



## Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018

Nielsen, Pernille; Nielsen, Mette Møller; Geitner, Kerstin; Petersen, Jens Kjerulf

*Publication date:*  
2018

*Document Version*  
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*

Nielsen, P., Nielsen, M. M., Geitner, K., & Petersen, J. K. (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018. Charlottenlund: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. (DTU Aqua-rapport; Nr. 329-2018).

## DTU Library

Technical Information Center of Denmark

---

### 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 på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018



**DTU Aqua-rapport nr. 329-2018**  
Af Pernille Nielsen, Mette Møller Nielsen,  
Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

# **Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018**

**DTU Aqua-rapport nr. 329-2018**

Af Pernille Nielsen, Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

## Kolofon

Titel: Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018

Forfattere: Pernille Nielsen, Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr.: 329-2018

År: August 2017

Reference: Nielsen, P., Nielsen, M.M., Geitner, K. & Petersen, J.K. (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 329-2019. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 59 pp. + bilag.

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

Download: [www.aqua.dtu.dk/publikationer/forskningsrapporter](http://www.aqua.dtu.dk/publikationer/forskningsrapporter)

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-249-4

## Indholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>RESUMÉ</b>	<b>5</b>
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
<b>2</b>	<b>INDLEDNING</b>	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>FORVALTNINGSGRUNDLAG</b>	<b>9</b>
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra LFST	9
3.2	Forvaltningen af muslingefiskeriet	9
<b>4</b>	<b>GENERELT OM LOVNS BREDNING</b>	<b>11</b>
<b>5</b>	<b>ÅLEGRÆS</b>	<b>12</b>
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	12
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	13
5.3	Data for ålegræs	15
5.4	Sigtddybde og udbredelse af ålegræs	20
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	21
<b>6</b>	<b>MAKROALGER</b>	<b>25</b>
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	25
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	27
6.3	Data for makroalger	28
6.4	Makroalger og sigtddybde	30
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	31
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	32
<b>7</b>	<b>BLÅMUSLINGER</b>	<b>33</b>
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	33
7.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lovns (1993-2017)	33
7.3	Blåmuslinger og sigtddybde	35
7.4	Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger	35
7.5	Biogene rev	35
<b>8</b>	<b>SØSTJERNER</b>	<b>36</b>
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	36
8.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	36
8.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Lovns Bredning (2013-2017)	37

8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	37
<b>9</b>	<b>STILLEHAVSØSTERS</b>	<b>39</b>
<b>10</b>	<b>BUNDFAUNA</b>	<b>40</b>
10.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	40
10.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	40
10.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna	41
<b>11</b>	<b>PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER</b>	<b>42</b>
11.1	Black box	42
11.2	Black box resultater	42
11.3	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	43
11.4	Iltforhold	46
11.5	Konklusion for kumulative effekter	47
<b>12</b>	<b>ANDRE BESKYTTELSESHENSYN</b>	<b>48</b>
12.1	Beskyttede fugle	48
12.2	Bilag IV-arter	49
<b>13</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>52</b>
<b>BILAG 1</b>		<b>60</b>
<b>BILAG 2</b>		<b>62</b>
<b>BILAG 3</b>		<b>65</b>
<b>BILAG 4</b>		<b>66</b>

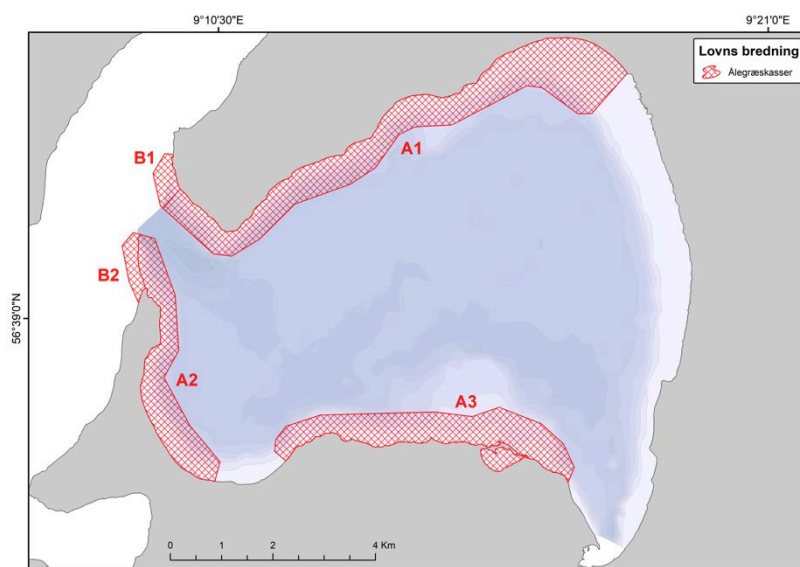
# 1 RESUMÈ

## 1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Habitatområde H30 og Fuglebeskyttelsesområde F14 Lovns Bredning og inkluderer naturtyperne 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" samt de marine arter 1540 sangsvane (*Cygnus cygnus*), 2180 Hvinand (*Bucephala clangula*), flodlampret (*Lampetra fluviatilis*), stavsild (*Alosa fallax*) odder (*Lutra lutra*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der ikke identificeret stenrev i Lovns Bredning, men der er identificeret biogene rev (Miljøministeriet 2014).

På anmodning af Landbrugs- og Fiskeristyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger til konsum og omplantning og 100 t søstjerner. Der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken og der er anmodet om, at der bliver udlagt ålegræskasser, hvor der er observeret ålegræs.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 8.000 t muslinger og 100 t søstjerner udenfor 3 ålegræskasser (A1-3) indenfor habitatområdet og på vanddybder >2 m udenfor ålegræskasserne ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



**Figur 1.** Konsekvensvurderingens grundlag. Den marine del af Natura 2000 område (H30) i Lovns Bredning. Ålegræskasserne A1-3 ligger indenfor habitatområdet og gældende for fiskerisæsonen 2017/2018, mens ålegræskasse B1 og B2 ligger udenfor habitatområdet.

Bestanden af blåmuslinger i H30 var i 2017 på  $82.994 \pm 24.385$  t blåmuslinger, hvorfor bestanden stort set er uændret i forhold til 2016. Den gennemsnitslige biomasse tæthed er estimeret til  $3,51 \text{ kg m}^{-2}$  for områder, hvor der er observeret mere end  $1 \text{ kg m}^{-2}$ . Et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger vil reducere bestanden med 10%. DTU Aqua vurderer at et fiskeri af 8.000 t muslinger vil være bæredygtigt og ikke påvirke udpegningsgrundlaget, så længe kravene om max. antal fiskebåde på 10 i et område af gangen fastholdes. Fiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af biogene rev i betydende grad.

Der blev fundet ålegræs på 2,5 m i Naturstyrelsens monitorering i 2016, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt enkelte frøspirede planter ud til 6 m. Baseret på målte sigtdybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 2,6 m i 2016. På baggrund af de omfattende transektundersøgelser anbefaler DTU Aqua, at der etableres 3 ålegræskasser omfattende en beskyttelseszone på 300 m omkring spredte bede. Der er ved fastlæggelse af ålegræskasserne kun i begrænset omfang taget hensyn til enkelte frøspirede planter, da disse har en meget ringe chance for overlevelse i Lovns Bredning. Et fiskeri med muslingeskraber og søstjernevod udenfor de foreslåede ålegræskasser og i resten af bredningen på vanddybder >2 m vil ikke 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 3,6 m i Naturstyrelsens monitoringer i 2016, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2016 fandt makroalger ud til 6 m, dog fortrinsvis filamentøse opportunistiske arter på de største vanddybder. Baseret på målte sigtdybder er den modellerede maksimale dybdegrænse i 2016 for brunalger 2,9 m og 3,4 m for andre arter. Ved kortlægningen af makroalger i 2013 blev der fundet makroalger på 79% af transekterne og fortrinsvis på lavt vand, men dog med makroalger på 11% af transekterne på 6 m. I 2016 blev der fundet makroalger på alle transekterne og makroalger på 38% af transekterne på 6 m dybde. De tætteste forekomster af makroalger blev fundet på 2-3 m vanddybde, hvor opportunistiske brun- og grønalger var mest dominerende, med forekomster på op til 25% af transekterne. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri udenfor de 3 foreslåede ålegræskasser samt i resten af bredningen på vanddybder >2 m ikke vil overlape væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Lovns Bredning. Derudover vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 10 i hvert fiskeområde.

Bestanden af søstjerner er estimeret til at være 33.800 t i hele Limfjorden, mens der i bestandstogtet i foråret 2017 ikke er observeret søstjerne i Lovns Bredning på vanddybder >3 m. Et fiskeri af 100 t vil fjerne 0,3% af bestanden af søstjerner i hele Limfjorden. DTU Aqua vurderer, at det ikke vil påvirke bestanden af søstjerner i en grad, så det truer artens overlevelse eller tilstedeværelse i bredningen eller i Limfjorden.

Der er ikke observeret stillehavsøsters i Lovns Bredning i forbindelse med DTU Aquas blåmuslingebestands-  
togt 2017.

Arealpåvirkning af det anmodede (8.000 t) muslingefiskeri samt søstjernefiskeri (100 t) er beregnet ud fra biomassetætheder på 3,51 kg m<sup>-2</sup> for blåmuslinger i Lovns Bredning. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H30 på 68,9 km<sup>2</sup> og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%.

Anmodet kvote for hhv. blåmuslinger og søstjerner	Biomasse tæthed (kg m <sup>-2</sup> )	Total arealpåvirkning (km <sup>2</sup> )	Total arealpåvirkning (%)
8.000 t blåmuslinger	3,51	3,5 km <sup>2</sup>	5,1%
100 t søstjerner	-	-	Max 1%

Der er bundfauna i hele Lovns Bredning om end denne vil være stærkt præget af de hyppige forekomster af iltsvind i området. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1-2 år.



Fødebehovet for hvinand i Lovns Bredning kan estimeres til 6.580 t blåmuslinger eller 8% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner ikke vil påvirke hvinand eller de andre beskyttede arter sangsvane, spættet sæl, stavsild, odder og flodlampret. Der blev ikke landet sten i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2016/2017. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette skraber har en let konstruktion og vil formodentligt ikke kunne fiske i områder med store sten.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri efter 8.000 t er på  $3,5 \text{ km}^2$  svarende til 5,1% af arealet af H30 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på  $3,51 \text{ kg m}^{-2}$ . I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Arealet, der bliver påvirket af det planlagte søstjernefiskeri er angivet til maksimalt at påvirke 1%. Tidligere sæsoners muslingefiskeri er alle baseret på black box data (se nedenstående tabel). Den samlede kumulative arealpåvirkning for de enkelte økosystemkomponenter kan ses i nedenstående tabel. Arealpåvirkningen for hver af de fire økosystemkomponenter overskrider ikke den maksimale tilladte på 15%.

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna angivet som procentdel af arealet der påvirkes er beregnet via black box data. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 2 år. Den kumulerede arealpåvirkning er beregnet i henhold til gendannelsestid ud fra de foregående års arealpåvirkning (black box data) + estimeret påvirkning ved den kommende sæsons fiskeri af 8.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner (grå kolonne). Arealet af Lovns Bredning er  $68,9 \text{ km}^2$ . Der er i beregningerne taget højde for makroalgernes heterogene fordeling. Til arealpåvirkning for makroalger ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri af 100 t.

	Gendannelsestid (år)	2013/14 (%)	2014/15 (%)	2015/16 (%)	2016/17 (%)	Estimat for 2017/18 (%)	Kumuleret (%)	Søstjerner (%)
<b>Blåmusling</b>	3			1,3	1,0	5,1	7,4	0
<b>Makroalger</b>	>5	1,0	0,1	0,6	0,3	1,6	3,6	Max 1
<b>Bundfauna</b>	2				1,0	5,1	6,1	0
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0	0	0

## 2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for et fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området i Lovns Bredning (N30). Udgangspunktet for vurderingen er udpegningsgrundlaget, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F14 og habitatbeskyttelsesområde H30, muslingepolitikken samt konsekvensvurderingsanmodningen (Bilag 1), som Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (LFST) har fremsendt på baggrund af fiskeplanerne fremsendt af Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (Bilag 2) og det afholdte møde mellem LFST, fiskerierhvervet og DTU Aqua d. 13. juni 2017.

Ifølge Fiskeriloven (Lovbekendtgørelse 764 af 19/6 2017 §10e) kan tilladelse til fiskeri i Natura 2000 områder meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet, defineret som: *”en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus”*. Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en konsekvensvurdering af aktivitetens betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til LFSTs anmodning (Bilag 1). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 926 af 27/6/2016 om udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Natura 2000 planen gældende for 2016-2021 for området i Lovns Bredning blev offentliggjort i april 2016. De forskellige marine naturtyper er delvist kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, men der er ikke udarbejdet en vurdering af tilstanden af de marine naturtyper i basisanalysen for Natura 2000 området Lovens Bredning (Miljøministeriet 2014), hvorfor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt i nærværende konsekvensvurdering. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal, som senest er blevet revideret i 2016 (Petersen et al. 2016a). De reviderede måltal er anvendt i konsekvensvurderingen. 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 Lovns Bredning er denne konsekvensvurdering baseret på DCEs vurdering af *”stærk ugunstig bevaringstilstand af alle marine naturtype”* (Fredshavn et al. 2014). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens generelle vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurdering består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, mens Miljøstyrelsen Midtjylland har været kontakten i forhold til at sikre, at analysen 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 for hvinand i Limfjorden (Clausen et al. 2009). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H30, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.

