, maksimale udbredelse i 2022 for levende ålegræs var 3,4 m ifølge NOVANA-overvågningen og 3 m i DTU Aquas undersøgelser (Tabel 1).

Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 2016-2022. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybderne for 2016-2022 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra NOVANA-overvågningen. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. NOVANA transekter og DTU Aquas transekter. *tal i parentes angiver dybdegrænse for reelle bede og ikke blot enkeltstående planter.

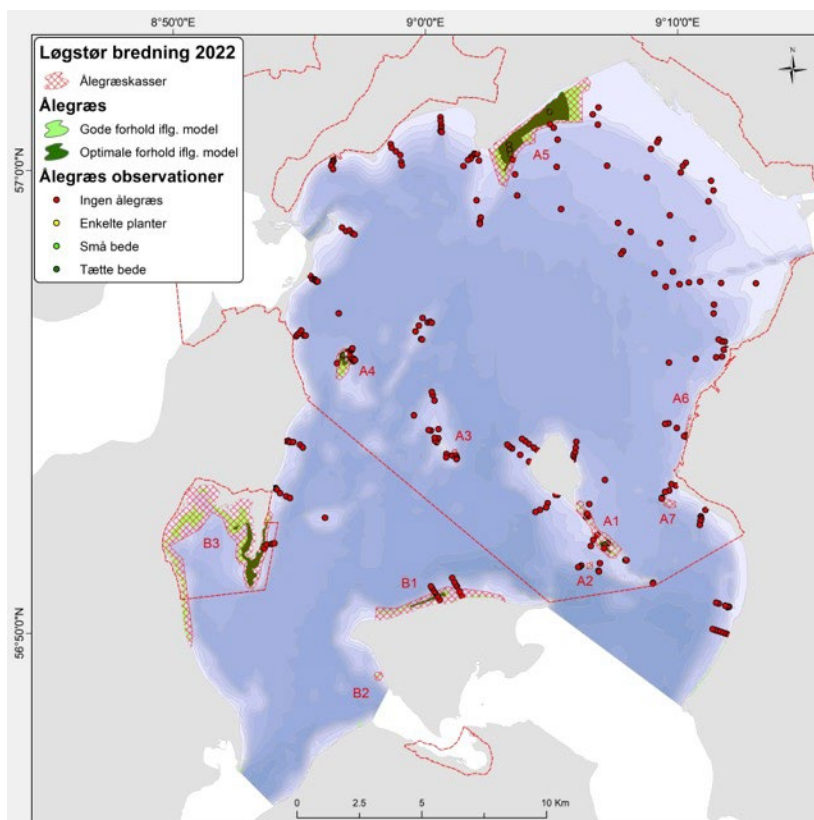
Potentiel dybdegrænse (m)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Sigtdybde (m)	3,6	3,8	2,8	4,0	3,5	4,0	3,6
Observeret dybdegrænse MST (m)	3,9	3,9	3,5	3,4	4,3	3,6	3,4
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	3	-	3(3)*	3(2)*	-	-	(3)
Sigtdybde model-estimeret dybdegrænse (m)	3,2	3,3	2,5	3,4	3,1	3,4	3,2

Der har været rejst diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser 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 næringsalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt

Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtdybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Dette har fået Naturstyrelsen til at konkludere, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011). De modelberegnedede dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser været større end eller lig med de modelestimerede (Tabel 1).

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Ålegræskasser, hvor fiskeri er forbudt, kan være et egnet middel til at beskytte sammenhængende bestande af ålegræs. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse og modelresultaterne, har DTU Aqua fastlagt 7 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 (A1-7) (Figur 7). Heraf ligger et af områderne (A5) inden for det permanent lukkede område. Ligeledes er ålegræskasserne udenfor Natura 2000 området (B1-3) markeret på Figur 7. Kasserne er valgt på baggrund af DTU Aqua observerede ålegræsforekomster og modelanalyser og som sammenhængende områder uanset dybdegrænser, hvorfor 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 i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter.



Figur 7. Forslag til placering af 7 ålegræskasser indenfor Natura 2000 området (A1-7) i Løgstør Bredning samt 3 ålegræskasser (B1-3) udenfor Natura 2000 området er ligeledes angivet. De grønne områder indikerer områder, der i DTU Aquas model er identificeret som enten gode eller optimale for ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning. Punkter indikerer de reelle observationer i maj 2022.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber samt med søstjernevod i Løgstør Bredning på vanddybder >5 m og udenfor de angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H16. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer ålegræs. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet, kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i BF's anmodning om brug af den lette skraber, max. 15 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i syv områder (ålegræskasserne) samt udenfor ålegræskasserne på vanddybder >5 m.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Løgstør Bredning siden 2009 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 forholdsvis lille usikkerhed.

Fiskeri efter søstjerner vil ske med et søstjernevod. Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al. 2008), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug af søstjernevoddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere end den lette muslingeskraber, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden.

Opfiskning af op til 9.000 t blåmuslinger og 500 t søstjerner vurderes ikke at have betydning for sigtddybden i Natura 2000 området, da fiskeriet primært vil foregå i områder med tætte forekomster af muslinger, hvor en udtynding potentielt kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale (Maar et al. 2021), ligesom muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) har større betydning end den kortvarige og lokale resuspension som fiskeriet forårsager (Maar et al. 2021). DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtddybden væsentligt i sommerperioden, da effekterne af resuspension ved muslingefiskeri på lysforholdene ved bunden er væsentlige men meget kortvarige (Pastor et al. 2020), ligesom ændringen kumuleret over tid i det nuværende fiskeri i Limfjorden er af meget begrænset betydning for ålegræssets vækstforhold i sommerperioden og dermed for ålegræssets udbredelse (Petersen et al. 2020).

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. Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængeligt egnet substrat, fortrinsvis større sten, lysintensitet og dermed vanddybde, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al. 1998). Eutrofiering er vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til vækst af planktonalger og opportunistiske (Nielsen et al. 2004, Middelboe & Sand-Jensen 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og at kunne leve som ikke-fastsiddende, drivende alger, som fx grønalgerne søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved 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 potentielt udskygge øvrige arter (Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Valiela 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 ikke-opportunistiske arter (Carstensen et al. 2008). 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 anden bentisk vegetation og kan lede til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algerne.

I modsætning til de opportunistiske arter, er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringsstoffer i vævet, og de styrker generelt 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).

Buttblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) er en invasiv makroalgeart, der dominerer i Limfjorden og som kan være en potentiel trussel mod habitater og arter (Stæhr et al. 2019). Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Løgstør Bredning blev der i de detaljerede studier i 2016 og 2019 fundet sargassotang på henholdsvis 90% og 93% af transekterne og sargassotang er derved en meget betydende komponent i bredningens makroalgesamfund. Undersøgelserne fra 2022 viser dog en mindre tilbagegang, hvor arten var at finde på 84% af transekterne.

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 Wernberg et al. 2000, Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008, Engelen et al. 2013, Salvaterra et al. 2013). 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 (North 1973, den Hartog 1997, 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 makroalgedække via artens eget høje bidrag. Dog

er arternes indbyrdes dominans markant ændret således, at færre arter dominerer det totale makroalgesamfund (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 Løgstør 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 ud for 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 kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. Sukkertang 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: 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 makroalgesamfundet 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. ikke publiceret). 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 permanent biomasse af makroalger på renskrabte flader. Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og kalkrørsorm og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber eller 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 bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabe område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagne gange. Fjernelse af flerårige, fastsiddende makroalgebestande kan potentielt give hurtigt voksende makroalgearter (herunder invasive arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabilt økosystem. Løgstør Bredning er domineret af den invasive sargassotang, som i princippet er at betragte som en trussel mod habitatet, da den konkurrerer med hjemmehørende arter om ledigt

substrat. Det er derfor ikke klart om en negativ fiskerieffekt på sargassotang strider mod udpegningsgrundlaget eller understøtter det. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder, ligesom fiskeri på stenrev er forbudt og kortlagte rev er beskyttet af en 100 m bufferzone.

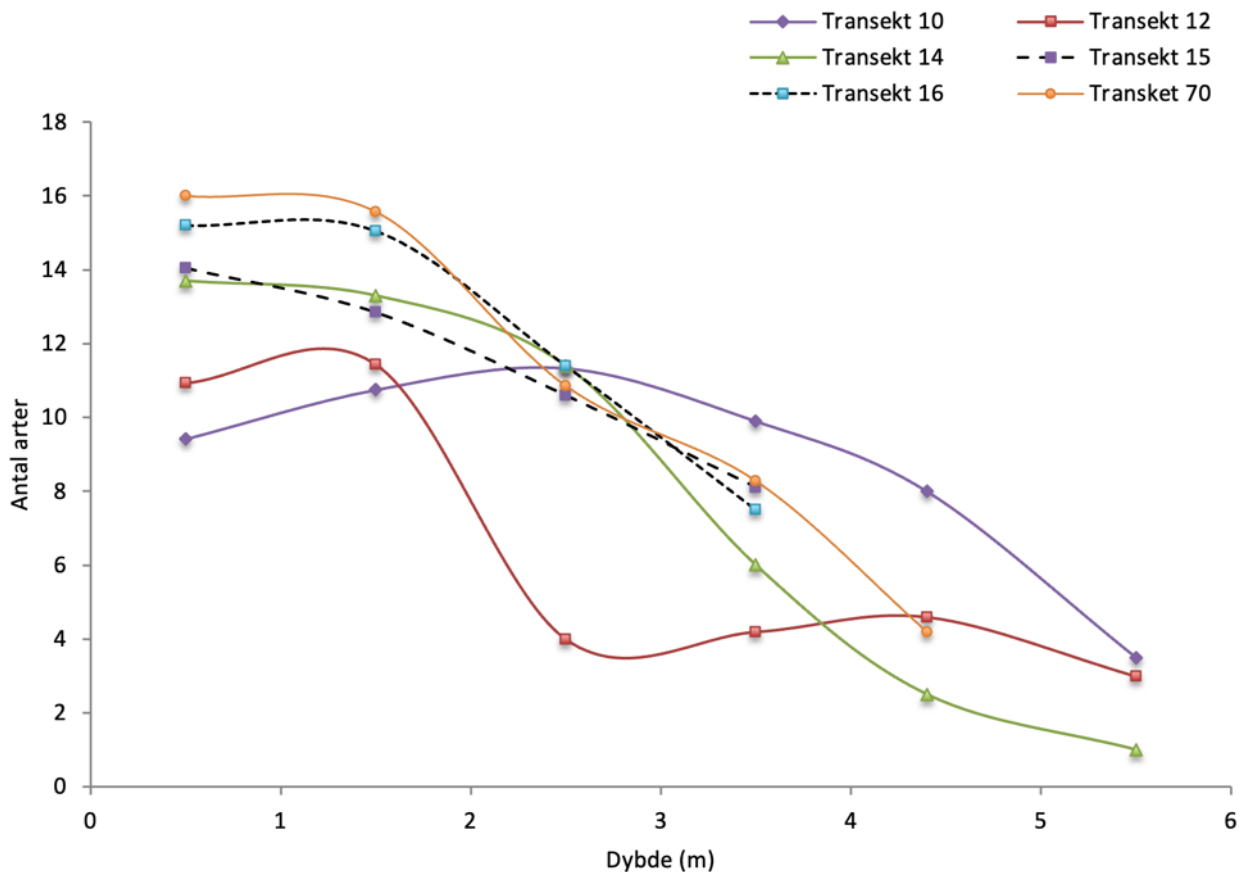
Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af søstjernevoddets effekt på makroalger, men undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise betydende effekter af voddet på makroalger (Petersen et al. 2016b). Det er dog en forudsætning, at der under fiskeriet ikke fanges større sten med påhæftede makroalger.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