### 3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

#### 3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra LFST

Danmarks Fiskeriforenings Producent Organisation og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området Lovns Bredning for fiskerisæson gældende fra 1. september 2017 til 1. juli 2018. I fiskeplanerne fremsættes der forslag om en samlet kvote for fangst og omplantning på 8.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner. Fiskeri af blåmuslinger til konsum (skallængde >4,5 cm) vil finde sted i områder, der har biomassetæthed større end 1 kg m<sup>-2</sup>, mens fiskeri af blåmuslinger til omplantning vil foregå, hvor biomassetætheden er større end 2,5 kg m<sup>-2</sup>. Derudover vil der ikke blive fisket blåmuslinger på lavere vanddybder end 2 m. 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 LFST (anmodning fremgår af Bilag 1) om, at der skal tages udgangspunkt i muslingepolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette muslingeskaber, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten, max 10 fartøjer pr. område samt fastsættelse af en dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs.

I afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger er der som udgangspunkt anvendt den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger. LFST har anmodet om, at black box data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af den kumulative påvirkning.

Desuden for blåmuslinger: *"DTU Aqua anmodes om, at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 8.000 tons ikke er bæredygtig for bestanden, eller hvis denne kvote vil medføre for stor kumulativ arealpåvirkning, jf. de 15 pct., bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i. DTU Aqua anmodes om, at udlægge ålegræskasser, hvor ålegræs er observeret/kan etablere sig, således at fiskeri kan tillades indtil 2 meter vanddybde, hvor der ikke er ålegræs".*

For søstjernefiskeri anmodes om følgende: *"Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen er fastsat til samme dybdegrænse, som for muslingefiskeriet".*

Derudover har LFST anmodet om en vurdering af: *"om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området Lovns Bredning vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes angive, hvorvidt det vil være muligt at udpege sådanne områder. Fiskeri efter stillehavsøsters i disse områder skal ikke medregnes i arealpåvirkningen, men skal opgøres separat".*

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

#### 3.2 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 764 af 19/06/2017 og bekendtgørelse nr. 1475 af 01/12/2016. Udover de lovmæssige reguleringer fastlagde det tidligere Ministerium for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri 2013).

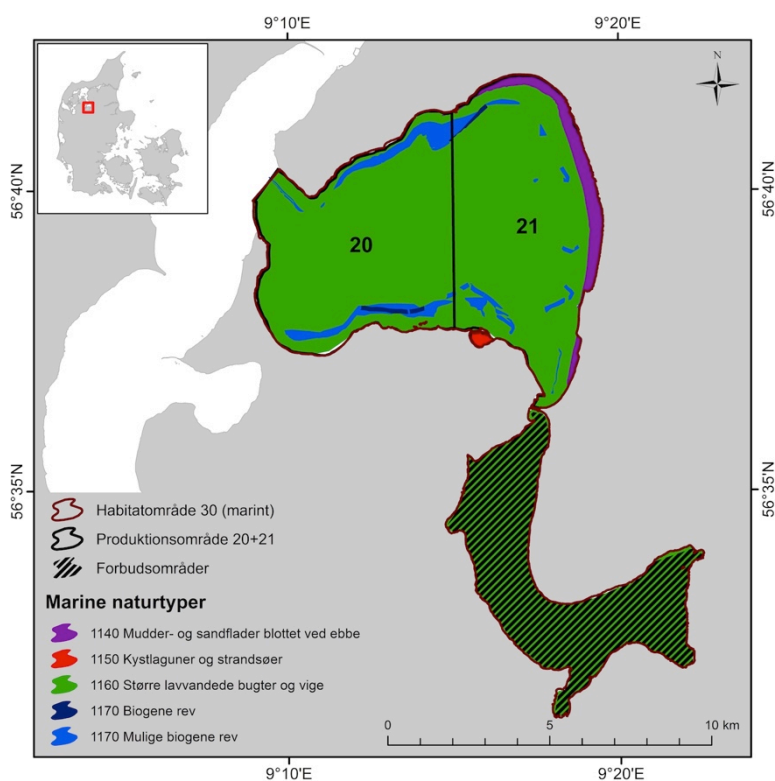
Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- 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 ved fiskeri af muslinger i Natura 2000 områder, skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af økosystemkomponenterne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna.

## 4 GENERELT OM LOVNS BREDNING

Produktionsområderne 20 og 21 i Lovns Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår 2 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdets marine del (Bilag 3). I Habitatområdet indgår fire marine naturtyper i udpegningsgrundlaget (Bilag 4): 1140 "Mudder- og sandflader", 1170 "Rev", 1150 "Kystlaguner og strandsøer" og 1160 "Lavvandede bugter og vige" med et areal (inklusive Hjarbæk Fjord) på henholdsvis 3,6 km<sup>2</sup>, 4,3 km<sup>2</sup>, 0,3 km<sup>2</sup> og 84,6 km<sup>2</sup> (Figur 2). Naturtyperne "Mudder- og sandflader" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150) ligger på så lavt vand, at der ikke vil være en påvirkning af et muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt som biogene rev i Lovns Bredning, hvorfor der i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev (afsnit 7.5).



**Figur 2.** Lovns Bredning. Udbredelse af naturtyperne Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140), Kystlagune og Strandsøer (1150) og Større lavvandede bugter og vige (1160). Konsekvensvurderingen omfatter ikke de to første naturtyper. Naturtypen Rev (1170) udgøres af biogene rev. Der fiskes ikke i den andel af H30 som ligger i Hjarbæk Fjord, og denne del indgår derfor ikke i fiskeplanerne eller konsekvensvurderingen.

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Lovns Bredning (N30). Data for nøgleorganismerne blåmuslinger, ålegræs, makroalger og søstjerner baserer sig hovedsageligt på DTU Aquas egne data samt historiske data, mens miljøtilstandsdata og data vedrørende beskyttede arter primært er indsamlet fra det nationale overvågningsprogram NOVANA.

## 5 ÅLEGRÆS

### 5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

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

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum et al. 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, fx sandorm (*Arenicola marina*). Sandorm fouragerer i sedimentet og deres tilstedeværelse er især kritisk for ny- eller svagt-etablerede ålegræsbede, hvor frø og spirer kan blive begravet, eller nye skud kan rives løs, som følge af sandormens aktivitet i sedimentet (Valdemarsen et al. 2011).

Ålegræssets tilstand i Limfjorden er overordnet præget af mange års eutrofiering med de deraf afledte effekter i form af reduceret lysgennemtrængning, øget forekomst af iltsvind og ændrede sedimentforhold, der har medført en betydelig tilbagegang i forekomsten sammenlignet med forholdene før ålegræsnygen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). Da Lovns Bredning er et af de områder, der er mest påvirket af eutrofieringen (Markager et al. 2006), kan det antages, at ålegræssets aktuelle tilstand i bredningen i høj grad er et resultat af eutrofieringen. En analyse af tilstanden har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985-2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al. 2006). Tilbagetrækningen af ålegræssets udbredelse til lavere vanddybder er i tråd med det generelle mønster for ålegræs i kystnære danske farvande i perioden 1889-2007/2008, hvorimod der i den efterfølgende periode og frem til 2013 har været en væsentlig fremgang at spore for såvel den maksimale og den gennemsnitlige dybdegrænse (Rieman et al. 2016).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtddybde, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøbærende planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på  $<30 \text{ cm år}^{-1}$  (Olesen og 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 overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Churchill 1983, Hootsmans et al. 1987, Harrison 1993, Olesen og Sand-Jensen 1994, Olesen 1996, Valdemarsen et al. 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen and 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 belyste, 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 effekter: Direkte påvirkning af redskabet og indirekte som følge af resuspension af sediment.

**Direkte effekter:** Muslingskrab kan forårsage skade på ålegræsbestande gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpøljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan and Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment, som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af 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 muslingskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første forekommer der sjældent større forekomster af muslinger i tætte ålegræsbede, effektiviteten af skraber er endvidere meget lav i ålegræsbede, og endelig vil der med udgangspunkt i Landbrugs- og Fiskeristyrelsens anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Lovns Bredning ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster.

Bede af havgræsser, fx ålegræs, kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader fx forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Dawes et al. 1997, Ærtebjerg et al. 2003). Lang regenereringstid vurderes især at være gældende i områder, hvor ålegræssets udbredelse og overlevelse i forvejen er udfordret af dårlig vandkvalitet, som det er tilfældet i Limfjorden (Neckles et al. 2005). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring af vandkvaliteten og deraf følgende større sigtdybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskabstypen, og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraber er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation for, hvor dybt den lette muslingskraber går i sedimentet, og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning. Den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, og det kan derfor antages, at den vil have en generel mindre påvirkning og maksimalt vil skrabe i samme dybde som hollænderskraber. 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 og disse var endvidere heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

Der findes ingen studier af effekter af søstjernevod på ålegræs. Søstjernevodet er et betydeligt lettere redskab uden en ramme. 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 vil således forventeligt gøre mindre skade på ålegræsset. Det vil sandsynligvis skade frøspirede planter og nye skud, men ikke frøpuljen.

**Indirekte effekter:** Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirede planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekoloniseringen af infauna (Robinson et al. 2005).

Sigt dybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan dermed på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Muslingskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann og 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 skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingskraber. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette muslingskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Lovns Bredning som beskrevet i Landbrugs- og Fiskeristyrelsens bestillingsskrivelse (Bilag 1). Ved brug af skrabere 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 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 km<sup>2</sup> (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabeområdet 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 skrabeområdet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin og Shaul 1980, Ruffin 1995). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Studier af naturligt

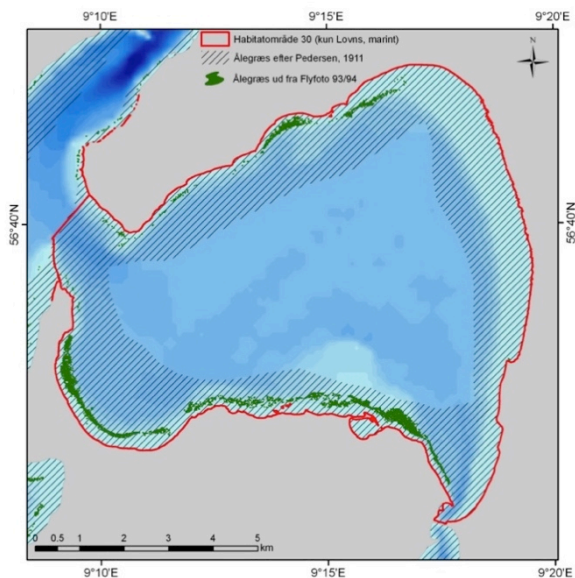


suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på 10-15 cm sek<sup>-1</sup>, hvilket er i den højere ende i Limfjorden, vil det suspenderede materiale bevæge sig langs bunden ca. 600 m i løbet af omkring 2 timer før det sedimenterer igen. Foreløbige studier udført af DTU Aqua har vist, at visse sedimenttyper fra Limfjorden ved resuspension kan forblive i vandsøjlen i op til 3-4 dage og lede til en spredning fra 300 m til 3,3 km. De foreløbige undersøgelser gennemført af DTU Aqua har vist, at en betydende effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrabesporet. DTU Aqua arbejder pt. på at kvantificere betydningen af sedimentspredning yderligere, men forsøgene er ikke tilendebragt. Ved fiskeri i Lovns Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingskraber. 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. Der er dog ingen undersøgelser, der dokumenterer den præcise betydning af den lette skraber for resuspension.

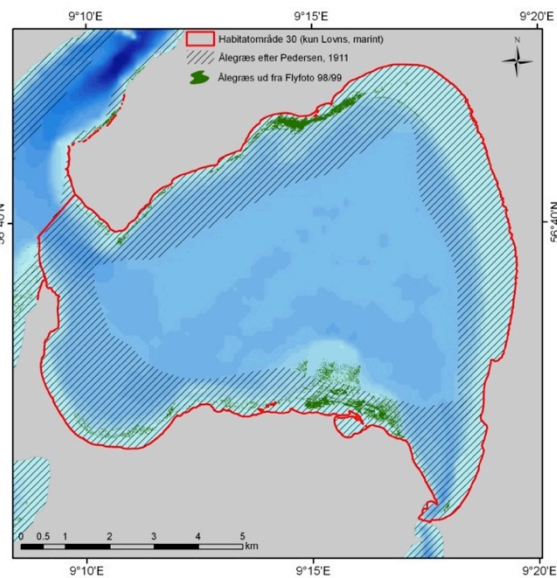
### 5.3 Data for ålegræs

I starten af forrige århundrede undersøgte CGJ Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Petersen et al. 1911). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1911 var udbredt ned til 7-8 m dybde ved indløbet til Lovns Bredning (Figur 3 og Figur 4). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Lovns Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

I årene 1993/94 og 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i hhv. Figur 3 og Figur 4. 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.

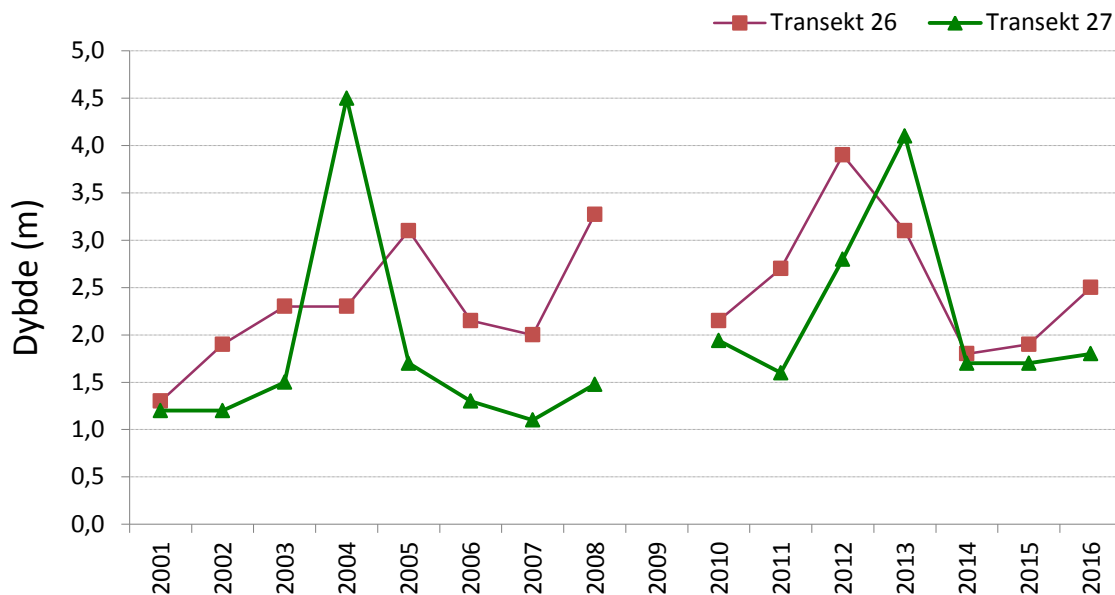


**Figur 3.** Historisk udbredelse af ålegræs. Sort skravering (Petersen et al. 1911). Ålegræssets udbredelse i 1993/94 er målt via flyfotos af DMU (grønt). Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring.



**Figur 4.** Historisk udbredelse af ålegræs. Sort skravering (Petersen et al. 1911). Ålegræssets udbredelse i 1998/99 er målt via flyfotos af DMU (grønt). Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring.

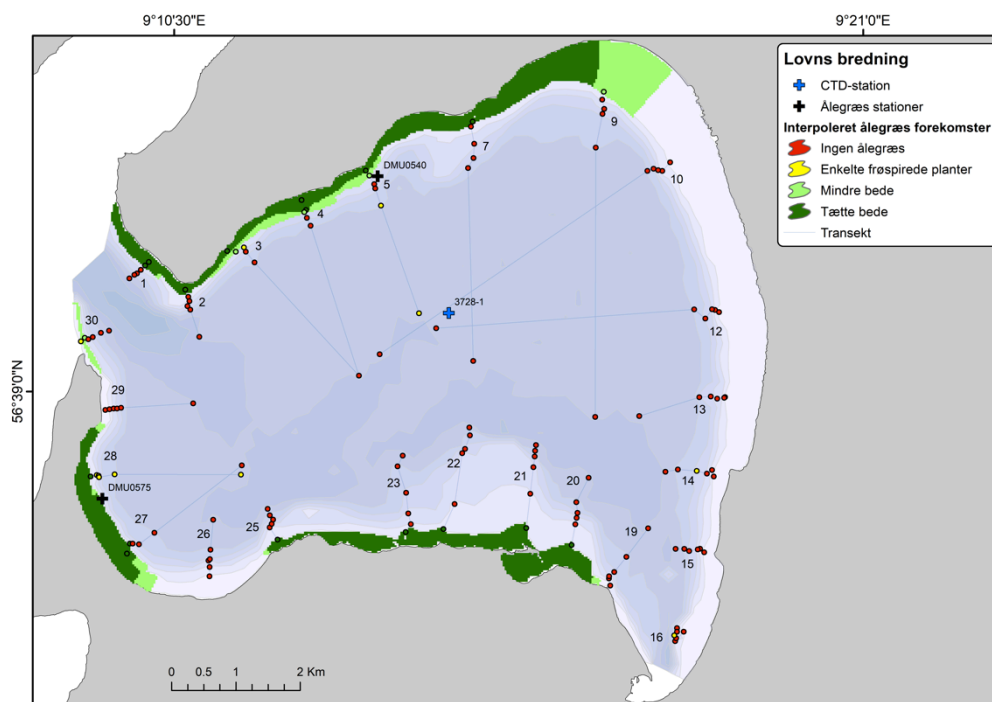
Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer. Relevant for Natura 2000 området Lovns Bredning er primært de to stationer/transekter Transekt 26 (DMU0540) og Transekt 27 (DMU0575) som er angivet på Figur 6.



**Figur 5.** Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse 2001-2016 på transekt 26 og 27 indenfor Natura 2000 området i Lovns Bredning (Data: NOVANA-programmet). Ålegræsset blev ikke monitoreret i Lovns Bredning i 2009.

Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Lovns Bredning i 2016 var 2,5 m på transekt 26 og 1,8 m på transekt 27, hvilket er et fald for begge transekter i forhold til 2013 (Figur 5).

DTU Aqua har foretaget videomonitering af ålegræsset i Lovns Bredning siden 2009 (Poulsen et al. 2010). I 2016 omfattede videomoniteringen i alt 144 stationer fordelt på 24 transekter og omfattede vanddybder på 1-6 m. På hver dybde langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD-videokamera trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekonturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) tætte sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte bede og 1) enkeltstående frøspirede planter. Efterfølgende er data blevet analyseret således, at områder med ålegræs er kortlagt via interpolation vha. "spline with barriers technique" i ArcGIS. Denne type interpolation blev valgt, idet det antages, at stationer på samme dybde har flere ligheder end stationer med forskellige dybder, hvilket understøttes af videoobservationer (for yderligere detaljer se Canal-Vergés & Petersen 2015). I Figur 6 er tætte sammenhængende bede vist med mørkegrønt og mindre bedeforekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter (gule), da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Lovns Bredning.



**Figur 6.** Forekomsten af ålegræs på 24 transekter i Lovns Bredning i 2016, hvert bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 (mindre bede) og 3 (tætte bede), men ikke 1 (enkelte frøspirede planter). Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund. Billedbredden på videokameraet var ca. 50 cm. Blå og sorte kors indikerer hhv. DCE's CTD- og ålegræsstationer.

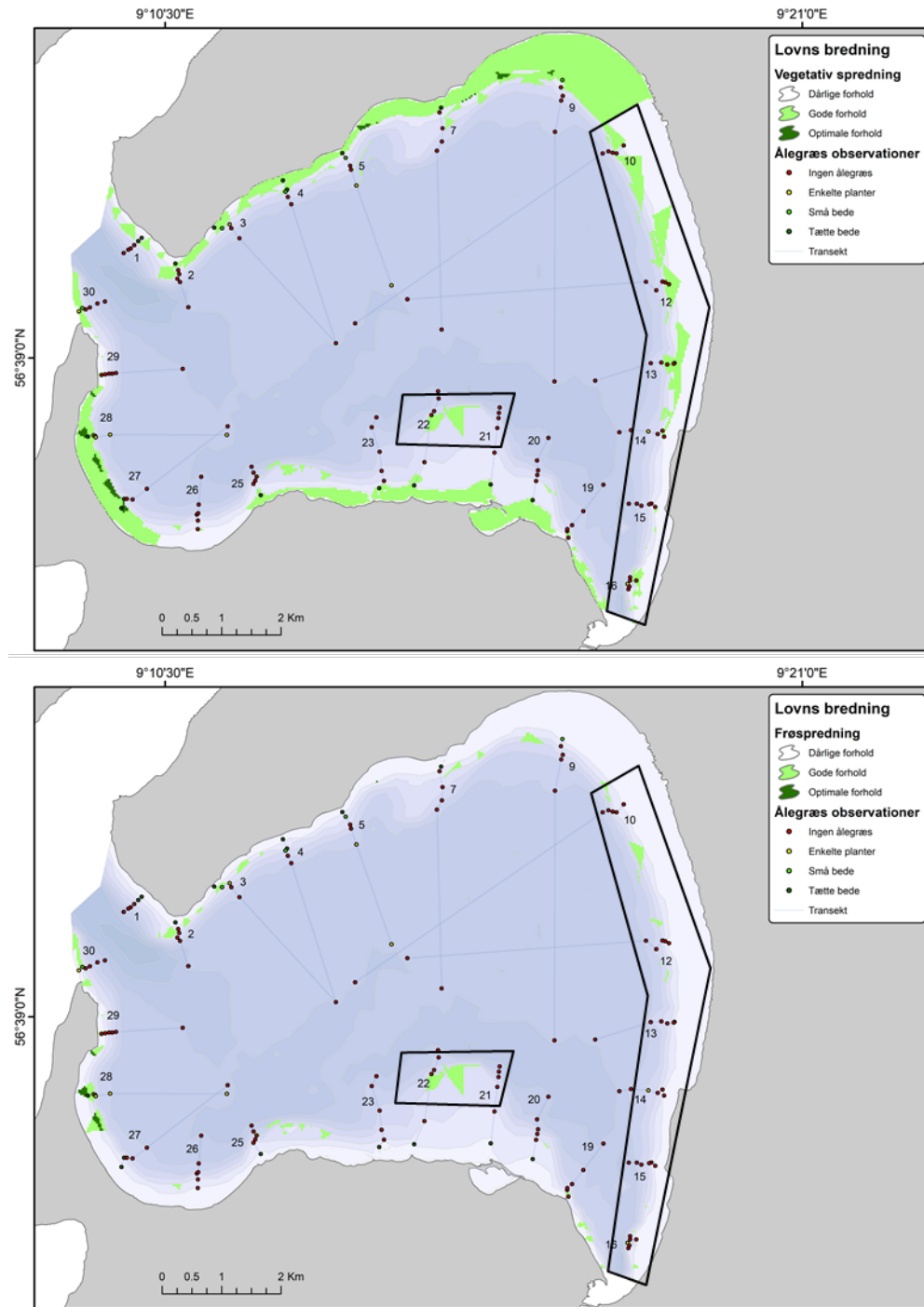
På 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m vand blev der observeret ålegræs i en af de tre kategorier på henholdsvis 63%, 29%, 13%, 8%, 8% og 13% af transekterne i 2016. På 4, 5 og 6 m var der udelukkende tale om enkeltstående frø-

spirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 6 m omend det gælder udelukkende for frøspirede planter med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al. 2010). Dybdegrænsen for reelle ålegræsbede er 3 m og blev fundet i den nordlige del af bredningen (transekt 4).

DTU Aquas omfattende bestandsundersøgelser af ålegræs i Lovns Bredning foregik i maj 2016. 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. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Lovns Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud og der kan derfor fra år til år være forskel mellem maksimal dybdeudbredelse på de enkelte transekter. Dette forhold kan primært forklares med forekomst af frøspirede planter, der i større afstande fra de etablerede bede har svært ved at overleve. Ålegræsbestanden i bredningen er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering til og gen-etablering af bestanden i bredningen kan ske.

På baggrund af den omfattende kortlægning af makroalger (afsnit 6) og ålegræs i Lovns Bredning siden 2009, har DTU Aqua medvirket til udvikling af en model til at vurdere potentialet for ålegræssets re-kolonisering i bredningen (Canal-Vergés et al. 2016). Modellen baseres på 9 miljøparametre, der hver udgør et lag i en vægget *overlay* model (ArcGIS). Parametrene omhandler miljømæssige faktorer, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering, såsom sedimentets stabilitet, lys- og iltforhold, samt tilstedeværelsen af makroalger, sandorm og ålegræs. Disse kategoriseres 1-5, og repræsenterer forhold gående fra meget dårlige til optimale for ålegræssets vækst og udbredelse (for yderligere oplysninger henvises til Canal-Vergés et al. 2016 og Flindt et al. 2016). En parameter, der ikke er inkluderet i modellen, grundet manglende pålideligt datagrundlag, er nedslag af muslinge yngel. DTU Aqua vurderer, at konkurrencen om plads fra muslinge yngel kan påvirke udbredelsen af ålegræs, hvor forekomsten af muslinge yngel er høj som fx i Lovns Bredning, og dette bør medtages ved tolkning af modelresultaterne.

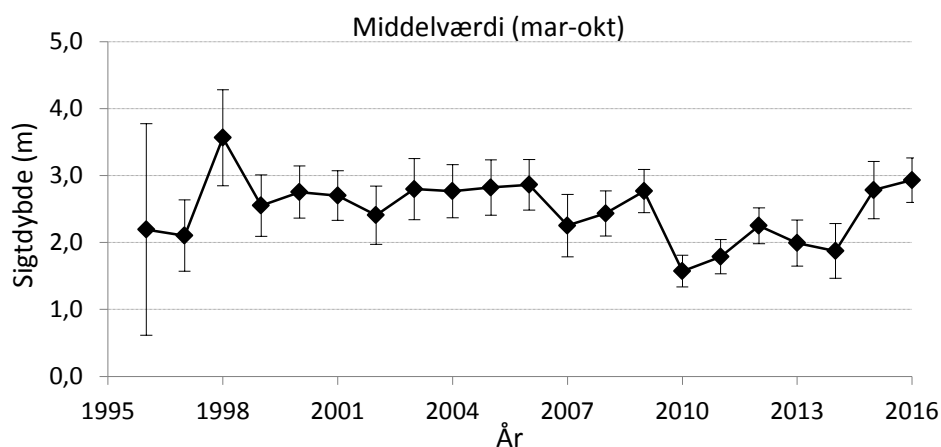
Modellen resulterer i dels kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved vegetativ vækst (eller alternativt ved transplantation af voksne planter) og dels i kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering via frøspredning, hvori der endvidere tages højde for en højere følsomhed hos frøspirede planter for visse miljømæssige parametre (Figur 7). Sammenholdt med de observerede forekomster (Figur 6) er der afvigelser i to overordnede områder i bredningen (markeret med sorte kasser). Her vurderes forholdene i modellen for ålegræssets re-kolonisering for såvel vegetativ spredning som frøspredning at være gode, men alligevel er der ikke ålegræs i områderne. Det er DTU Aquas erfaring, at der i disse områder er tætte nedslag af muslinge yngel, som ligger så tæt, at de kan begrænse koloniseringen af ålegræsset. Resultatet understreger nødvendigheden af en videre udvikling af modellen for denne specifikke bredning, således forekomsten af muslinge yngel, der konkurrerer med ålegræsset om egnet substrat inddrages som et ekstra lag i modellen.



**Figur 7.** Modellering af ålegræssets mulighed for re-kolonisering i Lovns Bredning ved henholdsvis vegetativ spredning (eller alternativt ved transplantation af voksne planter) (øverst) og ved frøspredning (nederst). Modellen er baseret på i alt 9 miljøparametre, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Mørkegrønne og lysegrønne områder markerer områder, der er henholdsvis optimale og gode for ålegræssets etablering. De sorte rammer indikerer områder, hvor modellen afviger fra de reelle forekomster i bredningen baseret på videomonitoring i bredningen i maj 2016.