Ved muslingeskrap fjernes fast substrat i form af sten og skaller. Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al. 2010). Fiskeriet er pålagt at genudlægge sten ≥ 2 kg i området de er fisket, hvilket reducerer risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater fra Natura 2000 området.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtdybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingeskrap og fiskeri efter 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 er vist kan have negative effekter på væksten (Lyngby & Mortensen 1996). DTU Aqua har gennemført studier af resuspension ved brug af den lette muslingeskraber i Limfjorden. Studiet viste, at sedimentfanen generelt spredes 100-500 m og sedimentfanens varighed var på mindre end 1 time. I forhold til ændringerne i vandets klarhed udtrykt som lysdæmpningskoefficienten blev det estimeret til $0,05-0,41 \text{ m}^{-1}$, mens den gennemsnitlige årlige naturlige baggrundsværdi er $0,62 \text{ m}^{-1}$. 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 indenfor en fiskerisæson (Pastor et al. 2020). Derudover har en overordnet analyse af betydning af resuspension af sediment genereret ved stedspecifikke presfaktorer som fiskeri, klapping og gravning af sejlrender samt råstofindvinding vist, at antropogent genereret resuspension er af marginal betydning for lysudslukning i vandsøjlen sammenlignet med den naturlige resuspension (Petersen et al. 2020).

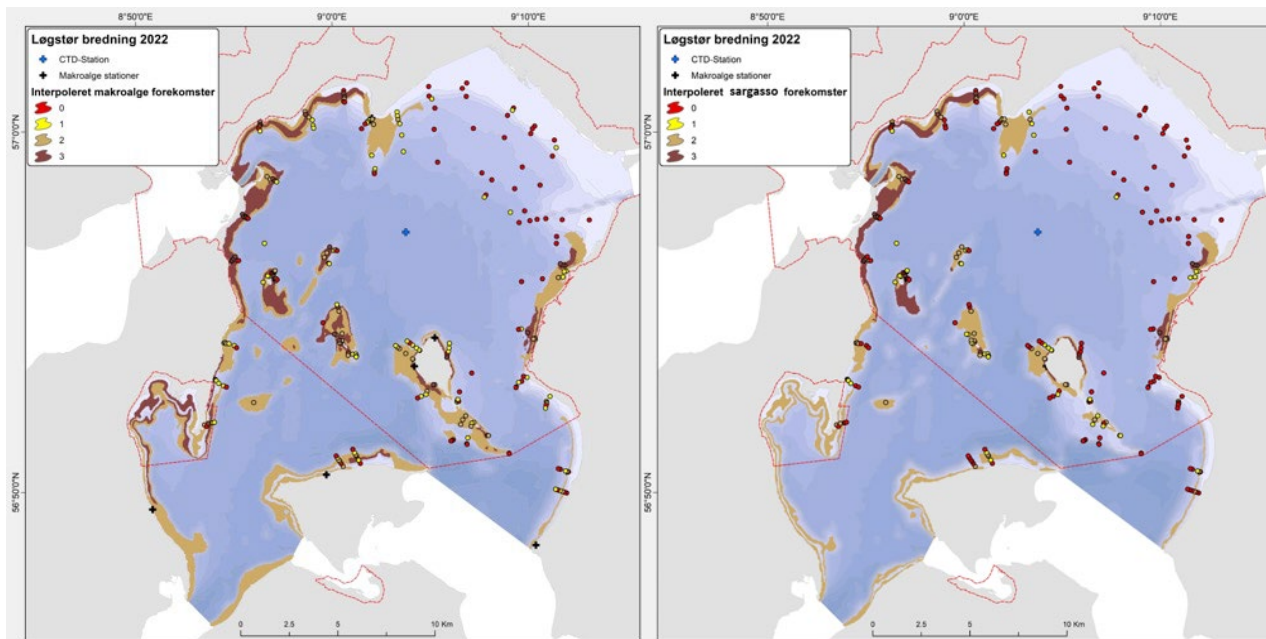
6.3 Data for makroalger

Der foreligger ikke historiske data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Løgstør Bredning. I nyere tid er dybdegrænsen for makroalgerne heller ikke blevet monitoreret. I perioden 1988-2022 er dækningsprocenten for de observerede makroalgearter blevet monitoreret i det nationale overvågningsprogram NOVANA, men kun ud til en forudbestemt dybde, hvorfor den maksimale dybdegrænse for makroalgearterne heller ikke i denne periode er blevet registreret. I perioden 1996-2000 er der observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 m dybde og i perioden 2001-2007 ud til 7 m dybde. Vegetationsundersøgelser i Løgstør Bredning i perioden 2012-2022 viser, at makroalgernes dybdeudbredelse har ligget på 5-6 m (Figur 8). Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er derfor ukendt, men er ifølge nyere data 5-6 m.



Figur 8. Gennemsnitlig forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2012-2022. Alle transekter er ikke monitoreret hvert år i perioden. Dybdeangivelserne på X-aksen angiver den gennemsnitlige dybde for de undersøgte dybdeintervaller fx er dybdeintervallet 0-1 m angivet som 0,5 m. (Data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA).

DTU Aqua gennemførte i maj 2022 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Løgstør Bredning med samme video-metode som beskrevet for ålegræs. Optagelserne blev analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i 7 overordnede grupper: i) Opportunistiske grønalger (fx søsalat og krølhårstang), ii) sargassotang, iii) filamentøse opportunistiske brunalger, iii) øvrige brunalger (fx blære-, sav- og skulptetang), v) skorpealger, iv) filamentøse rødalger og iiv) øvrige rødalger (fx carragentang og dumontalge). Tilstedeværelsen af makroalger inden for hver af de beskrevne grupper blev kategoriseret efter følgende kategorier: 0) ingen forekomst, 1) enkelte individer, 2) mindre forekomster, og 3) større forekomster. Efterfølgende er punkt-observationerne fra videomoniteringen interpoleret til hele bredningen som et skøn over makroalgernes samlede arealmæssige udbredelse i området. I dette skøn indgår dog ikke en vurdering af substratforholdene og hvorvidt disse rent faktisk kan understøtte vækst af makroalger. Interpolationen foretages med samme metode som for ålegræsset og foretages udelukkende for forekomster i kategori 2 og 3.



Figur 9. Udbredelsen af makroalger (venstre) og sargassotang (højre) på 44 transekter i Løgstør Bredning i maj 2022, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Farvekategoriseringen er baseret på følgende kategorier: 0 = ingen forekomster (rød); 1 = enkelte individer (gul); 2 = mindre forekomster (lysebrun); 3 = større forekomster (mørkebrun). Prikker indikerer faktiske observationer, mens fladerne er modellerede skøn for makroalgeforekomsterne i den samlede bredning. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hver 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. 100 m fjordbund

Der blev fundet makroalger på alle dybder inkluderet i undersøgelsen (1-6 m), men modsat undersøgelserne i 2016 og 2019, blev der ikke fundet makroalger på alle transekter i Løgstør Bredning i 2022. Således blev der på 81 af stationerne (33%) ikke observeret makroalger overhovedet, og på yderligere 76 (31%) blev der kun observeret enkelte individer. Mange af disse stationer var at finde i den nordøstlige del af bredningen, men derudover var de spredt ud over hele bredningen og fordelt over alle dybder. Af i alt 157 stationer uden eller med blot enkelte individer af makroalger, blev 18, 21, 18, 26, 37 og 37 fundet på henholdsvis 1, 2, 3, 4, 5 og 6 meter vand.

Der blev fundet større forekomster af makroalger på 38 af stationerne (15%), og primært på 1-3 m, om end der på 6 stationer (2,5%) blev fundet større bestande på 4 og 5 m. På de dybe (4 og 5 m) stationer var der primært tale om filamentøse brunalger og sargassotang, mens de større forekomster på 1-3 meter var domineret af flere arter. Således blev der fundet større forekomster af sargassotang, filamentøse brunalger, fucus og skulptetang på 24, 8, 11, og 4 af stationerne. Foruden de mange brune makroalgearter findes der spredt i bredningen også en del mindre/mellem forekomster af filamentøse rødalger.

Løgstør Brednings makroalgesamfund er således domineret af ganske få arter/grupper og generelt er sargassotang en af de mest dominerende i Bredningen (Figur 9, højre). Sargassotang blev fundet på 90% af alle transekter og med tætte forekomster (kategori 3) på 55% af transekterne i 2016, mens den i 2019 blev fundet på 93% af transekterne og med tætte forekomster på 48%. I 2022 var disse tal 86% (andel af alle transekter) og 32% (tætte forekomster). DTU Aqua vurderer på denne baggrund, at hvor sargassotang i perioden 2016 til 2019 så ud til at have fundet et stabilt leje efter år med spredning, er der i den seneste periode 2019-2022 tegn på at arten er i tilbagegang.

6.4 Makroalger og sigtedybde

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

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

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

hvor \pm angiver standardafvigelsen på parametrene. Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter 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 for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigt dybde. Ved en gennemsnitlig sigt dybde i 2022 (marts-oktober) på 3,6 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 3,9 m og for andre makroalger til at være 4,5 m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse på 6 m af DTU Aqua (Tabel 2).

Tabel 2. Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Løgstør Bredning i perioden 2016-2022. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002). * Kun målt til 4 m. ** Kun målt til 6 m

Potentiel dybdegrænse (m)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Sigt dybden (m)	3,6	3,8	2,8	4,0	3,5	4,0	3,6
Obs. dybdegrænse DTU Aqua (m)	6**	-	4*	6**	-	-	6**
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	3,9	4,2	2,7	4,5	3,7	4,5	3,9
Estimeret dybdegrænse andre (m)	4,5	4,9	3,3	5,2	4,4	5,2	4,5

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

6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet sten, muslingeskaller og andet hårdt substrat. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder især makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet.

Muslingeindustriene registrerer landinger af mindre sten, da sten ≥ 2 kg, skal genudlægges umiddelbart i det fiskede område. Registreringer af landinger af sten indsamles af Fiskeristyrelsen og i fiskerisæsonen 2022/2023 er der angivet registreret landinger af sten omend mængden er angivet til 0 t sten. I tidligere sæsoner har landingerne typisk været af størrelsesordenen 1-3 t.

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri, som foreslået i fiskeplanen, vil overlape med makroalgernes udbredelse, hvorfor der potentielt kan forekomme en effekt på disses forekomst i Løgstør Bredning. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >5 m og den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, omend der er observeret forekomster af enkelte individer ud til 6 m (den største dybde hvorpå, der blev monitoreret) på nogle stationer. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne. Da makroalgerne i Løgstør Bredning potentielt er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri potentielt kan have en mindre effekt på makroalgernes udbredelse jf. diskussion om resuspension fra fiskeriet ovenfor.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber samt søstjernevod på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Løgstør Bredning, herunder deres udbredelsesmuligheder. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Afskrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Løgstør Bredning er den invasive sargassotang en af de dominerende makroalge-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.

Der blev ikke landet sten fra Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2022/23. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der reducerer forekomsten af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette muslingeskraber udgør en spinkel konstruktion og vil formodentligt ikke kunne anvendes til fiskeri i områder med større sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller, disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Løgstør Bredning siden 2012 af et omfang, som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Løgstør Bredning. I modsætning til ålegræs, danner makroalger ikke nødvendigvis sammenhængende bestande og er, foruden lys, primært afhængig 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 dog fortsat være forbundet en vis usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

7 BUNDFAUNA

7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som fx en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings & Kaiser 1998), da der sker en fysisk forstyrrelse af havbunden og de benthiske 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). DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering.

7.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Generelt påfører muslingeskrabere bundfaunaen en højere dødelighed end lettere trawlteknikker som almindelig bundtrawl og bomtrawl (Hiddink et al. 2019). Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998). Ved råstofindvinding vil havbunden påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning, og habitater med langlivede arter er mere følsomme overfor bundtrawl end områder med kortlivede benthiske organismer (Hiddink et al. 2019).

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings & Kaiser, 1998). Dette ses fx i Limfjorden, hvor det ikke har været muligt, at observere en forskel i artsammensætning og biotisk koefficient imellem et område, som har været lukket for fiskeri i 25 år og tre omkringliggende områder, hvor der jævnlige skraber efter muslinger (Dinesen et al. 2015). Dette indikerer, at fiskeriet ikke er den væsentligste eller eneste presfaktor, som påvirker tilstanden for bundfaunaen i Limfjorden, men at den i væsentlig grad er styret af andre forhold. Eutrofiering, perioder med iltfattige forhold, klimatiske ændringer (f.eks. øget havtemperatur) samt øget prædation af blåmuslinger (f.eks. fra krabber, søstjerner og fugle) kan være afgørende for udvikling i bundfaunaen i Limfjorden (Dinesen et al. 2015). Der er grundlæggende forskelle mellem forskellige former for antropogen påvirkning fx vil påvirkning med næringssalte påvirke hele fjorde eller hele Natura 2000 områder, mens fiskeri med skrabende redskaber primært vil have en lokal effekt i præcis det område, hvor der fiskes. Studier af den lette muslingeskraber viser således, at der sker et fald i tætheden, artsrigdommen og biologiske egenskaber direkte i skraberopret, mens der ikke ses væsentlig indvirkning på samfundets sammensætning. Efter fire måneder er artsrigdommen fortsat påvirket om end en positive tendens er observeret, hvilket kan være indikation på tilbagevenden mod den tidligere artsrigdom (Bromhall et al. 2022).

Bundfaunasamfundene er blevet kortlagt i de fem Natura 2000 områder; Lovns Bredning, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt (Eigaard et al. 2020). 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 estimate-

ring 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, længdegrad, 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, længdegrad, 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 (iltkoncentration 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 gendannelsestiden for bundfauna for hver af de fem områder. For Løgstør Bredning er arterne identificeret i to primære klynger (clusters), hvor den nordlige del Løgstør Bredning (klynge A) er karakteriseret ved en blanding af fritlevende og fastboende havbørsteorme samt almindelig dværgkonk, mens stationerne i de dybere centrale dele af Løgstør Bredning tilhører den artsfattige klynge Z. I klynge Z er de dominerende arter søstjerne og fritlevende grøn børsteorm, der indikerer, at faunaen kan være påvirket af kraftige miljøpåvirkninger. Fordelingen mellem livslængdekategorierne i klynge A og Z er stort set ens, hvor størstedelen af arterne er kendetegnet ved en levetid på 3-10 år. Imidlertid har ca. 20% af arterne i klynge A en levetid på ≥ 10 år, hvilket primært skyldes tilstedeværelsen af dværgkonk. Faunasamfundene i Løgstør Bredning er kendetegnet ved at være sammensat af fritlevende, mobile arter, der typisk er associeret til sandbund eller rev (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 Løgstør Bredning blev estimeret til 2,9 år, der rundes op til 3 år.

7.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna

Der er bundfauna i hele Løgstør Bredning. Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeriet at vare 3 år. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

8 BLÅMUSLINGER

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

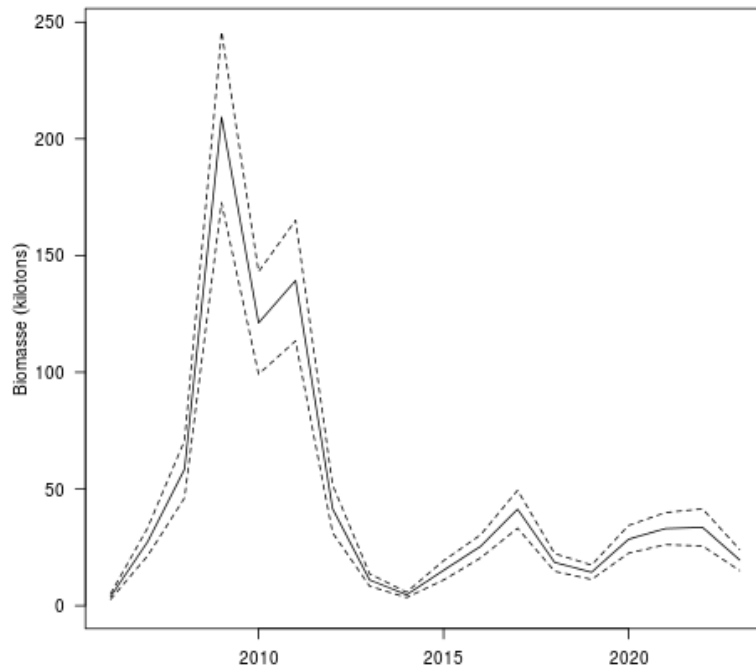
Blåmuslinger er som ålegræs og makroalger en nøglekomponent i kystnære økosystemer fordi de både skaber struktur og påvirker stofomsætningen. Således udviser blåmuslinger aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Blåmuslingebanker vil fungere som habitat for epibiontiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (fx Svane & Setyobudiandi 1996). Muslingebanker udgør derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er udpeget flere stenrev på vanddybder på 2,5-4,3 m samt biogene rev syd og øst for Livø, bestående af hestemuslinger med associeret fauna (Miljøstyrelsen 2023).

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i en række bredninger i Limfjorden. Muslinger kan således kraftigt påvirke strømme af materiale og energi i disse områder. Et fiskeri på blåmuslinger vil derfor potentielt kunne påvirke bestanden og dens betydning for miljøtilstanden i bredningen. Blåmuslinger kan under optimale forhold udnytte hele filtrationskapaciteten til fødeoptagelse, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen. Partikler (planktonalger og andet organisk materiale) skal transporteres ned til bunden ved opblanding af vandsøjlen. Denne opblanding fremmes af bølgeenergi og strømforhold, men dæmpes af lagdeling af vandsøjlen. Transport af partikler, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen, er således betinget af hydrografiske forhold. Blåmuslinger vil ofte forekomme i store tætheder, der medfører en koncentreret fjernelse af partikler i de nederste vandlag. Dette kan lokalt føre til, at dele af den vandmasse, der passerer muslingerne bliver filtreret flere gange (Dolmer 2000a). Dette medfører, at muslingerne ikke kan udnytte potentialet for fødeoptagelse fuldt ud (Dolmer 2000b). Det er således vist for Løgstør Bredning, at kun ca. 30% af muslingernes filtrationspotentiale udnyttes i de dybere dele af Limfjorden (Petersen et al. 2013). Ligeledes har et studie fra Lovens vist, at en udtynding i tætte muslingebestande kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale (Maar et al. 2021) og derved være fremme muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse), hvilket har større betydning end den kortvarige og lokale resuspension som fiskeriet forårsager (Maar et al. 2021). Et fiskeri af en del af bestanden med høj biomassetæthed vil således ikke nødvendigvis have en betydende effekt på bestandens samlede fjernelse af partikler i hele bredningen, og dermed på vandets sigtbarhed, idet en fjernelse af muslinger i første omgang vil reducere muslingernes fødekonkurrence, og bestanden dermed samlet set kan opretholde en uændret filtration. Et fiskeri af en for stor andel af muslingebiomassen vil reducere muslingebestandens filtration og reducere områdets sigtddybde.