## 5.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer af amter/miljøcentre/Naturstyrelsen. Af disse ligger én station (3728-1) inden for Natura 2000 området i Lovns Bredning (se Figur 6 for placering), hvorfra der findes målinger af sigtdybde siden 1980. Figur 8 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1996-2016 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor er den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002).



**Figur 8.** Den gennemsnitlige sigtdybde ( $\pm 2$  S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3728-1 i perioden 1996-2016. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned i perioden marts-oktober ( $n = 4-37$  per år) (Data: NOVANA-programmet).

Sigtdybden har generelt igennem perioden 1996-2009 ligget mellem 2-3 m, men faldt i 2010 til 1,6 m, hvilket er det laveste niveau målt siden 1996. I den efterfølgende periode frem til 2015 har sigtdybden ligget omkring 2 m. I 2016 var sigtdybden  $2,9 \pm 0,6$  m (gennemsnit  $\pm 2$  S.E).

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Nielsen et al. 2002, Krause-Jensen et al. 2008). 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 af Naturstyrelsen Midtjylland i 2016 var i Lovns Bredning i gennemsnit 2,9 m i periode marts til oktober. På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 2,6 ( $\pm 1,0$ ) m (gennemsnitsdybde  $\pm$  standardafvigelse) ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2016 for levende ålegræs var 2,5 m på Naturstyrelsens stationer og 6 m i DTU Aquas undersøgelser, som dog kun gælder enkeltstående frøspirede planter, mens reelle bede findes ud til 3 m.

Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lovns Bredning i perioden 2010-2016. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybderne for 2010-2016 er fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. de nationale overvågningsstransekter i NOVANA-programmet og DTU Aquas transekter. \*Gælder enkeltstående frøspirede planter - dybdegrænsen for reelle bede var 3 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Sigtdybde (m)	1,6	1,8	2,3	2,0	1,9	2,8	2,9
Observeret dybdegrænse NST (m)	5,0	2,7	3,7	4,1	1,7	1,9	2,5
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	5	-	5	6	6	4	6*
Model-estimeret dybdegrænse (m)	1,6	1,8	2,1	1,9	1,8	2,5	2,6

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 næringssalte (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 modelberegne dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser i Lovns Bredning i alle år været større end de modelestimerede (Tabel 1).

## 5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

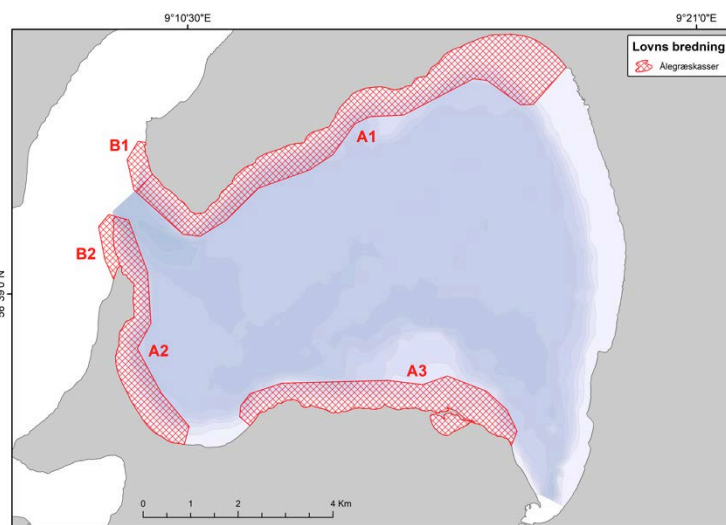
I anmodningen om konsekvensvurdering af et fiskeri af blåmuslinger i habitatområde H30, Lovns Bredning, har LFST lagt op til, at fiskeriet reguleres af ålegræskasser, hvor fiskeri er forbudt, mens fiskeri udenfor ålegræskasserne er reguleret af en dybdegrænse, hvor fiskeri er tilladt på vandybder >2 m. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse har DTU Aqua fastlagt 3 sammenhængende områder (A1-3, Figur 9) indenfor habitatområdet, hvor der er forekomst af ålegræs i spredte bede, med en tilhørende 300 m bufferzone omkring bedene. Imidlertid strækker ålegræskasserne sig også udenfor habitatområder, hvorfor disse områder er angivet med to separate kasser (B1 og B2, Figur 9) Kasserne er valgt på baggrund af den reelle monitoring og ikke på baggrund af modellen, da denne for nuværende overestimerer potentialet for ålegræssets kolonisering i visse dele af Lovns bredning (se afsnit 5.3). Kasserne er valgt som sammenhængende områder uanset dybdegrænser og at bedene forekommer spredt indenfor hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 300 m fra bedene er valgt på baggrund af studier af sedimentspredning i forbindelse med fiskeri (se 5.2). Der er ved ålegræskassernes udformning ikke i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter, da disse generelt har meget ringe chance for overlevelse. DTU Aquas forslag til ålegræskasser indenfor habitatområdet er som følger (se også Figur 9):

Koordinater for de tre ålegræskasser indenfor habitatområdet:

A1	56,69265545180	9,30508259771
	56,68561908030	9,29369280902
	56,68557382160	9,28928179225
	56,69020343100	9,27796075387
	56,69053261840	9,27311158989
	56,68372497650	9,24913803127
	56,68340946610	9,23744913741
	56,68208319340	9,23233836748
	56,67626473370	9,22475407392
	56,67337884480	9,21673578720
	56,66994024080	9,19908014930
	56,66382493560	9,18788557116
	56,66085878270	9,17900820164
	56,66125399780	9,17319625174
	56,66924402510	9,15723859004
	56,67264165970	9,16257869736
56,67265855050	9,16267088314	
A2	56,66399834090	9,15447919392
	56,65408442090	9,16098375499
	56,64435694800	9,16204896056
	56,63960688650	9,15737027590
	56,63114631350	9,16560818854
	56,62482384840	9,17510869249
	56,62140572200	9,17344268490
	56,66466984350	9,15005137806
	56,66399834090	9,15447919392
A3	56,63422283650	9,26383295434
	56,63134905400	9,27715605869
	56,62776491530	9,28424720295
	56,62366622570	9,28769058526
	56,62095914530	9,28564753416
	56,62494373540	9,19597646329
	56,62666181780	9,19245025729
	56,62869437840	9,19281155149
	56,63102709740	9,19612784481
	56,63296047350	9,20695642136
	56,63345612110	9,24328757010
	56,63262342660	9,25533541076
	56,63422283650	9,26383295434



I forhold til sæsonen 2013/14 er der sket en udvidelse af ålegræskasse A1 i den nordlige del af bredningen, da ålegræsset har udvidet sin udbredelse her. Derimod er ålegræskasse A3 i den sydlige del reduceret en smule i den østlige ende.



**Figur 9.** Placering af de tre ålegræskasser (A1-A3) i habitatområdet i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2017/18, hvor der af hensyn til ålegræsset foreslås forbud mod fiskeri. Ålegræskasse B1 og B2 ligger udenfor habitatområdet.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med den lette muslingeskraber i Lovns Bredning på vanddybder  $>2$  m og udenfor de angivne ålegræskasser (A1-A3) ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H30. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2016 vil således ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet med skraberende redskaber kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i LFSTs anmodning om brug af den lette muslingeskraber, max. 10 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter blåmuslinger i 3 ålegræskasser samt på vanddybder  $>2$  m udenfor ålegræskasserne.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Lovns 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, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

Fiskeri af søstjerner vil anvende 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 voddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden. Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 100 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtddybden i Lovns Bredning.

Opfiskning af op til 8.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtddybden i Natura 2000 området, da fiskeriet primært vil foregå i områder med meget store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Lovns Bredning. Konklusionen er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber ikke er kvantificeret. Imidlertid vil den lette muslingeskraber med overvejende sandsynlighed medføre en betydelig mindre resuspension end hollænderskraberen.

## 6 MAKROALGER

### 6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

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

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringssalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan potentielt udskygge øvrige arter (Valiella 1997, Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Bergamasco et al. 2003, Nielsen et al. 2002). I eutrofierede områder som Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fast-hæftede, ikke-opportunistiske arter (Carstensen et al. 2008). De ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010, Höffle et al. 2012).

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

I basisanalysens vurdering bliver butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) nævnt som en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Lovns Bredning blev der i de detaljerede studier udført i 2012 og 2013 kun fundet sargassotang på ét transekt i den sydlige del af bredningen i 2012, hvorimod arten i 2016 blev fundet på 25%

af transekterne. Sargassotang er derfor i fremgang i bredningen og kan på sigt blive en betydende økosystemkomponent.

Det er tidligere vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende faunaarter (Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008), hvorimod der i et nyere studie blev fundet en reduktion i artsrigdommen i den tilknyttede fauna (Salvaterra et al. 2013). Andre resultater har vist forskellige artssammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen et al. 2013). Wernberg et al. (2000) viste på den anden side, at sargassotang i Limfjorden kan udkonkurrere den hjemmehørende skulpetang (*Halidrys siliquosa*). Andre har ligeledes fundet negative effekter af sargassotang i form af nedgang af hjemmehørende arter af brun- og rødalger i tætte bestande af sargassotang som følge af udskygning (Britton-Simmons 2004). Den økologiske effekt af sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være et alternativt habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. Mere forskning er nødvendig for at kunne afdække disse forhold. DTU Aqua tager i konsekvensvurdering af trusler mod makroalger ved fiskeri i Lovns Bredning udgangspunkt i fastsiddende, ikke-invasive og ikke-opportunistiske makroalger.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx Møhlenberg et al. 2008 for henvisninger). 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 makroalgensamfund (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 kilde 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 tørvægt/m<sup>2</sup>. På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m<sup>2</sup>. I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl *pers. com.*). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m<sup>2</sup>, mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m<sup>2</sup> og dækningsgrader mellem 50 og 90% (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Normal praksis for muslingefiskeri i Limfjorden med 2-3 års intervaller mellem genbesøg vil således kunne give mulighed for genetablering dog afhængigt af den aktuelle artssammensætning (Watling & Norse 1998). Imidlertid vil tab af struktur-dannende elementer medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med den invasive sargassotang. 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 skrabeområde, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

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

Ved muslingeskrab 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 enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al. 2010). Fiskeriet er pålagt at genudlægge sten  $\geq 2$  kg i det område, hvor de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestand kan potentielt give hurtigtvoksende makroalgearter (herunder invasive arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem. Da primærproduktionen i Lovns Bredning i forvejen er domineret af planktonalger og opportunistiske makroalger, vurderer DTU Aqua, at denne effekt ikke er betydende her.

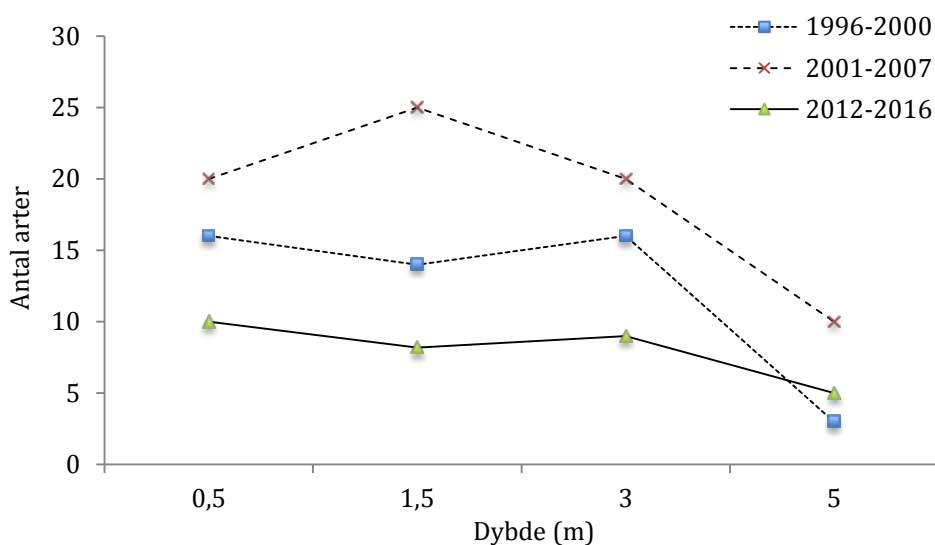
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. De bliver dels ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet og de har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske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

**Indirekte effekter:** Makroalgerens udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingeskrab 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).