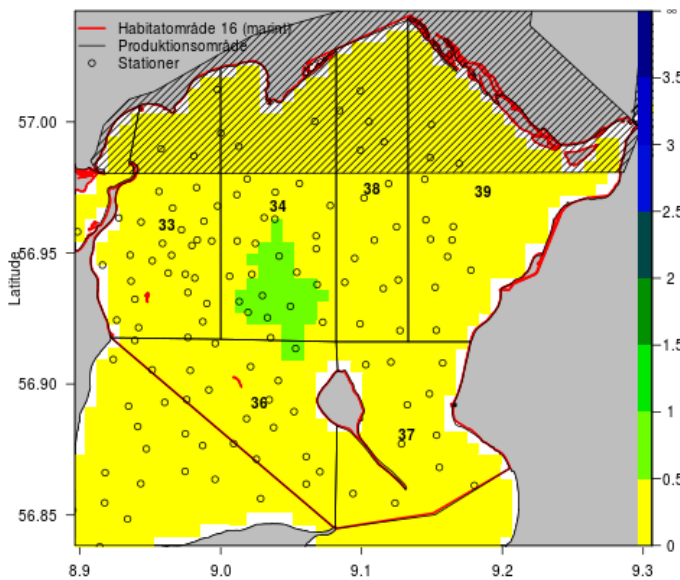
8.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning 2006-2023

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i foråret 2023 angiver en bestand på 19.585 ± 4.500 t i Løgstør Bredning inkl. områder <3 m (Figur 11). Bestandsestimatet er beregnet via en geostatistisk model forstået på den måde, at den direkte inddrager bestandens rumlige struktur. Muslingebestanden i Løgstør Bredning er i 2023 faldet med ca. 42% i forhold til 2022. Udbredelse af bestanden er vist i Figur 12.

DTU Aqua har på baggrund af monitoreringstogterne, estimeret biomassen i områder med en tæthed >1 kg m^{-2} til at være $1,12$ kg m^{-2} . Denne tæthed af muslinger vil være gældende for både fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri i beregninger af den kommende sæsons arealpåvirkning.



Figur 10. Blåmuslingebestandsudviklingen i Løgstør Bredning i 2006-2023. Bestandsestimaterne ±95% konfidensintervaller er estimeret via den geostatistiske model og omfatter hele Løgstør Bredning.



Figur 11. Udbredelseskort, der viser tætheden (kg m⁻²) af blåmuslinger i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i foråret 2023. Højre y-akse angiver kg m⁻².

8.3 Blåmuslinger og sigtedybde

Petersen (2008) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtedybden. Analysen er foretaget på en række områder i Limfjorden. For den nordlige del af Løgstør Bredning på dybder >3 m findes en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i t) og sigtedybde (SD i m):

$$SD = 1,3 + (1,5 \times 10^{-5}) * BM \quad (R^2 = 0,57)$$

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområderne 33-39 i Løgstør Bredning. Blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning er i foråret 2023 fastsat til 19.585 ± 4.500 (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtddybde være på 1,5 m, hvilket er mindre end den monitorerede i overvågningsprogrammet (Tabel 1).

8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri af 9.000 t blåmuslinger kan potentielt udgøre mellem 37-60% af bestanden i forhold til bestandens konfidensintervaller, hvilket vurderes til potentielt at kunne medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområdet i Løgstør Bredning. Bestanden af blåmuslinger er mere end halveret fra 2022 til 2023, og er fortsat lav i forhold til tidligere år. DTU Aqua anbefaler derfor en kvote på 4.000 t, hvilket svarer til 17-27% af bestanden i forhold til konfidensintervallerne. Fiskeri af 4.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for fødegrundlaget for de muslingespisende fugle i området.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 500 t søstjerner med søstjernevod på vanddybder >5 m ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Løgstør Bredning negativt, formodentlig vil et sådant fiskeri snarere gavne bestanden af blåmuslinger, da søstjerner fouragerer på bl.a. blåmuslinger.

8.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition" (European Commission 2013), udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 "Rev". Der er ikke kortlagt biogene rev bestående af blåmuslinger i H16. De kortlagte biogene rev i H16 består hovedsageligt af hestemuslinger på de kortlagte vanddybder (4-5 m). DTU Aqua vurderer, at et fiskeri på vanddybder >5 m og en 100 m bufferzone omkring revene vil betyde, at de udpegede biogene rev bestående af hestemuslinger, ikke vil blive påvirket. Der foreligger ikke DTU Aqua bekendt en dokumenteret verificering, om de kortlagte biogene rev opfylder definitionen for biogene rev (jf. Miljø- og Fødevareministeriet 2018) bestående af hestemuslinger.

9 SØSTJERNER

9.1 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 blåmuslingebanker, 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 epifaunale muslinger som blåmuslinger (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.

9.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

Fiskeri efter søstjerner 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.

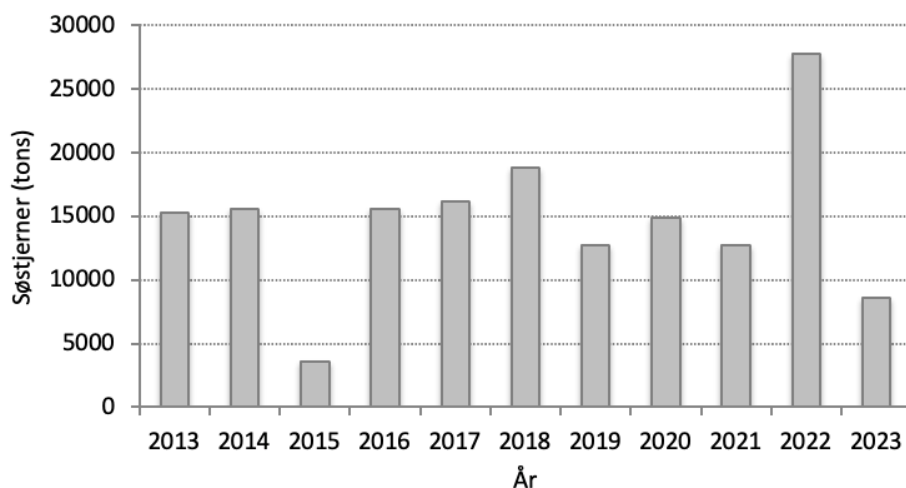
Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (fx Gallagher et al. 2008, Agüera et al. 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene rev.

Fiskeriet af søstjerner vil fortrinsvis foregå på tætte bestande af søstjerner og dermed primært påvirke disse og effekterne af fiskeriet vil derudover primært relatere sig til epibentiske arter (fx søpunge) og lettere materiale, som skalfragmenter mm. der resuspenderes ved voddets passage. Et forsøgsfiskeri i 2013 foretaget af DTU Aqua viste, at voddets fangst bestod af ca. 91% søstjerner, 3% tomme skaller, 2,9% søpunge, 2,2% blåmuslinger, 0,3% krabber og 0,6% andet. Bifangsterne vil givetvis variere mellem lokaliteter og generelt set vil bifangstmængden faldet i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som muslingeskraberen. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) 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, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet.

9.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Løgstør Bredning (2013-2023)

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registeret vægten og antallet af søstjerne i det årlige blåmuslingebestandstogt. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H16 ganges med arealet af H16, der er dybere end 3 m, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for Løgstør Bredning i foråret 2023 estimeres til 8.600 t. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret, hvorfor estimaterne er behæftet med en større usikkerhed end estimaterne af blåmuslinger. Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Løgstør Bredning i perioden 2013-2023 viste i Figur 12.



Figur 12. Bestandsudviklingen af søstjerner Løgstør Bredning i 2013-2023 på dybder >3 m.

9.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri af 500 t søstjerner i sæsonen 2023/2024, som foreslået i fiskeplanen, vil udgøre ca. 6% af bestanden i Løgstør Bredning. I forhold til den samlede estimerede bestand af søstjerner på 16.000 t for hele Limfjorden i 2023 vurderer DTU Aqua, at et fiskeri af 500 t plus et eventuelt fiskeri i Lovns og Nissum Bredning på op til hhv. 5 t og 1.500 t søstjerner samt 5.000 t i områder udenfor Natura 2000 områder er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med nogen usikkerhed, fordi der ikke historisk er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydende usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimerne er forbundet med usikkerhed, hvorfor eventuelle beregninger baseret på biomasseestimer af søstjerner sandsynligvis ikke vil være retvisende for den faktiske arealpåvirkning, som fiskeri ville udøve. Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt, da fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt. Fjernelse af søstjerner fra habitatområde H16 kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev i området.

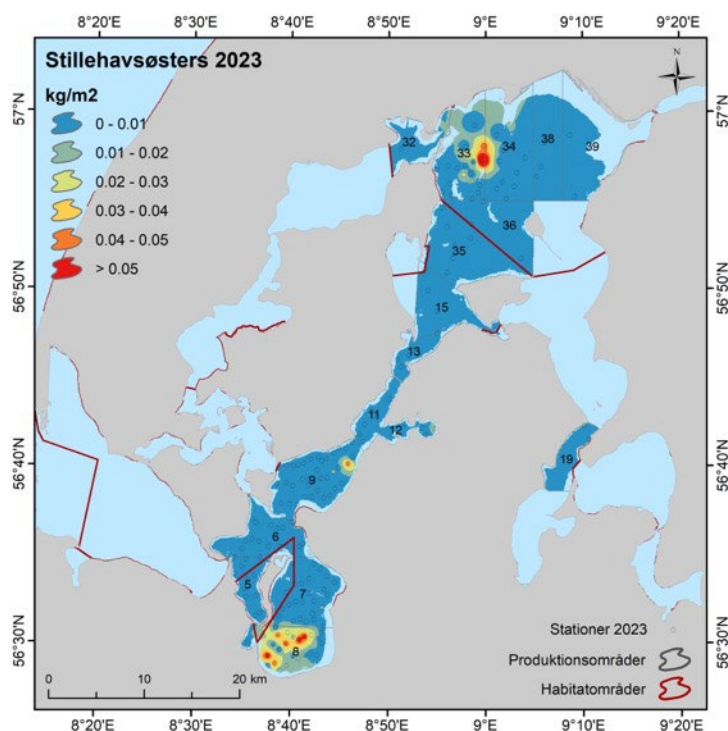
Søstjernerfiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Løgstør Bredning. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 500 t søstjerner kan ikke estimeres, hvorfor DTU Aqua anbefaler, at arealpåvirkningen ved et søstjernerfiskeri opgøres månedsvis via black box data. Arealpåvirkningen for søstjernerfiskeriet er vurderet til at kunne gennemføres indenfor 2% arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2023/2024 i Løgstør Bredning.

10 STILLEHAVSØSTERS

Stillehavsøsters har de senere år bredt sig fra området omkring Agger Tange til store dele af Limfjorden og findes nu også på både større vanddybder, hvor de kan fiskes med skraber og på lavt vand (<2 m). Der er ikke ansøgt om fiskeri efter stillehavsøsters i Løgstør Bredning i fiskerisæsonen 2023/24, men i forbindelse med DTU Aquas blåmuslingebestandstogt i foråret 2023 er der blevet observeret stillehavsøsters i H16.

10.1 Undersøgelse af bestanden af stillehavsøsters i Løgstør Bredning

DTU Aqua har i de senere år i forbindelse med blåmuslinge- og europæisk østersbestandstogterne registreret forekomst af stillehavsøsters i muslingeproduktionsområde 33-34, og 36-37 i foråret 2023, hvoraf de fleste forekomster blev observeret i muslingeproduktionsområde 33 og 34. I begge områder er stillehavsøsters fundet i relativt lave tætheder på op til 0,01 kg m⁻² (Figur 14) eller en samlet biomasse på 550 t i hele bredningen beregnet med metoder udviklet for blåmuslinger. Bestanden af stillehavsøsters i Løgstør Bredning er af samme størrelsesorden som i 2022 (610 t), men bestanden i Løgstør Bredning udgør stadig >33% af den samlede estimerede bestand (1.460 t) af stillehavsøsters i Limfjorden i foråret 2023 på vanddybder >3 m.



Figur 13. Udbredelseskort, der viser tætheden (kg m⁻²) af stillehavsøsters i områder >3 m i Limfjorden i foråret 2023.

11 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

11.1 Black box

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

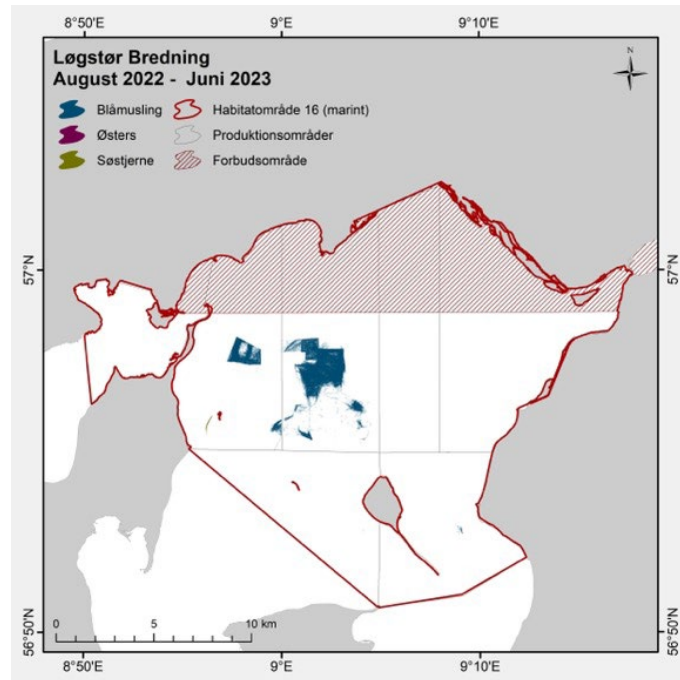
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give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

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

Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne der tilhører samme skrab med en lige linje. Tilhørsforhold afgøres ud fra trækid-kolonnen der er en del af punkt-datasættet. De fremkomne linjer fra black box data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem, der dækker det skrabede areal. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets id samt antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskerier fx blåmuslinger, østers og søstjerner beregnes bredden af bufferen via logbogsdata.

11.2 Black box resultater

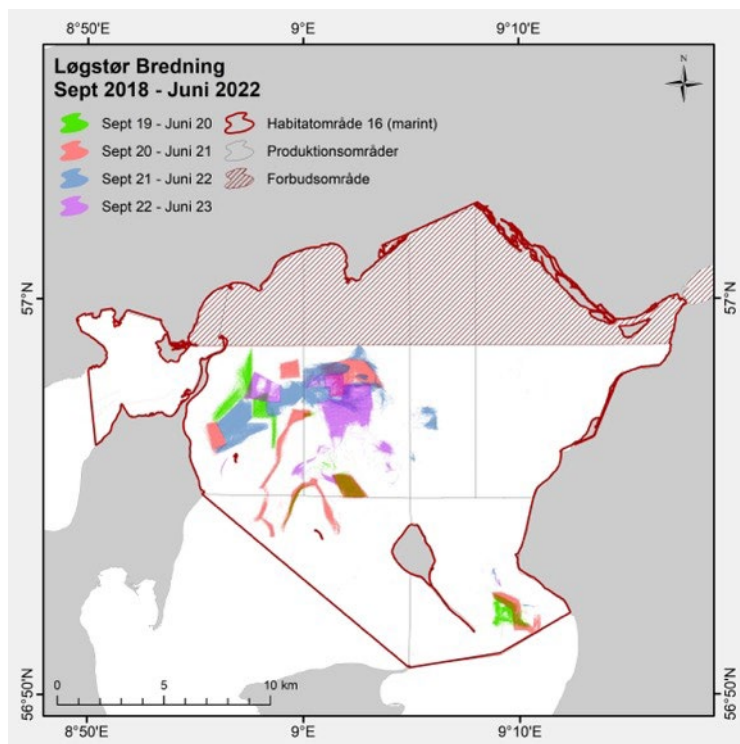
I fiskerisæsonen 2022/2023 (data fra august 2022 til juni 2023, begge måneder inklusive) er det samlede påvirkede areal ved blåmuslingefiskeri beregnet til 7,7 km², hvilket svarer til 2,4% af arealet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Figur 15). Der har været foretaget søstjernefiskeri på 16,3 t indenfor Natura 2000 områder i Løgstør Bredning i fiskerisæsonen 2022/2023.



Figur 14. Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2022/23 i Løgstør Bredning ved fiskeri efter blåmuslinger (mørke blå) og østers (lilla). Arealet er genereret ud fra black box data.

11.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. 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 Løgstør Bredning. Fiskeriet i de enkelte fiskerisæsoner har i den samlede periode (2019-2023) påvirket 1,64-3,2% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 3), og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsoner er vist i Figur 16.



Figur 15. Arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2019/20, 2020/21, 2021/22 og 2022/23 i Løgstør Bredning. Arealerne er genereret ud fra black box data.

De kumulative effekter for de enkelte økosystemkomponenter blåmuslinger, 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. Arealer påvirket imellem fiskerisæsoner indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning, hvorfor der ikke regnes med reduceret overlap mellem sæsoner. Den gennemsnitlige biomasse for områder med $>1 \text{ kg m}^{-2}$ er beregnet til $1,12 \text{ kg m}^{-2}$ i hele Løgstør Bredning, hvorfor et fiskeri af 4.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2023/2024 maksimalt vil påvirke $5,5 \text{ km}^2$, svarende til 1,7% af den marine del af Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Tabel 3). Arealpåvirkningen af et fiskeri af 500 t søstjerner estimeres til at have en arealpåvirkning på 2%.

Tabel 3. Arealpåvirkning genereret ud fra black box data for fiskeri/omplantning i Løgstør Bredning i perioden 2019-2023. De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra Fiskeristyrelsen for hver fiskerisæson i perioden (2019-2023). Biomassen i fisket område (kg m⁻²) er beregnet for foregående fiskerisæsoner ud fra landet mængde (t) og arealpåvirkning bestemt via black box (km²). Fiskerisæsonen 2023/2024 baserer sig på beregninger baseret på et fiskeri af 4.000 t blåmuslinger, biomasse på 1,12 kg m⁻² samt en effektivitet af muslingeskraberen på 65% og den marine del af Natura 2000 området i Løgstør, hvor arealet for habitatområde H16 er 316 km².