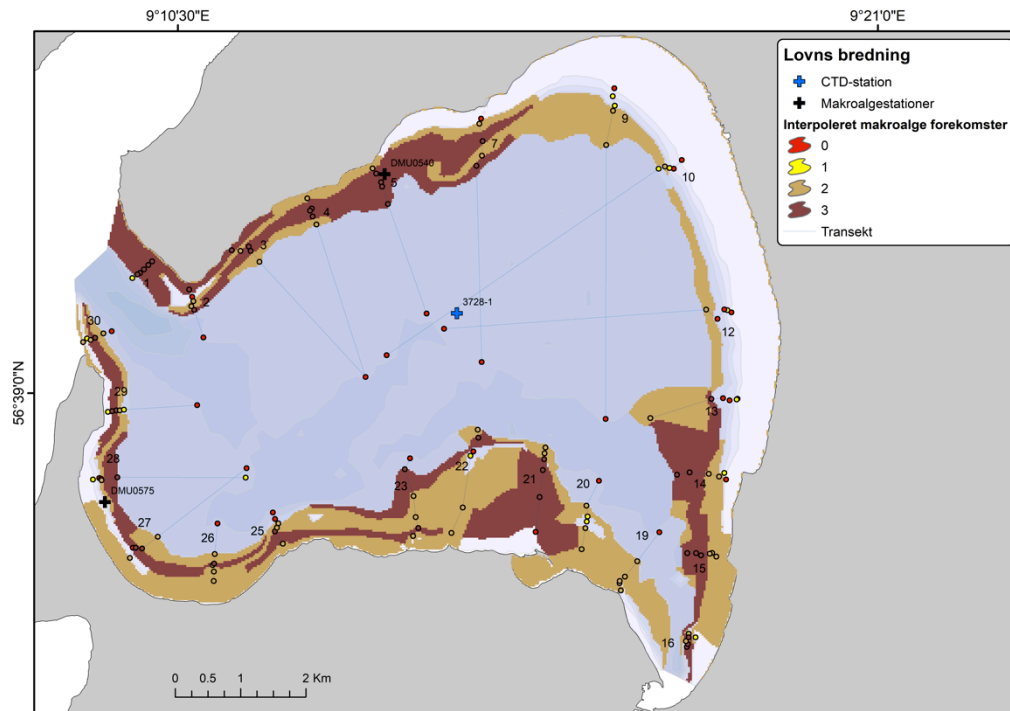
### 6.3 Data for makroalger

Forekomsten af makroalger i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på Transekt 25 (DMU0575) i Lovns Bredning. Data for makroalger indsamlet af miljøcentrene er repræsenteret i Figur 10 for følgende perioder 1996-2000, 2001-2007 og 2012-2016. Makroalger blev observeret ud til maksimalt 4,3 m i Lovns Bredning i 2016, mens den maksimale dybdegrænse for hele perioden 1996-2016 (ingen data 2009-2011) er 4,6 m.



**Figur 10.** Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 25 (Station DMU0575) opdelt i tre tidsperioder: 1996-2000, 2001-2007 og 2012-2016. Dybdeangivelserne på X-aksen angiver den gennemsnitlige dybde for de undersøgte dybdeintervaller fx er dybdeintervallet 0-1 m angivet som 0,5 m.

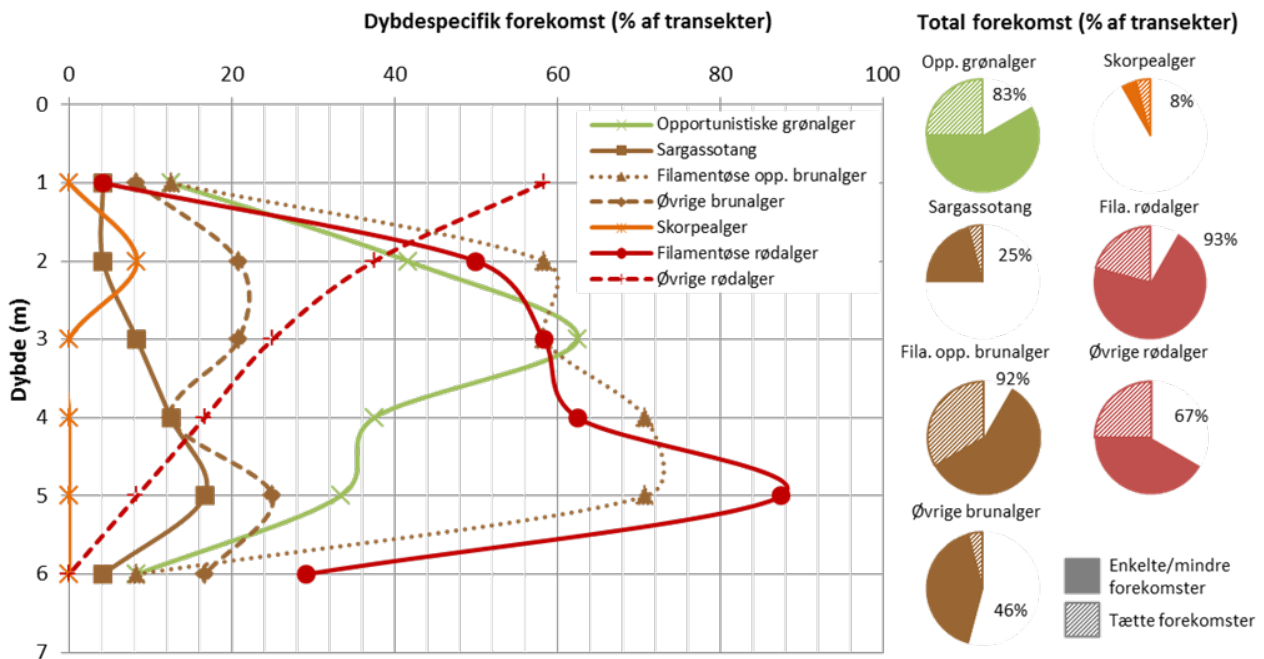
DTU Aqua gennemførte i maj 2016 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Lovns Bredning. Der blev udlagt 24 transekter, hvor der på dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 11) blev trukket en slæde påmonteret et HD-videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i 7 overordnede grupper: i) Opportunistiske grønalger (fx søsalat og krølhårstang), ii) sargassotang, iii) filamentøse opportunistiske brunalger, iv) øvrige brunalger (fx blære-, sav- og skulpetang), v) skorpealger, vi) filamentøse rødalger og vii) øvrige rødalger (fx carragentang og dumontalge). Tilstedeværelsen af makroalger indenfor hver af de beskrevne grupper blev kategoriseret 0-3 efter følgende kategorier: 0) ingen forekomst, 1) enkelte individer, 2) mindre forekomster, og 3) tætte forekomster.



**Figur 11.** Udbredelsen af makroalger på 24 transekter i Lovns Bredning i maj 2016, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Farvekategoriseringen er baseret på følgende kategorier af forekomst: Forekomst 0 = Makroalger er ikke observeret (rød); 1 = enkelte individer af 1-2 arter (gul); 2 = små klumper af makroalger og/eller >2 makroalge-grupper repræsenteret (orange); 3 = store eller mellemstore klumper og/eller >3 makroalge-grupper repræsenteret (brun). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund

I tidligere studier foretaget af DTU Aqua fra 2013 blev der fundet makroalger på 79% af transekterne og fortrinsvis på lavt vand, men dog med makroalger på 11% af transekterne ved 6 m. I 2016 blev der fundet makroalger på alle transekterne og makroalger på 38% af transekterne på 6 meters dybde. I Figur 11 er vist forekomster af makroalger på transekterne. De fleste forekomster blev fundet på 2, 3, 4 og 5 m, hvor makroalger blev fundet på henholdsvis 83%, 88%, 88% og 96% af alle transekterne. Ligeledes blev de tætteste forekomster fundet på 2-3 m vanddybde, hvor opportunistiske brun- og grønalger var mest dominerende, med forekomster på op til 25% af transekterne.

Figur 12 viser andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Forekomsterne er dels vist som dybdespecifikke forekomster og dels som totale forekomster på de samlede transekter. Algesamfundet var generelt domineret af opportunistiske og filamentøse algegrupper. På de dybeste stationer var filamentøse rødalger mest dominerende, med forekomster på 88% og 29% af transekterne på henholdsvis 5 og 6 m vanddybde.



**Figur 12.** Dybdespecifik og total forekomst af syv overordnede makroalgegrupper i Lovns Bredning maj 2016. Venstre: dybdespecifikke forekomster - data repræsenterer andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Højre: total forekomst på de samlede transekter - procentværdien angiver andelen af de 49 transekter, hvor forekomst af de syv overordnede makroalgegrupper blev observeret; de skraverede andele repræsenterer tætte forekomster, mens de fuldfarvede andele repræsenterer enkelte eller mindre forekomster.

Tilstedeværelse af makroalger kan være et mål for områdets miljøtilstand dog således, at ikke kun tilstedeværelse men også sammensætning af algesamfundene afspejler miljøtilstanden. Stor forekomst af opportunistiske makroalger afspejler således ofte forstyrrede eller eutrofe forhold. Af Figur 12 fremgår det, at algesamfundene i Lovns Bredning er domineret af opportunistiske arter, fx grønalg som søsalat og krølhårstang. Af karakteristiske habitatformende arter var der kun begrænsede forekomster af brunalg såsom sav-, blære- og skulptetang. Dog sås der forekomster af den invasive sargassotang på 25% af transekterne mod kun et enkelt transekt i undersøgelserne fra 2013. Samlet set er makroalgesamfundet i Lovns Bredning en afspejling af et meget eutrofieret område.

## 6.4 Makroalger og sigtdybde

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Lovns 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):

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

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



hvor  $\pm$  angiver 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 sigtddybde (Tabel 2). Ved en gennemsnitlig sigtddybde i 2016 på 2,9 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 2,9 ( $\pm 1,7$ ) m og for andre makroalger til at være 3,4 ( $\pm 1,6$ ) m, hvilket er mindre end den af DTU Aqua i 2016 observerede udbredelse (Tabel 2).

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjleens sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til  $<0,01\%$  af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen, 1992). De faktiske lysforhold er ikke målt systematisk i Lovns Bredning, men området rammes hvert år af alvorligt iltsvind og det er ikke sandsynligt, at der findes ikke-opportunistiske, fastsiddende makroalger på vandybder  $>5$  m.

**Tabel 2.** Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Lovns Bredning i perioden 2012-2016. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober) på baggrund af data fra Naturstyrelsen Vestjylland. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lovns Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002). \* kun monitoreret til 4 m. \*\* kun monitoreret til 6 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2012	2013	2014	2015	2016
Sigtddybden (m)	2,3	2,0	1,9	2,8	2,9
Observeret dybdegrænse (ikke-opportunister, m)	4	6	-	3	6**
Observeret dybdegrænse (opportunister, m)	6	6	-	4*	6**
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	2,0	1,6	1,5	2,7	2,9
Estimeret dybdegrænse andre (m)	2,5	2,0	1,9	3,3	3,4

## 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 har i fiskesæsonen 2008/2009-juli 2016 registreret landinger af sten. Ved fiskeri af sten  $\geq 2$  kg, skal disse genudlægges umiddelbart i det fiskede område. Data er indsamlet af Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (Tabel 3). Der er ikke blevet registreret landinger af sten i Lovns Bredning i sæsonerne 2012/13 til 2015/16, da der kun har været et omplantningsfiskeri i Lovns Bredning. I fiskerisæsonen 2016/17 har fiskeriet omfatte både omplantning og konsumfiskeri, men der er ikke registreret landinger af sten.

**Tabel 3.** Mængde sten landet i Lovns Bredning (produktionsområde 20 og 21) i de forskellige fiskerisæsoner i perioden 2012-2017.

Fiskerisæson	2012/13	2013/14	2014/15	2015/16	2016/17
Sten (tons)	0	0	0	0	0

## 6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen vil overlappende med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Lovns Bredning. Fiskeriet vil foregå udenfor de tre ålegræskasser samt på vanddybder >2 m. Den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på vanddybder ud til 6 m (den største dybde hvorpå, der blev monitoreret). Makroalger kan teoretisk forekomme i hele Lovns Bredning, hvis der alene anlægges en betragtning om lysgennemtrængning og passende hårdt substrat. Imidlertid bliver Lovns Bredning hvert år ramt af alvorligt iltsvind og det er ikke sandsynligt, at der i de ramte områder er betydende bestande af flerårige, fastsiddende makroalger. Da makroalgerne i Lovns Bredning teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 10 i hvert fiskeområde.

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 makroalgernes udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Af-skrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Lovns Bredning er den invasive sargassotang observeret flere steder og arten har siden 2013 øget sin udbredelse til i alt 7 transekter mod kun ét i undersøgelsen fra 2013. Det er uklart, om den skal betragtes som en vigtig økosystemkomponent, der skal beskyttes, eller som en organisme der truer habitatet og de naturligt forekommende arter og derfor skal bekæmpes.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med søstjernevod udenfor de tre ålegræskasser samt i resten af bredningen på vanddybder >2 vil påvirke makroalger i Lovns Bredning i meget begrænset omfang eller slet ikke samt at en evt. påvirkning af opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger ved fiskeri efter muslinger og søstjerner vil være af mindre betydning for disse algers udbredelse, da de har et meget højt genetableringspotentiale.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Lovns 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 Lovns Bredning. I modsætning til ålegræs danner makroalger ikke nødvendigvis sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutiøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, vil der derfor være en vis usikkerhed forbundet med konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

## 7 BLÅMUSLINGER

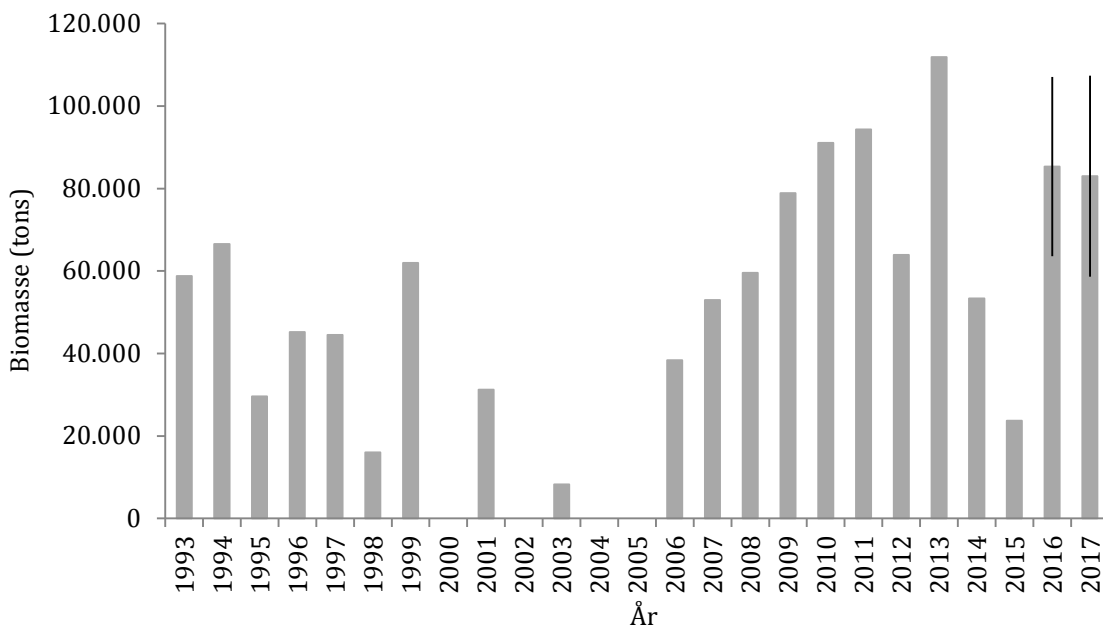
### 7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

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 kan 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 ikke udpeget stenrev i Lovns Bredning i de områder, hvor fiskeriet foregår, men Naturstyrelsens kortlægning i 2012 har kortlagt to potentielle biogene rev i Lovns Bredning (Figur 2). Ingen af disse er dog endeligt verificerede (Miljøministeriet 2014) og Miljø og Fødevarerministeriet har medio 2017 sendt et udkast til definitioner af biogene rev i høring.

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008a) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i en række bredninger i Limfjorden. Muslinger kan derfor påvirke strømme af materiale og energi kraftigt i disse områder og vil have betydning for en række andre indikatorer for miljøtilstanden, herunder koncentrationen af klorofyl. Et fiskeri efter blåmuslinger vil derfor potentielt ikke bare kunne påvirke bestanden af blåmuslinger, men også 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). 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.

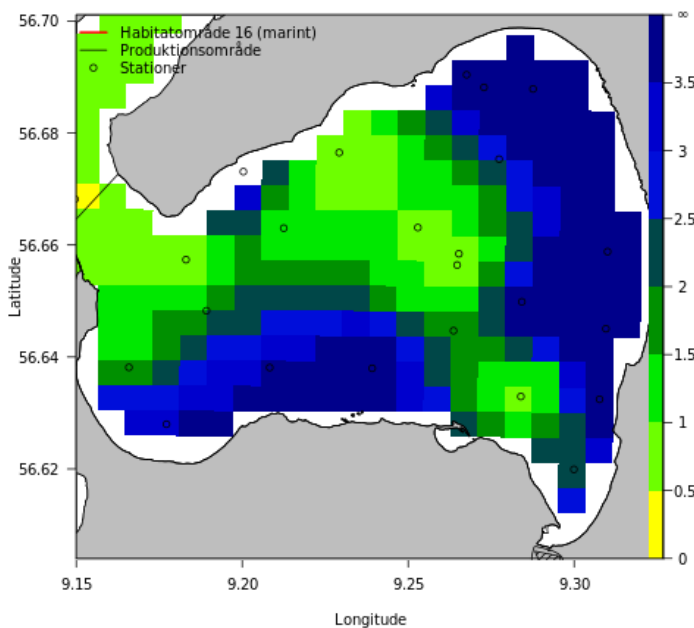
### 7.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lovns (1993-2017)

Ved bestandstogtet i 2017 er der anvendt en ny prøveskraber (modificeret let østersskraber) i bestandstogtet, den der tilhørende kalibrering af skraberer er ikke endeligt kvantificeret, hvorfor der skal tages forbehold for dette i forhold til bestandsestimat for 2017. DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2017 angiver en bestand på  $82.994 \pm 24.385$  t blåmuslinger i hele Lovns Bredning (Figur 13). Bestandsestimatet er beregnet via en geostatistisk model, der direkte inddrager bestandens rumlige struktur. Kun Lovns Bredning indgår i beregningerne, dvs. Hjarbæk Fjord er udeladt.



**Figur 13.** Blåmuslingebestandsudviklingen i Lovns Bredning i 1993-2017. Bestandsdata for perioden 1993-2015 er beregnet ud fra ArcGIS interpolationer og omfatter bestanden på dybder >3 m, mens bestandsestimererne  $\pm 95\%$  konfidensintervaller for 2016 og 2017 er estimeret via den geostatistiske model og omfatter hele Lovns Bredning. Der blev ikke foretaget undersøgelser i 2000, 2002 og 2004-2005.

Muslingebestanden i Lovns Bredning er stort set uændret i forhold til 2016 (Figur 13). Udbredelsen af bestanden er vist på Figur 14. DTU Aqua har på baggrund af monitoringstogterne estimeret biomassen i områder med en tæthed  $>1 \text{ kg m}^{-2}$  til at være  $3,51 \text{ kg m}^{-2}$ .



**Figur 14.** Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger i Lovns Bredning i 2017. Tætheden ( $\text{kg m}^{-2}$ ) af blåmuslinger er angivet på højre y-akse.

### 7.3 Blåmuslinger og sigtddybde

Petersen (2008a) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybden i en række delområder af Limfjorden. For Lovns Bredning på dybder >3 m er der fundet en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i ton) og sigtddybde (SD i meter):

$$SD = 1,9 + 1,6 \times 10^{-5} BM \quad (R^2=0,38)$$

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområde 20 og 21 for arealet på dybder >3 m (50,8 km<sup>2</sup>), svarende til det område, hvor muslingebestanden er blevet monitoreret siden 1993 af DTU Aqua. Blåmuslingebestanden i Lovns Bredning inkl. områder <3 m er i foråret 2017 fastsat til 82.994±24.385 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtddybde være på 3,2 m, hvilket er større end den monitorerede i overvågningsprogrammet (Tabel 1). Ved meget høje tætheder af muslinger vil deres filtrationspotentiale ikke blive fuldt ud realiseret, fordi muslingerne i et betydeligt omfang re-filtrerer vand filtreret andetsteds i banken.

### 7.4 Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger vil fjerne ca. 10% af den totale blåmuslingebestand i 2017, og DTU Aqua vurderer, at et sådant fiskeri ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområdet H30, Lovns Bredning.

Ifølge fiskeplanen (Bilag 2) vil muslingefiskeriet blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m<sup>-2</sup> og opfiskningen af omplantningsmuslinger blive begrænset til områder hvor biomassen af blåmuslinger er større end 2,5 kg m<sup>-2</sup>. Den gennemsnitlige tæthed af blåmuslinger er bestemt til at være 3,51 kg m<sup>-2</sup>. Den estimerede tæthed af muslinger er gældende både for fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.

Det er sandsynligt, at et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger kun vil have meget begrænset betydning for realisering af muslingernes filtrationspotentiale og derfor ikke i betydende omfang vil påvirke sigtddybden i habitatområdet.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri efter søstjerner med søstjernevod udenfor ålegræskasserne samt i resten af bredningen på vanddybder >2 m ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Lovns Bredning negativt, formentlig vil et sådant fiskeri snarere gavne bestanden af blåmuslinger.

### 7.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Ifølge Appendix 1 i "Marine Habitat definition (European Commission 2013) Manual of European Union habitats. EUR 28.) udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype rev (1170). Der er kortlagt to biogene rev i H30 samt flere mulige biogene rev (Figur 2). De to kortlagte biogene rev udgøres i begge tilfælde af blåmuslinger og associeret fauna. Begge rev ligger indenfor ålegræskasserne og vil derfor ikke blive påvirket af et fiskeri. Af de mulige biogene rev, ligger en stor del af dem indenfor ålegræskasserne, hvorfor DTU Aqua vurderer, at et fiskeri ikke i betydende omfang vil påvirke de mulige biogene rev i Lovns Bredning. Definition af biogene rev med blåmuslinger som revdannende organisme er endnu ikke endeligt implementeret af Miljø- og Fødevareministeriet.

## 8 SØSTJERNER

### 8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

Søstjerner er i mange kystnære økosystemer nøgleart som prædator. De har kapacitet til at kontrollere udbredelse og tæthed af deres byttedyr og er kendt for at forekomme i store koncentrationer på 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 nationale miljøovervågning blev det fundet, at indvidtætheder af søstjerner i Limfjorden varierede med et sinus-formet forløb i perioden 1979-2005 uden, at det dog var muligt at identificere de styrende parametre (Holtegaard et al. 2008). Biomassen af søstjerner varierede imidlertid ikke med samme forløb og hvilke parametre, der er primært styrende for bestanden i Limfjorden er ikke beskrevet.

### 8.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

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 henover bunden og sikrer, at søstjernerne hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selve bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe.

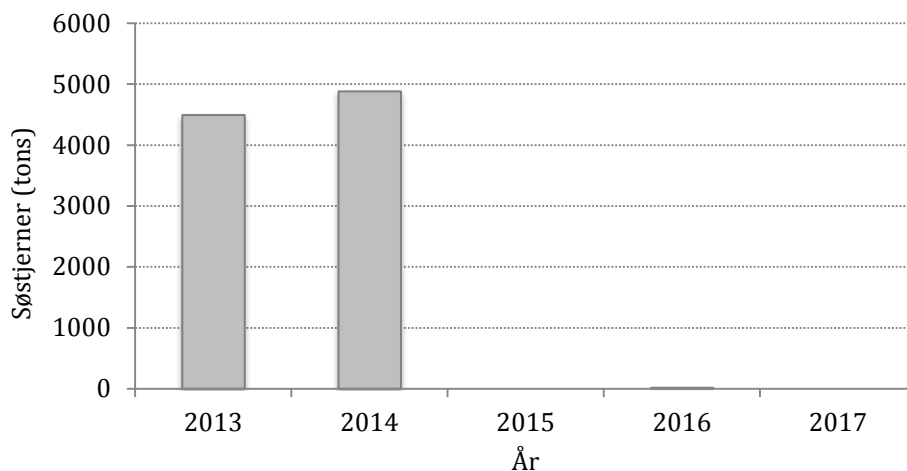
Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (fx Gallagher et al. 2008, Agüera et al. 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene 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 er 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; muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet.

### 8.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Lovns Bredning (2013-2017)

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registreret vægten og antallet af søstjerner i det årlige blåmuslingebestandstogt. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H30 ganges med arealet af H30, der er dybere end 3 m, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for hele Limfjorden estimeres til 33.800 t, mens der ikke er registreret søstjerner i Lovns Bredning i marts 2017. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret som for blåmuslinger, hvorfor estimerne er behæftet med en større usikkerhed end estimerne af blåmuslinger. Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Lovns Bredning i perioden 2013-2017 vist i Figur 15.



**Figur 15.** Bestandsudviklingen af søstjerner i Lovns Bredning i 2013-2017 på dybder >3 m.

### 8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri af 100 t søstjerner i perioden 2017/2018, som foreslået i fiskeplanen, vil udgøre 0,3% af bestanden af søstjerner i hele Limfjorden. I forhold til den samlede bestand af søstjerner i Limfjorden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri af 100 t plus et evt. fiskeri i Løgstør og Nissum Bredning på op til hhv. 4.000 t og 2.000 t søstjerner er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden. I årets monitoring har DTU Aqua ikke fundet søstjerner i Lovns Bredning. Søstjerner er imidlertid en mobil art og en vurdering af bestandens følsomhed overfor fiskeri er derfor estimeret på niveau af hele Limfjorden og ikke en enkelt bredning. 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 da der ikke er observeret søstjerner i dette års bestandstogt, forligger der ikke et biomasseestimat hvorfor det ikke er muligt at estimere arealpåvirkningen forbundet med et fiskeri af 100 t søstjerner. Det kan imidlertid antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af blåmuslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt.

Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Fjernelse af søstjerner fra Natura 2000 områder kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 100 t

søstjerner kan ikke estimeres, mens DTU Aqua vurderer, at et sådant fiskeri sandsynligvis vil påvirke mindre end 1% af arealet af Lovns Bredning H30.



## **9 STILLEHAVSØSTERS**

Stillehavsøsters har de senere år bredt sig fra området omkring Agger Tange til store dele af Limfjorden og findes nu også på større vanddybder, hvor de kan fiskes med skraber. I anmodningen fra LFST (Bilag 1) er DTU Aqua blevet bedt om at udpege eventuelle områder i Lovns Bredning, hvor der eventuelt kan foregå fiskeri efter den invasive stillehavsøsters. I forbindelse med DTU Aquas blåmuslingebestandstogt i foråret 2017 eller ved videomonitoringerne af ålegræs og makroalger i 2016 er der ikke blevet observeret stillehavsøsters i Lovns Bredning. Der er derfor ikke udpeget områder, hvor der kan foregå fiskeri efter stillehavsøsters i Lovns Bredning.

## 10 BUNDFAUNA

### 10.1 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 og Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af fx roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. 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.

### 10.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyekjær 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) (Tabel 4). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

**Tabel 4.** Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (Newell et al 1998).

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

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri af 3-4 år gamle muslinger (Dolmer et al. 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiske-

riet blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne. Efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al. 2001). Lige efter fiskeriet med et skrabbende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat. Efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al. 2001). Undersøgelserne viser samlet, at fiskeriet påvirker forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger), samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al. 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser i Limfjorden af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) en effekt på epifauna vest for Mors, men ikke i Løgstør Bredning. I et andet studie af Hoffmann og Dolmer (2000) kunne der ligeledes ikke ses nogen langtidseffekt af muslingefiskeriet. I disse studier af langtidseffekterne er der set på artssammensætningen i et område, hvor der fiskes muslinger, sammenlignet med artssammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). Dette ses fx i Limfjorden, hvor det ikke har været muligt, at observere en forskel i artssammensætning og biotisk koefficient imellem et område, som har været lukket for fiskeri i 25 år og tre omkringliggende områder, hvor der jævnlige skrabbes efter muslinger. Dette indikerer, at fiskeriet ikke er den væsentligste eller eneste presfaktor, som påvirker at tilstanden for bundfaunaen i Limfjorden, men 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). I et notat om Vandrammedirektivet vurderes, at effekten af muslingefiskeri varer op til 1-2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind (Petersen 2008b). Notatet konkluderer om fiskeriets effekt i relation til Vandrammedirektivet (Petersen 2008b): ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

Den lette muslingeskraber påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skraberer mindre fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard et al. 2011) kan indikere, at den lette skraber ikke skraber helt så dybt i bunden. Videnskabelige undersøgelser omkring den lette skraberer påvirkning på bunddyr gav ikke brugbare data pga. iltsvind i området. Skraberens effekt på bunden må derfor anses for at svare til den tidligere anvendte hollænderskraberer effekt, som er beskrevet ovenover.