Fiskerisæson	Mængde (ton)	Muslingebiomasse i fisket område (kg m ⁻²)	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km ²	%
2019/2020				
Blåmuslinger	2.707	1,1	2,46	0,78
Europæisk østers / stillehavsøsters	91 / 6,7		2,73	0,86
Total			5,19	1,64
2020/2021				
Blåmuslinger	5.517	1,0	5,68	1,8
Europæisk østers / stillehavsøsters	130 / 7,1		4,33	1,4
Total			10,0	3,2
2021/2022				
Blåmuslinger	7.265	1,1	6,7	2,1
Europæisk østers / stillehavsøsters	39,5 / 4,6		2,9	0,9
Søstjerner	18,3		0,1	0,03
Total			9,7	3,0
2022/2023				
Blåmuslinger	7.821	1,0	7,6	2,4
Stillehavsøsters	0		0,01	0,003
Søstjerner	16,3		0,03	0,01
Total			7,7	2,4
2023/2024 Blåmuslinger (anbefalet)	4.000	1,12	5,5	1,7

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er muslingefiskeriets effekt på muslingebestand, 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 rette-snor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har i det lys ikke kunne taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen, giver derfor ikke mening. Siden 2008/2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, 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, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at vare henholdsvis 5, 3 og 3 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af black box data, ansøgt kvote og biomassetæthed samt gendannelsestiderne er det muligt at beregne, hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og

det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2020/2021. Undersøgelser af udbredelse af makroalger via transektundersøgelser foretaget af DTU Aqua har tilvejebragt et fagligt grundlag, der har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Løgstør 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 stationer på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige stationer. Der er i denne andel ikke sondret mellem invasive og ikke-invasive makroalger, ligesom der heller ikke er 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 stationer på fx 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som stationer på fx 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle stationer af hver 90-100 m for årene 2019-2022 var der i gennemsnit makroalger på 78% af punkterne, mens der i 2022 var makroalger på 46% af stationerne, som var placeret udenfor ålegræskasserne og på vanddybder >5 m indenfor Natura 2000 området. Det betyder, at for fiskerisæsonerne 2019/20, 2020/21 og 2021/22 beregnes arealpåvirkningen for makroalger som arealpåvirkningen ved blåmuslingefiskeri 0,78, mens arealpåvirkning for fiskerisæsonen 2022/23 og den kommende fiskerisæson for makroalger regnes som arealpåvirkningen af blåmuslingefiskeri x 0,46.

Arealberegningerne baserer sig på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning fra black box systemet. For den kommende sæsons blåmuslingefiskeri estimeres arealpåvirkning på baggrund af anbefalet kvote, biomassetætheden ($1,12 \text{ kg m}^{-2}$), en antagelse af, at 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes én gang i løbet af sæsonen. For de kumulative beregninger antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet, hvorfor arealer der påvirkes af fiskeri over flere sæsoner, indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 4. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri i henhold til DTU Aqua anbefalede kvote for blåmuslinger (4.000 t) og den anmodede kvote for søstjerner (500 t) fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen for den kommende sæson sammen med de foregående sæsoners beregnede arealpåvirkning.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som den lette muslingeskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevodets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper så som muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevodet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. 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 blåmuslinger og dermed søstjerner. Baseret på ovenstående undersøgelser anbefaler Petersen et al. (2016b), at der ved beregning af kumulative effekter regnes med en påvirkning på 0 for økosystemkomponenten bundfauna, mens voddets effekt på makroalger sættes til 30-50% af effekten af den lette muslingeskraber, da der er observeret afrevne makroalger, men dog ikke signifikante forskelle i udbredelse i forhold til kontrolområdet (ingen fiskeri med søstjernevod). For beregningerne betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevodet for økosystemkomponenten makroalge er beregnet således, at der er korrigeret for makroalgernes ikke-homogene fordeling i 2022 ($0,46$) og den reducerede effekt (50%) af søstjernevodet i forhold til muslingeskraberen ($2\% \times 0,5 \times 0,46 = 0,46$). Søstjernevodet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt fem ålegræskasser indenfor Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvor der ikke må foregå hverken muslinge- eller søstjernefiskeri.

I det tilfælde, at der vil forekomme et fiskeri af 500 t søstjerner i Løgstør Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2023/2024, vil DTU Aqua anbefale, at arealpåvirkningen opgøres månedsvis vha. black box data og der

maksimalt må være en arealpåvirkning på 2%. Anbefalingen er baseret på, at søstjerner ikke er sessile organismer som muslinger, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt. Søstjerne vil derfor variere i forhold til placering og mængde i løbet af året og påvirkes af miljøforhold fx iltvind.

Tabel 4. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 3 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved det fiskeri af 4.000 t blåmuslinger (anbefalet) og 500 t søstjerner. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 78% af arealet af blåmuslinger i de forgangne sæsoner i perioden 2019/20-2021/22 og 46% for den netop afsluttede sæson (2022/23) og den kommende sæson (se tekst for detaljer).

	Gendannelsestid (år)	2019/20 (%)	2020/21 (%)	2021/22 (%)	2022/23 (%)	2023/24 4.000t blåmusling (%)	2023/24 500 t søstjerner (%)	2023/24 Kumuleret (%)
Blåmusling	3			3,0	2,4	1,7	0	7,2
Makroalger	>5	1,3	2,5	2,4	1,1	0,8	2	10,1
Bundfauna	3			3,0	2,4	1,7	0	7,2
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

Den kumulative effekt for de enkelte økosystemkomponenter er beregnet ud fra de gendannelsestiderne, som angiver den periode, som arealpåvirkningen skal kumuleres over for de forgangne sæsoners fiskeri, inklusiv den kommende fiskerisæsons estimerede arealpåvirkning ved et fiskeri af 4.000 t blåmuslinger og 500 t søstjerner. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 4.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2023/2024 er estimeret til 7,2% for både blåmuslinger og bundfauna, mens makroalger har en kumuleret arealpåvirkning på 10,1% (Tabel 4). Dette vil betyde, at den kumulerede arealpåvirkning inklusiv et søstjernefiskeri ikke overskrider den maksimale fastsatte værdi på 15%

11.4 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusive den kommende sæsons fiskeri efter 4.000 t blåmuslinger, er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 500 t søstjerner, men kun til økosystemkomponenten makroalger. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning, som er den maksimale tilladte påvirkning iht. Muslinge- og Østerspolitikken (Tabel 4).

Der er ved beregningerne af påvirket areal for den kommende sæson foretaget antagelser om effektivitet af redskaberne, tæthed af bestandene mm. som vil resultere i usikkerheder, mens arealpåvirkningen fra de tidligere sæsoner er baseret på fiskeri aktiviteter registeret via black box systemet.

12 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

12.1 Beskyttede fugle

Hele Løgstør Bredning og dermed produktionsområde 32-34 og 36-39 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde F12 (Bilag 3). I udpegningsgrundlaget er fem arter (hvinand, toppet skallesluger, kortnæbbet gås, lysbuget knortegås og havterne) som alle forekommer i det marine område. Hovedparten af de fuglearter, der udgør udpegningsgrundlaget, er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

12.1.1 Muslingespisende fugle

Af arterne i udpegningsgrundlaget er det kun hvinand, der fouragerer på muslinger. Hvinanden har et bredt fødevalg, som både omfatter plantedele, insekter, krebsdyr, bløddyr og fisk (Madsen 1954, Jepsen 1976). Andelen af blåmuslinger kan lokalt udgøre op til 60% af fødevalget, når forekomsten af andre fødekilder er begrænset (Pehrsson 1976). Hvinand fouragerer på muslinger med størrelser op til 12 mm (Madsen 1954). Muslinger af kommerciel interessant størrelse har et mindstemål på 45 mm, og er således ikke størrelsesmæssigt tilgængelige for hvinanden.

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger fra de syv produktionsområder i Løgstør Bredning vil foregå i samme periode, som ænderne er ankommet for at overvinde i. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker på mellem 1-6 m, sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Limfjorden er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland viser, at henholdsvis 74% og 21% af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 5% noteret på dybder mellem 4-8 m, og 0,5% på dybder mellem 8-22 m (Petersen et al. 2006).

DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) har opdateret fugletallene for 6 danske Natura 2000 områder, herunder Løgstør Bredning. Måltallet for hvinand er blevet justeret fra 12.000 individer til 1.732 individer (Petersen et al. 2016a). DCE har tidligere beregnet den mængde muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Løgstør Bredning for hvinand ved en bestand på 12.000 individer (Clausen et al. 2009). Med de nye måltal (1.732) bliver mængden af muslinger, der skal være til rådighed på ca. 2.407 t blåmuslinger årligt. Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden på baggrund af undersøgelse af Goss-Custard et al. (2004). DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2020 angiver en bestand på 19.585 ± 4.500 t i fuglebeskyttelsesområde F12 i Løgstør Bredning. Fødebehovet for hvinand udgør ca. 12% af muslingebestanden i 2023. Et fiskeri af op til 4.000 t, som anbefalet af DTU Aqua vil fjerne mellem 17-27% af bestanden i forhold til bestandens konfidensintervaller.

12.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger og havterne) kan blive påvirket af muslingefiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000, forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Ifølge basisanalyserne for 2022-2027 er levested for havternen er "moderat" i Løgstør Bredning, mens der ikke er angivet status for levested for toppet skallesluger. Ifølge DCE er bevaringsprognosen for Løgstør Bredning ukendt for både havterne og toppet skallesluger, men har begge gunstig national bevaringsstatus (Therkildsen et al. 2013). Det konsekvensvurderede muslinge- og søstjernefiskeri forventes ikke at forringe de to fuglearters status.

12.1.3 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen for Løgstør Bredning angives prædation samt bortskylning af reder i forbindelse med ekstreme højvander i yngletiden (Miljøstyrelsen 2021). En dybdegrænse på 5 m kan sikre, at ynglende og rastende fugle, fx havterne, ikke vil blive forstyrret. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 m fra vigtige fuglelokaliteter herunder Feggeklit.

For toppet skallesluger er der sket en markant reduktion i antallet af fældende fugle, og det kan ikke udelukkes, at dette kan skyldes øget rekreativ sejladsaktivitet (Miljøstyrelsen 2021). Ved muslinge- og søstjernefiskeri vil der maksimalt forekomme 15 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 hurtigsejlende fartøjer.