### **10.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna**

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1-2 år. Der vil forekomme bundfauna i hele Lovns Bredning i afhængighed af udbredelse af iltsvind. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

## 11 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

### 11.1 Black box

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

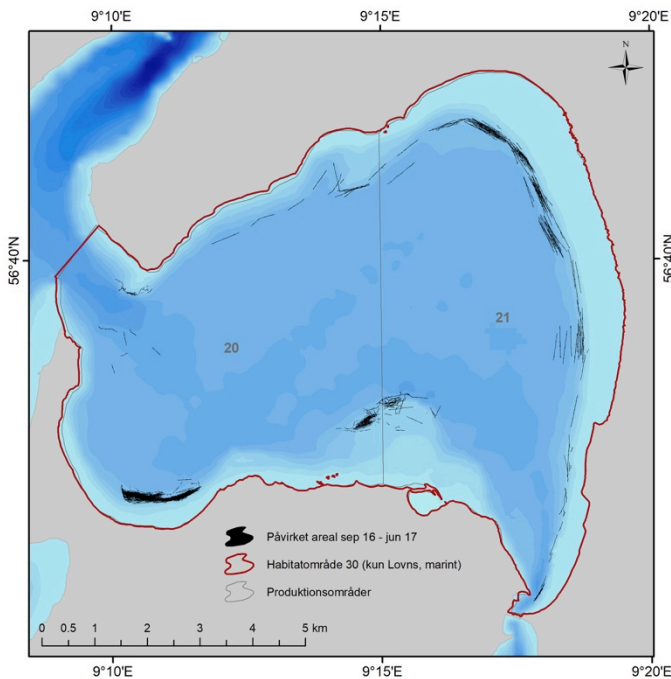
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give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

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

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

### 11.2 Black box resultater

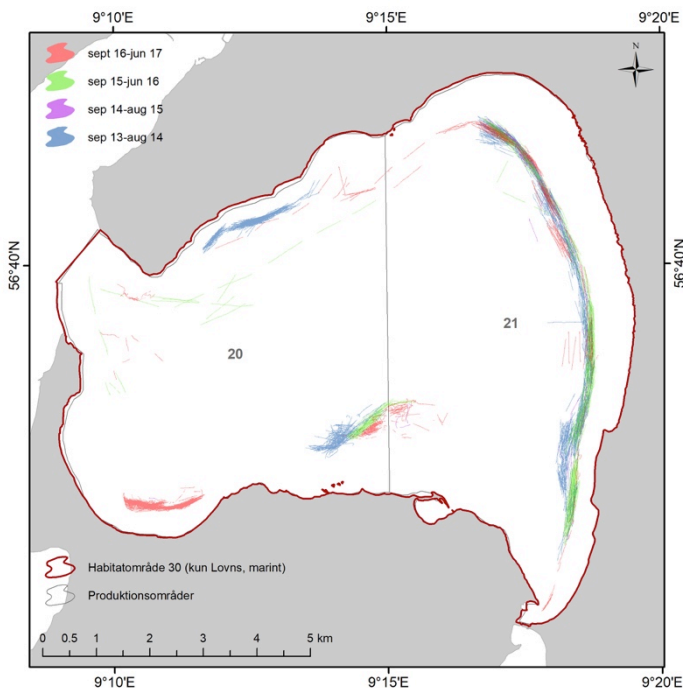
I sæsonen 2015/2017 (september 2016 til juni 2017, begge måneder inklusive) blev der fisket muslinger til både konsum og omplantning i Lovns Bredning. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 0,7 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 1,0% af arealet i Lovns Bredning (Figur 16).



**Figur 16.** Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2016/17 i Lovns Bredning. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

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

Gentaget fiskeri af 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 Lovns Bredning. Fiskeriet har i den samlede periode (2013-2017) påvirket 0,2-2,2% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 5) og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsoner er vist i Figur 17.



**Figur 17.** Total arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2013/14, 2014/15, 2015/16 og 2016/17 i Lovns Bredning. Arealerne er genereret ud fra blackbox data.

De kumulative effekter for de enkelte økosystemkomponenter blåmuslinger, bundfauna og makroalger taget 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 (for uddybning se Nielsen et al. 2015). Den gennemsnitlige biomasse for områder med  $> 1 \text{ kg m}^{-2}$  er beregnet til  $3,51 \text{ kg m}^{-2}$  i hele Lovens Bredning, hvorfor et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2016/2017 maksimalt vil påvirke  $3,5 \text{ km}^2$ , svarende til 5,1% af den marine del af Natura 2000 området i Lovns Bredning (Tabel 5). Arealpåvirkningen af et fiskeri af 100 t søstjerner er vurderet til at have en arealpåvirkning  $< 1\%$ .

**Tabel 5.** Arealpåvirkning genereret ud fra black box data for fiskeriet/omplantning i Lovns Bredning i perioden 2013-2017. I sæsonerne 2013/2014, 2014/2015 og 2015/2016 har der kun været omplantningsfiskeri, mens fiskerisæsonen 2016/2017 har omfattet både konsum- og omplantningsfiskeri. Fiskerisæsonen 2017/2018 er baseret på et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger og en biomasse på  $3,51 \text{ kg m}^{-2}$ . Der er i beregningerne anvendt et areal for habitatområde H30 på  $68,5 \text{ km}^2$  og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%. \* 541 t konsum og 135 t omplantning.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område ( $\text{kg m}^{-2}$ )	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			$\text{km}^2$	%
2013/2014	5.000	-	1,48	2,2
2014/2015	100	-	0,16	0,2
2015/2016	2.000	-	0,8	1,1
2016/2017	676*	-	0,7	1,0
2017/2018	8.000	3,51	3,5	5,1

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 være fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm. og er som rettesnor estimeret til at være  $> 20$  år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen er derfor ikke medtaget i vurderingen. 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 i Lovns Bredning er vurderet til at være henholdsvis 5, 3 og 2 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 2017/2018. De grundige undersøgelser af udbredelse af makroalger via transektundersøgelserne foretaget af DTU Aqua har tilvejebragt et fagligt grundlag, der har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Lovns Bredning. 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 opportunistiske og ikke-opportunistiske 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 2009-2015 var der i gennemsnit makroalger på 44% af stationerne, mens der i 2016 var makroalger på 31% af stationerne, som var placeret udenfor ålegræskasserne og på vanddybder >2 m. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2013/14 til og med 2015/16 for makroalger beregnes som = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,44, mens arealpåvirkningen for fiskerisæsonen 2016/17 og den kommende sæsons fiskeri beregnes som = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,31.

Arealberegningerne baserer sig på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning fra black box systemet. For den kommende sæsons fiskeri estimeres arealpåvirkning på baggrund af ansøgt kvote, biomassetætheden ( $3,51 \text{ m}^{-2}$ ), en antagelse af, at 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs en 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. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt.

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; 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. (2015), 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 (0,44 eller 0,31 alt efter fiskerisæson) og den reducerede effekt (50%) af søstjernevodet i forhold til muslingeskraberen (fx  $5\% \times 0,5 \times 0,44$ ). Søstjernevodet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt tre ålegræskasser indenfor produktionsområderne 20 og 21 i Lovns Bredning, hvor der ikke må foregå hverken muslinge- eller søstjernefiskeri.

I forhold til søstjernefiskeri viser dette års bestandsopgørelse i Lovns Bredning, at der ikke er observeret søstjerner på vanddybder >3 m i Lovns Bredning. I det tilfælde, at der vil forekomme et fiskeri af 100 t søstjerner i Lovns Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2017/2018, vil DTU Aqua anbefale, at arealpåvirkningen opgøres månedsvi vha. black box data og der maksimalt må være en arealpåvirkning på 1%. Anbefalingen

er baseret på, at søstjerner ikke er sessile organismer som muslinger, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt. Søstjerneerne vil derfor variere i forhold til placering og mængde i løbet af året og påvirkes af miljøforhold som fx iltsvind.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 6. Den samlede kumulerede påvirkning ved både blåmusling- og søstjernefiskeri i henhold til Fiskeplanen fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen ved søstjernefiskeriet til arealpåvirkningen for makroalger til blåmuslingefiskeriets arealpåvirkning.

**Tabel 6.** Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna angivet som procentdel af arealet der påvirkes er beregnet via black box data. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 2 år. Den kumulerede arealpåvirkning er beregnet i henhold til gendannelsestid ud fra de foregående års arealpåvirkning (black box data) + estimeret påvirkning ved den kommende sæsons fiskeri af 8.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 44% af arealet af blåmuslinger for 2013/14 til og med 2015/16 og 31% for 2016/17 og den kommende sæson (se tekst for detaljer). Til arealpåvirkning for makroalger ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri af 100 t (se tekst).

	Gendannelsestid (år)	2013/14 (%)	2014/15 (%)	2015/16 (%)	2016/17 (%)	Estimat for 2017/18 (%)	Kumuleret (%)	Søstjerner (%)
<b>Blåmusling</b>	3			1,3	1,0	5,1	7,4	0
<b>Makroalger</b>	>5	1,0	0,1	0,6	0,3	1,6	3,6	Max 1
<b>Bundfauna</b>	2				1,0	5,1	6,1	0
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0	0	0

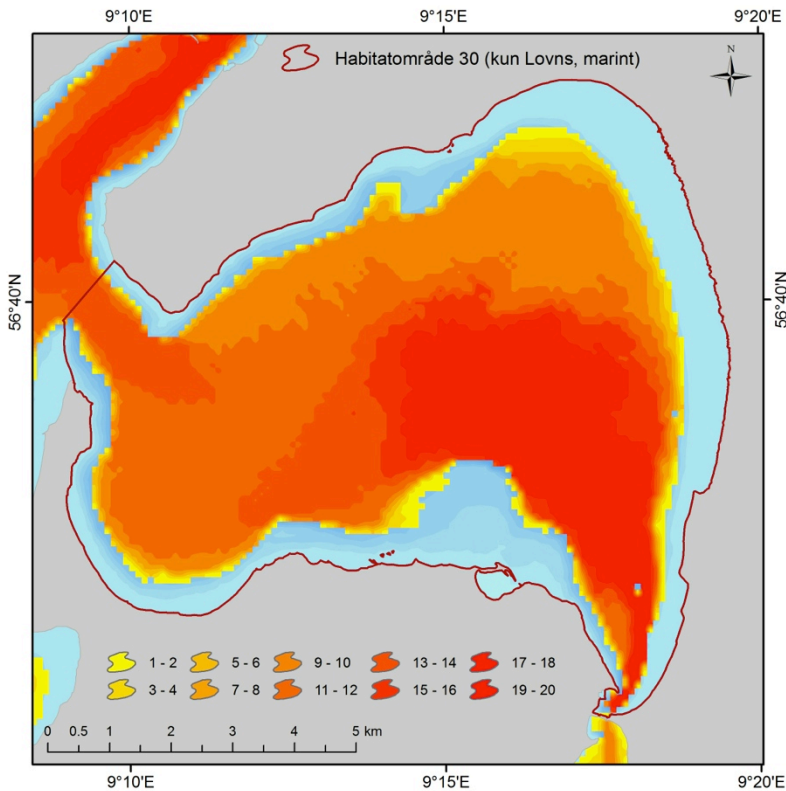
Den kumulative effekt for de enkelte økosystemkomponenter er beregnet ud fra de angivne gendannelsestider, som angiver den periode, som arealpåvirkningen skal kumuleres over for de forgangne sæsoners fiskeri, inklusiv den kommende sæsons fiskeri estimerede arealpåvirkning ved et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2017/2018 er estimeret til 7,4% for blåmuslinger, 3,6% for makroalger og 6,1% for bundfauna (Tabel 6). Den samlede kumulerede arealpåvirkning vil, således for fiskerisæsonen 2017/2018 ikke overstige den af muslingepolitikken maksimale fastsatte grænse på 15% for hver af økosystemkomponenterne.

## 11.4 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer fx i forbindelse med iltsvind kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. Fx er iltsvindshændelser med massedød af blåmuslinger rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Lovns Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4 (Dolmer et al. 1999, Kristensen og Hoffmann 2000).



Iltindholdet i Limfjorden er siden 1988 blevet målt via det nationale overvågningsprogram NOVANA på en række faste stationer, herunder også i Lovns Bredning. I Figur 18 er den gennemsnitlige hyppigheden af kraftigt iltsvind i Lovns for perioden 1993-2012 vist. Som det fremgår af figuren, rammes store dele af den centrale del af området hvert år af kraftigt iltsvind, hvilket kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt. I sommeren 2017 er der indtil videre ikke blevet målt iltsvind eller kraftigt iltsvind i hele eller dele af Lovns Bredning (status midt juli).



**Figur 18.** Hyppigheden af kraftigt iltsvind i årene 1993-2012. Det kan forventes at iltsvind vil påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Lovns Bredning. Data baserer sig på observationer fra iltsvindstogterne i det nationale overvågningsprogram NOVANA. Kraftigt iltsvind er defineret som <20 % iltmætning i 2 uger eller <10 % iltmætning i 1 uge.

## 11.5 Konklusion for kumulative effekter

Kumulative effekter af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri af 8.000 t blåmuslinger, er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal for makroalger lægges effekten af et fiskeri af 100 t søstjerner. 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.

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 registreret via black box systemet.

## 12 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

### 12.1 Beskyttede fugle

Hele Lovns Bredning og dermed produktionsområde 20-21 er udpeget som fuglebeskyttelsesområde (F14). I udpegningsgrundlag indgår to arter: Hvinand og sangsvane (Bilag 3). De to fuglearter er trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

#### 12.1.1 Muslingespisende fugle

Muslingespisende arter i udpegningsgrundlag udgøres af 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 størrelsemæssigt tilgængelige for hvinanden.