12.1.4 Kumulative effekter for fugle

Muslinge- og søstjernefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter på hvinand og toppet skallesluger samt øvrige aktiviteter i Løgstør Bredning have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse ved fiskeri. Den muslingeædende art, hvinand, skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 2.407 t blåmuslinger, hvilket svarer til ca. 12% af den totale muslingebiomasse. Fiskeædende arter (toppet skallesluger og havterne) vil ikke få forringet adgang til føde, idet fødegrundlaget for disse fugle ikke forringes grunde lav bifangst af fisk i muslinge- og søstjernefiskeriet. DTU Aqua vurderer derfor, at de ansøgte fiskerier ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, hvis >15 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

12.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Der er ikke udpeget nogle fiskearter for H16. Særligt beskyttede pattedyr i udpegningsgrundlaget for Løgstør Bredning er spættet sæl og odder. Det samlede udpegningsgrundlag for habitatområde H16 kan ses i bilag 4 (Miljøstyrelsen 2023).

12.2.1 Fisk

Bevaringsstatus for havlampret er ukendt i Danmark og i Løgstør Bredning. Arten er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

Havlampret: Havlampret lever både i fersk- og saltvand. Den er forholdsvis sjælden i Danmark, og er hovedsageligt fundet i vest- og nordjyske åer (Carl & Olesen 2012), men er også løbende blevet observeret i fx Limfjorden siden 1940'erne (Carl & Riis 2019). Havlampret er ikke til stede i Natura 2000 område N16 (Miljøstyrelsen 2023), hvorfor eventuelle effekter af muslinge- og søstjernefiskeriet ikke gennemgås yderligere.

12.2.2 Havpattedyr

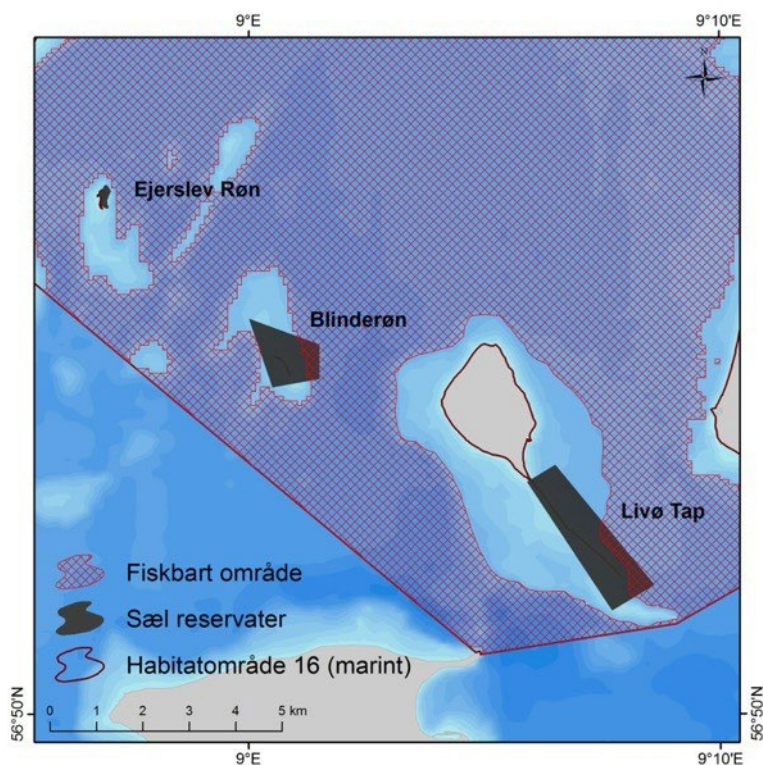
Sæler: Der er udpeget tre sælreservater i Natura 2000 området i Løgstør Bredning: Livø Tap, Blinde Røn og Ejerslev Røn (Figur 16) erhvervsfiskeri er tilladt i reservaterne. Spættet sæl vides med sikkerhed at fælde og yngle på Blinde Røn og Ejerslev Røn, og findes på Livø Tap. Alle tre lokaliteter bruges hele året som hvilepladser. De årlige tællinger viser store svingninger i antallet af spættede sæler på de tre lokaliteter, men generelt har antallet i området været stabil eller faldende. Først og fremmest kan det skyldes et dårligere fødegrundlag. Muligvis kan sejllads for tæt på rastepladserne udgøre et problem, hvorfor DCE anbefalet at fiskefartøjer ikke bør undtages for forbud mod færdsel på søterritoriet og adgangsforbuddet bør til 500 m fra land (Miljøstyrelsen 2021).

Spættet sæl er Danmarks almindeligste sæl og det samlede antal var ca. 13.000 i 2018. Den gennemsnitlige årlige tilvækst over de sidste fem år været -8% og -1% for hhv. vestlige Limfjord og central Limfjord. De negative vækstrater indikerer, at spættet sæl nærmer sig den økologiske bæreevne i disse områder, og bevaringsstatus for spættet sæl i Danmark er vurderet som gunstig (Miljøstyrelsen 2021).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder det vestlige Limfjorden. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af spættet sæl. Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning. Muslingefiskeriet i Limfjorden holder typisk sommerpause i juli-august, og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

Bifangster af sæler i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet og i ruser. Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslinge- og søstjernefiskeri. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet høresans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 15 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 5 m i 2023/2024 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen på >5m ske i en afstand på 200-400 m fra rev og banker NV for Livø, herunder Ejerslev Røn. Dybdeforholdene omkring Livø Tap reservatet er anderledes, dybdegrænsen på 5-6 m vil medføre at afstanden på det tætteste sted er ca. 180 m og den største afstand er ca. 1,8 km omkring Livø Tap.



Figur 16. Sælreservater i habitatområdet Løgstør Bredning (H16). Det Fiskbare område er defineret som dybder over dybdegrænsen på 5 m og >6 m omkring Livø Tap ifølge anmodningen fra BF. Sælreservaterne er ikke lukkede for erhvervsfiskeri.

Det er ukendt i hvilket omfang musling- og søstjernefiskeri påvirker fødegrundlaget for sæler i Løgstør Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler æder mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk (Laursen 2001). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 (Tabel 3) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at de ansøgte fiskerier vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Løgstør Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Løgstør Bredning. Muslingefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Forstyrrelser fra skibstrafik, herunder muslinge- og søstjernefiskeri i området kan forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Løgstør Bredning.

Odder: Den seneste landsdækkende overvågning af odderens udbredelse i Danmark foretaget af i 2017 og viser, at odderen øger sin udbredelse over de sidste 15 år og har etableret egentlige ynglebestande på både Fyn og Vestsjælland (Miljøstyrelsen 2021). 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 H16, Løgstør Bredning er odderen vidt udbredt især i søer og åer i den nordlige del af H16 (Miljøstyrelsen 2021).

Odderen er følsom over for forstyrrelse, specielt i yngleperioden. Muslingefiskeriet foregår hele året, men typisk i god afstand til kysten, hvor odderen skjulested findes. Skibstrafik, herunder muslingefiskeri kan forstyrre odderne. De 15 fartøjer, der maksimalt vil være i ét produktionsområde ad gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af odderen lokalt i kortere perioder og dybdegrænsen for fiskeri på >5 m vil sikre, at der opretholdes en afstand til oddernes skjulesteder. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil imidlertid bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området.

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

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for odder. Imidlertid består odderens føde af mange forskellige fiskearter (Miljø- og Energiministeriet 1996), hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslingefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslinge- eller søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i Løgstør Bredning.

13 REFERENCER

- Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012) winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of sea Research* 72:106-112.
- 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.
- Bromhall K, Dinesen GE, McLaverty C, Eigaard OR, Petersen JK, Saurel C (2022). Experimental Effects of a Lightweight Mussel Dredge on Benthic Fauna in a Eutrophic MPA. *Journal of Shellfish Research*, 40(3):519-531. <https://doi.org/10.2983/035.040.0309>
- 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 bed-load 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.
- Carl H, Olesen TM (2012) Havlampret. I: Carl H, Møller PR (red.). (2012). Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum.
- Carl H, Riis TMO (2019) Havlampret. Statens Naturhistoriske Museum. I: Carl H, Møller PR(red.). Atlas over danske saltvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum. Online-udgivelse, december 2019.
- Carstensen J, Krause-Jensen D, Dahl K, Henriksen P (2008) Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683. <http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D. (2012) Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.

- Churchill, AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. *Aquat. Bot.* 16(1):21-29.
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2009) Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Basompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009.
- 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 RE (1978) Phenology of *Sargassum muticum* (Phaeophyta) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Syesis* 11, 1–9.
- Dinesen GE, Canal-Vergés P, Nielsen P, Filrup K, Geitner K, Petersen JK (2015) Effekter af blåmuslingefiskeri på bundfauna. DTU Aqua-rapport nr. 305-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 31 pp.
- Dolmer, P (2000a) Algal Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 43:113-119.
- Dolmer, P (2000b) Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 44:221-231.
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Dyckjær S, Hoffmann E (1999) Muslingefiskeri i Limfjorden. Havmiljøet ved årtusindskiftet. Ed. Lomstein BÅ. Fredensborg Olsen & Olsen.
- 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.
- Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011) Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 238.
- 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.
- 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.
- European Commission (2013) Manual of European Union habitats. EUR 28.

- 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.
- Fredshavn J, Nygaard B, Ejrnæs R, Damgaard C, Therkildsen OR, Elmeros M, Wind P, Johansson LS, Alnøe 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.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCroarty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.
- 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 JW, 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 (V Trenkel, Ed.). *J Appl Ecol* 56:1075–1084
- 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.

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.

Jennings S, Kaiser M J (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352.

Jepsen PU (1976) Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23.

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. Projekttitle: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.

Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755.

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.

Maar M, Larsen J, Saurel C, Mohn C, Murawski J, Petersen JK (2021). Mussel transplantation as a tool to mitigate hypoxia in eutrophic areas. *Hydrobiologia* 848:1553–1573. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04545-6>

Madsen FJ (1954) On the food habits of the diving ducks in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 2 (3): 157-266.

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>
- 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*: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljø- og Energiministeriet (1996) Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. ISBN: 87-7279-006-7.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2018) Dahl K, Petersen JK (eds). Definition af biogene rev. Miljøprojekt nr. 1992. ISBN: 978-87-7175-612-8.
- Miljøstyrelsen (2021) Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16 Habitatområde H16, Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljø- og Fødevareministeriet. ISBN: 978-87-7038-757-6.
- Miljøstyrelsen (2023) Natura 2000-plan 2022-2027 Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16. Habitatområde H16 Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. ISBN nr. 978-87-7564-464-3.
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011) Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.
- Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005) Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impact and habitat recovery. *Mar Ecol Prog Ser* 285: 57-73.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.

- Nielsen, P., Nielsen, M.M., Geitner, K. & Petersen, J.K. (2018) Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 330-2018. Institut for Akvatiske Resourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 58 pp. + bilag
- North WJ (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.
- Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København 1908.
- 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.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen JK (2008) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden. DMU notat juni 2008.
- Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M, Fox AD (2006) Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petersen JK, Maar M, Ysebart T, Hermann PMJ (2013) Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel activity. *Marine Ecology Progress Series* 490: 137-146.
- Petersen IK, Clausen P, Nielsen RD, Laursen K (2016a) Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder. Notat fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Petersen JK, Gislason H, Fittridge I, Saurel C, Degel H, Nielsen CF (2016b) Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan. DTU Aqua-rapport nr. 308-2016. 35 pp + bilag.

- Petersen JK, Brooks ME, Edelvang K, Eigaard OR, Göke C, Hansen FT, Kuhn J, Mohn C, Maar M, Olsen J, Pastor A, Stæhr PA, Svendsen JC (2020) Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs. DTU Aqua-rapport nr. 361-2020. 49 pp. + bilag
- Petraitis, P.S. & Methratta, E.T. (2006) Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *Jour Exp Mar Bio Ecol* 338:222-232.
- Polte P and 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.
- Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen JK, Nielsen CF, Christoffersen M, Kristensen PS (2010) Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning. DTU Aqua-rapport nr. 226-2010.
- 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.
- 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 freshwaters 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 PA, Nielsen MM, Göke C, Petersen JK (2019) Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation. DTU Aqua-rapport, No. 353-2019.
- Svane, I, Setyobudiandi, I (1996) Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. *Ophelia* 45: 39-53.
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. Fish. Tech. Rep. Ser. 48:30 p.
- Therkildsen OR, Andersen SM, Clausen P, Bregnballe T, Laursen K, Teilmann J. (2013) Vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områderne. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 52. <http://www.dmu.dk/Pub/SR52.pdf>
- Udenrigsministeriet (2019) Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslinge- og østersskrab og øvrig muslinge- og østersproduktion i og udenfor Natura 2000 områder.
- 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.
- 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, Strær PA, Pedersen MF (2000) Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, 43:31-39.
- Williams SL (1988) Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063.
- Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp

BILAG 1



Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri
Departementet

Bæredygtigt Fiskeri

J.nr.

Ref. MEMMO

Den 27. juni 2023

Anmodning om rådgivning – Blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning og Lovns Bredning for perioden 2023-2024

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri har modtaget vedlagte fiskeplaner (bilag 1 og 2) fra Centralforeningen for Limfjorden (CFL), Danmarks Fiskeriforening PO (DFPO) angående efter fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000-områderne Løgstør Bredning og Lovns Bredning for den kommende sæson 2023/2024. DTU Aqua anmodes om, i henhold til køreplanen for flerårige konsekvensvurderinger, at udarbejde konsekvensvurderinger for det ansøgte fiskeri efter blåmuslinger, og søstjerner i Løgstør Bredning og Lovns Bredning. Muslinge- og østerspolitikens målsætninger og præmisser skal anvendes i notatet – særligt niveauet for acceptabel kumulativ påvirkning, som er fastsat til 15 pct. GPS data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af kumulative påvirkninger. Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr (Black Box), anvendelse af den lette skraber, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr. område, beskyttelse af kortlagte stenrev og kortlagte biogene rev samt og fastsættelse af dybdegrænser 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 gendannelsestider for bundfauna, som fremgår af DTU Aquas rapport "Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skraberredskaber".

Blåmuslinger

DFPO/CFL har for området Løgstør Bredning ansøgt om et fiskeri efter 9.000 tons blåmuslinger netto. For området Lovns Bredning har DFPO/CFL ligelgedes ansøgt om et fiskeri efter 9.000 tons blåmuslinger netto. DFPO oplyser, at fiskeriet i begge områder vil foregå, hvor tætheden for så vidt muligt er over 1 kg/m². Der er tale om to samlede kvoter for fangst og omplantning fra produktionsområderne 20 og 21 (Lovns Bredning) samt 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 (Løgstør Bredning). Omplantningsfiskeriet for begge områder foretages fortrinsvis i områder med tæthed på over 2,5 kg/m².

DTU Aqua anmodes om at vurdere, om de ansøgte kvoter er bæredygtige for bestandene i områderne og/eller ift. arealpåvirkningen. Såfremt en kvote på 9.000 tons ikke er bæredygtig for bestanden og/eller ikke er i overensstemmelse med arealpåvirkningen, anmodes DTU Aqua om at fastsætte en bæredygtig kvote for det pågældende område, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i.

Søstjerner

Jf. bilag 3, har DFPO/CFL ansøgt om et fiskeri efter 500 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. DFPO/Cfl har ligeledes ansøgt om at fiske 5 tons søstjerner i Lovns bredning under samme forudsætninger. Med henblik på at minimere området der påvirkes af søstjernerfiskeriet, henviser DFPO/Cfl til, at fiskeri af søstjerner vil finde sted i de områder, hvor tætheden af søstjerner er størst mulig ud fra det vidensgrundlag, der opbygges under fiskeriet. Dybdegrænsen fastsættes til samme dybdegrænse som for muslingefiskeriet.

Udenfor natura2000 områderne ønskes der mulighed for at fiske 5.000 tons.

Frist: 21 august 2023

BILAG 2



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

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

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

Fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør Bredning 2023/2024

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura 2000-området Løgstør Bredning.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Løgstør Bredning i 2023 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri af 9.000 tons muslinger netto, dels fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller samt dels muslinger til brug for omplantning fra produktionsområde 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2023 – 1. juli 2024. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

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

Med henblik på at minimere området der påvirkes af muslingefiskeri, vil fiskeri af blåmuslinger i Lovns Bredning finde sted i de områder, hvor tætheden af fangstbare muslingerne for så vidt muligt er over 1 kg/m².

Fiskeriet af blåmuslinger til omplantning vil foregå i de områder hvor dette kan udføres så effektivt som muligt og gerne i områder med tætheder på over 2,5 kg/m².

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet efter blåmuslinger i Løgstør Bredning er reguleret af gældende bekendtgørelser der definerer de krav der stilles til et muslingefiskeri i Limfjorden. Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning i fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura 2000-området.

Siden 2012 er alle muslingefartøjer blevet udstyret med et GPS system (Blackbox system), der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri. Det nye system betyder at hver enkel fisker har en fuldstændig dokumentation for sit fiskeri og at selve fiskeriet efter muslinger i bredningen vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere, hvor der fiskes og effekter heraf.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/"Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/"Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 4 meter.

I Løgstør Bredning er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU-Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter foreslår erhvervet at disse delområder lukkes med kasser, der specifikt omkranser ålegræssets udbredelse, samt bufferzone der følger dybdegrænsen. Ålegræsset beliggende sydøst for Livø Tap bør beskyttes mere specifikt og ikke føre til en generel beskyttelse af hele Livø Tap følgende 6 meter kurven. Fiskeri efter muslinger kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra NaturErhverv styrelsens side for forekomst af ålegræs i fangster.

I forbindelse med fiskeri udsmitter fiskerne for så vidt muligt, de sten på 2-5 kilo der måtte være i fangsten. Foreningen MuslingeErhvervet vil i samarbejde med industrierne systematisk registrere mængden af sten, der landes fra Løgstør Bredning. Hvis denne mængde overstiger 100 tons i tilladelsesperioden, vil der for efterfølgende år blive lavet en handlingsplan i samarbejde med Miljøministeriet for genudlægning af sten.

Centralforeningen selvforvalter muslingefiskeriet, så der i områder med store forekomster af muslingeyngel eller lav kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, så områderne således ikke åbnes for fiskeri. Ligeledes vil fiskeriet blive indstillet i områder med en iltkoncentration i fiskeområdet på mindre end 4 mg ilt pr. liter i mere end 2 uger. Desuden køres der med et rotationsfiskeri i områderne, der dels forhindrer at fiskeriindsatsen bliver samlet i mindre områder af fjorden, og dels minimerer den visuelle påvirkning ved at drive muslingefiskeri i Limfjorden. Dette rotationsfiskeri regulerer indsatsen, så der maksimalt kan være 15 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Løgstør Bredning. Fiskerne til- og framelder produktionsområder, de fisker i hos NaturErhverv styrelsen, hvilket opretholder maks. 15 fartøjer i hvert produktionsområde.

Fiskeplan for søstjernefiskeri i Limfjorden 2023-24

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 2013-2022 i Limfjorden, vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 500 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 5 tons søstjerner i Lovns bredning under samme forudsætninger. I Nissum bredning ønskes der mulighed for et fiskeri på 1.500 tons søstjerner.

Udenfor natura2000 områderne ønskes der mulighed for at fiske 5.000 tons.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2023 – maj 2024

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 4 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.

BILAG 3

Udpegningsgrundlag for F12

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

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

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 12		
Fugle:	Kortnæbbet gås (T)	Lysbuget knortegås (T)
	Hvinand (T)	Toppet skallesluger (T)
	Dværgterne (Y)	Havterne (Y)

Miljøstyrelsen (2023)

BILAG 4

Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16 - Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 16		
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)	Klithede* (2140)
	Havtornklit (2160)	Grårisklit (2170)
	Klitlavning (2190)	Enebærklit* (2250)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Brunvandet sø (3160)
	Vandløb (3260)	Våd hede (4010)
	Tør hede (4030)	Enekrat (5130)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)	Hængesæk (7140)
	Kildevæld* (7220)	Rigkær (7230)
	Bøg på mor (9110)	Stilkeke-krat (9190)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter:	Havlampret (1095)	Stor vandsalamander (1166)
	Odde (1355)	Spættet sæl (1365)
	Damflagermus (1318)	

Miljøstyrelsen (2023)

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Øroddevej 80
7900 Nykøbing Mors

www.aqua.dtu.dk