DCE har i vinteren 2016 udgivet revurderede måltal for dykænder i 6 danske fuglebeskyttelsesområder, herunder Lovns Bredning. For Lovns Bredning er antallet af hvinænder ikke ændret, hvorfor bestanden af hvinand i Lovns Bredning fortsat er 4.735 individer (Petersen et al. 2016a). DCE har tidligere beregnet den mængde blåmuslinger, der skal være til rådighed for en hvinand (Clausen et al. 2009). For en bestand på 4.735 individer i Natura 2000 området Lovns Bredning skal der således være ca. 6.580 t blåmuslinger til rådighed årligt for at sikre fødegrundlaget for hvinand i Lovns Bredning. 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 foråret 2017 angiver en bestand på  $82.994 \pm 24.385$  t, hvoraf 8% er reserveret til hvinand. Et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger vil fjerne ca. 10% af den samlede bestand i 2017, hvorfor DTU Aqua vurderer, at et sådant fiskeri ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområde H30, Lovns Bredning, og dermed have betydning for fødegrundlaget for de muslingespisende fugle. Søstjernefiskeri med søstjernevod har ikke betydning for fødemulighederne for muslingespisende fugle i Lovns Bredning.

#### 12.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Forekomster af ålegræs er beskyttet af ålegræskasser, hvorfor ålegræsset ikke forventes at blive påvirket af det planlagte fiskeri (afsnit 5.5). Et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner vil derfor ikke påvirke fødegrundlaget for sangsvane i Lovns Bredning.

#### 12.1.3 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen angiver, at bestanden af hvinand er stabil i Natura 2000 området, at der ikke umiddelbart er nogen trusler for hvinand i området og at hvinand primært befinder sig i Hjarbæk Fjord (Miljøministeriet 2014). For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. I fiskeriet vil der maksimalt forekomme 10 fartøjer, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end forstyrrelse end fx hurtigt sejlede surfere. I forhold til at fiskeriet starter i september forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. Et fiskeri hvor 10 fartøjer forekommer i samme produktionsområde vil sandsynligvis ikke virke forstyrrende for hvinanden.

### 12.1.4 Kumulative effekter

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med andre aktiviteter fx jagt på hvinand og andet sejllads i Lovns Bredning have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde blåmuslinger på 6.580 t til rådighed svarende til 8% af den totale biomasse. For sangsvane vil fødegrundlaget heller ikke blive påvirket, da der ikke forekommer fiskeri i ålegræsbede, hvor sangsvanen ofte fouragerer. DTU Aqua vurderer derfor, at muslingefiskeriet ikke vil bidrage negativt til opretholdelse af bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget.

## 12.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Særligt beskyttede fiskearter ifølge udpegningsgrundlaget for Lovns Bredning er bæklampret, flodlampret og stavsild. Bæklampret er en ferskvandsart, hvorfor den ikke forventes at findes i Lovns Bredning og derfor ikke inddrages i konsekvensvurderingen. Særligt beskyttede pattedyr i udpegningsgrundlaget for Lovns Bredning er spættet sæl og odder. Det samlede udpegningsgrundlag for habitatområde H30 kan ses i bilag 4 (Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

### 12.2.1 Fisk

Bevaringsstatus for havlampret og stavsild, er ukendt i Danmark og i Lovns Bredning. Arterne er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

**Flodlampret:** Flodlampret findes hovedsagelig i de jyske vandløb, og især i Vestjylland forekommer den talrigt. Den er dog sandsynligvis også udbredt i resten af landet, men der findes ikke en standardiseret metode til bestandsopgørelser.

**Stavsild:** Stavsild vandrer mellem fourageringsområder i havet og gydepladser i fersk- og brakvand. Stavsild fanges jævnligt langs de danske kyster, og siden 1970 er arten registreret i Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden og Randers Fjord (<http://mst.dk/natur-vand/natur/artsleksikon/fisk/stavsild/>).

Der er meget lidt bifangst af fisk i forbindelse med muslingefiskeri. Der er på nuværende tidspunkt ikke registreret bifangst af flodlampret og stavsild i forbindelse med monitoringsfiskeri efter blåmuslinger i Lovns Bredning. DTU Aqua har i forbindelse med forsøgsfiskeri efter søstjerner i 2012 og 2013 foretaget analyser af bifangster ved søstjernefiskeri. Der blev i analyserne fundet fisk i mindre end 1 ‰ af fangsterne, men ikke stavsild eller flodlampret. DTU Aqua vurderer, at fiskeri efter søstjerner ikke vil have en betydende effekt på de to fiskearter.

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri af 8.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes på 5,1% og et søstjernefiskeri af 100 t kan fiskes på <1% af habitatområdet. Fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder, hvorfor DTU Aqua vurderer derfor, at et muslingefiskeri af 8.000 t muslinger og et søstjernefiskeri af 100 t ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for flodlampret og stavsild i Lovns Bredning (H30).

### 12.2.2 Havpattedyr

Spættet sæl og odder er på udpegningsgrundlaget for habitatområde H30 i Lovns Bredning.

**Sæler:** Basisanalysen for 2016-2012 angiver, at spættet sæl i det nationale overvågningsprogram i perioden 2004-2012 ikke er registreret inden for området (Miljøministeriet 2014), mens der i 2006 blev talt 17 spættede sæler ved Lundø (Therkelsen et al. 2013). Området formodes kun at have lille betydning for spættet sæl, hvorfor der ikke er behov for yderligere beskyttelse af spættet sæl i området (Miljøministeriet 2014).

**Spættet sæl:** er Danmarks almindeligste sæl (samlet antal var 16.100 i 2012 (Härkonen et al. 2013)), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6-13% om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Der er specielt sket et drastisk fald på ca. 50% i bestanden af spættet sæl i den centrale del af Limfjorden, herunder Lovns Bredning. Da der ikke er observeret flere døde dyr end sædvanligt, må de manglende dyr formodes at være svømmet ud af området. DCE formoder, at dette skyldes mangel på føde i området (Lauersen 2001).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder vestlige Limfjorden men ikke i Lovns Bredning. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til at fiskere kan skyde nogle få dyr, hvis disse gør skade på faststående fiskeredskaber. 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 (<http://mst.dk/natur-vand/natur/artsleksikon/pattedyr/spaettet-sael/>). Spættet sæl yngler ikke i Lovns Bredning, og muslingefiskeriet i Limfjorden holder sommerpause, og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

Bifangster af sæler i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet eller 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 skraberne.

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 10 fartøjer der maksimalt vil være i et produktionsområde ad gangen vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Lovns Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler spiser mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk (Lauersen 2001). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et meget begrænset område af H30 (5,1% + <1%) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lovns Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Lovns Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Lovns Bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Omfanget af garnfiskeri er ukendt i området. Forstyrrelser fra skibstrafik i området og bifangst fra garn- og rusefiskeri kan samlet set forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Lovns Bredning.

**Odder:** Den seneste landsdækkende overvågning af odderens udbredelse i Danmark foretaget af Naturstyrelsen og DCE i 2011-2012 viser, at odderen nu findes i hele Jylland samt delvist på Fyn og Sjælland. Odderen har været i fremgang siden 1980'erne, hvor den stort set kun fandtes i det nordvestlige Jylland (Søgaard et al. 2013). Odderen lever i både salt- og ferskvand som fx uforstyrrede vandløb, søer, moser og fjordområder, hvor der er gode skjulmuligheder i form af vegetation. Føden består hovedsageligt af fisk i størrelsen 10-15 cm, men også frøer, små pattedyr, fugle og krebsdyr kan indgå i føden. Odderen er nataktiv og opholder sig

derfor hovedsageligt i sin hule om dagen. De fleste unger bliver født om sommeren eller i efteråret, selvom odderen kan føde unger på alle tidspunkter af året. For at odderen yngler, skal der være skjul i form af fx rørskov og krat. Tilstrækkeligt skjul gør også odderen mere tolerant overfor menneskelige forstyrrelser som fx færdsel, lystfiskeri og jagt (Miljø- og Energiministeriet 1996).

I habitatområdet H30, Lovns Bredning er der en stor og tæt odderbestand. Odderen er konstateret ved ekskrementer og/eller spor på 27 stationer i habitatområdet og er observeret i alle de store vandløb indenfor området (Miljøministeriet 2014).

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 10 fartøjer, der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af odderen lokalt i kortere perioder og dybdegrænsen for fiskeri på >2 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 hovedsagelige 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 skraberens.

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 H30 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslinge- eller søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i Lovns 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.
- Britton-Simmons KH (2007). Direct and indirect effects of the introduced algae *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series* 277: 61-78.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology*. 350:46-72.
- Buschbaum C, Chapman AS, Saier B (2006). How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Mar. Biol.* 148: 743-754.
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010). Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Canal-Vergés P, Nielsen P, Nielsen CF, Geitner K, Petersen JK (2014) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015. DTU Aqua-rapport nr. 284-2014. 71 pp + bilag.
- Canal-Vergés P, Petersen JK (2015). Faglig understøttelse af nye forvaltningsprincipper for muslingefiskeri. Kortlægning af makroalger og ålegræs i Natura 2000-områder i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 304-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 44 pp.
- Canal-Vergés P, Petersen JK, Rasmussen EK, Erichsen A (2016). Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). *Ecological modelling* 338:135-148.
- Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302:233-148.
- Carstensen J, Krause-Jensen D, Dahl K, Henriksen P (2008). Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683. <http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009). Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2012). Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013). How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.
- Churchill, AC (1983). Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. *Aquat. Bot.* 16(1):21-29.
- Clausen, P, Laursen, K, Petersen, KI (2009). Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josef-

- son A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009.
- Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995). Utilisation of *Ulva rigida* biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. *Journal of applied Phycology* 7:479-485.
- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997). Regrowth of the seagrass *thalassia testidium* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- 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.
- Dolmer P (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1999). Effects of fishery and oxygen depletion on the population abundance of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound. *Fish. Res.* 40: 73-80.
- 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. / B.Å. Lomstein. Fredensborg: Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.
- 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 238.
- 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.
- Flindt MR, Kuusemäe K, Rasmussen EK, Valdemarsen T, Canal-Vergés P (2016). Using a GIS tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in eustaries. *Ecological modelling* 338:122-134.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005). Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1:1, 2-19.

- Fredshavn J, Søgaaard B, Nygaard B, Johansson LS, Wiberg-Larsen P, Dahl K, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2014). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 98. <http://dce2.au.dk/pub/SR98.pdf>
- Gallagher T, Richardson CA, Seed R, Jones T (2008). The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias Rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the Menai strait, UK. *Journal of Shellfish Research* 27 (5):1209-1215.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993). Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Godcharles MF (1971). A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 64:51 p.
- Goodwin L, Shaul W (1980). Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. WA. Dep. Fish. Prog. Rep. 119:26 p.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCrorty 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.
- 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.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000). Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010). Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008). Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, Vierssen W van (1987). Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 28: 275-285.
- Härkönen T, Galatius A, Bräeger S, Karlsson O, Ahola M (2013). Population growth rate, abundance and distribution of marine mammals. HELCOM Core Indicator of Biodiversity. Rapport til HELCOM.
- 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 MJ (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. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- Kristensen PS, Hoffmann E (2000). Fiskeri efter blåmuslinger i Danmark 1989-1999. DFU-rapport nr. 72-00. 130 p. + English summary. 12 p.
- 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.
- Madsen FJ (1954). On the food habits of the diving ducks in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 2 (3): 157-266.
- Mai H, Fotedar R, Fewtrell J (2010). Evaluation of *Sargassum* sp as a nutrient sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. Aquaculture 310:91-98.
- Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R. (1998). Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD:38 p.
- Majland P (2005). Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, 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 A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. 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 næringsstofforsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993). Stabilization of “green tides” *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. Journal of applied phycology 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011). Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and Krause-Jensen D (1998). Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. Journal of Phycology, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000). Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. Phycologia: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljø- og Energiministeriet (1996) Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. ISBN: 87-7279-006-7.

- Miljøministeriet (2014). Natura 2000-basisanalyse 2016-2021 revideret udgave. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. ISBN nr. 978-87-7091-043-9.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016). Natura 2000-plan 2016-2021. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord, Simested og Nørre Ådale samt Skravad Bæk. Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. Miljø- og Fødevareministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-725-4.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013). Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskrob og øvrig muslingeproduktion I Natura 2000 områder. <http://naturerhverv.dk/fiskeri/erhvervsfiskeri/muslinger-og-oesters/muslingepolitikken/#c6898>
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003). Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008). Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011). Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.
- Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005). Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impact and habitat recovery. *Mar Ecol Prog Ser* 285: 57-73.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998). The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002). Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT, Pedersen MF (2004). Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Nielsen P, Canal-Vergés P, Nielsen CF, Geitner K (2015). Notat vedrørende fiskeri efter blåmuslinger i Lovns Bredning 2015/2016. Danmarks Tekniske Universitet. Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002). Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994). Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147-156.
- Olesen B (1996). Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *MEPS* 134: 187-194.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009). Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004). Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.

- Pehrsson O (1976). Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen CGJ, Jensen P, Boysen (1911). Havets Bonitering I. Havbundens Dyreliv, dets Næring og Mængde (Kvantitative Studier). Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station.
- Petersen JK (2008a). Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden. DMU notat juni 2008.
- Petersen JK (2008b). Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. DMU notat september 2008.
- 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. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 35 pp.
- Petraitis PS, Methratta ET (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, 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 AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999). Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- 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. *Ecosystems and Coasts* 39:82-97.
- Riemann B, Hoffmann E (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005). Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011). Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistence between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research*, 2011 – Elsevier.
- Ruffin KK (1995). The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.

- Salomonsen J, Flindt MR, Geertz-Hansen O (1997). Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.
- Salvaterra T, Green DS, Crowe TP, O’Gorman EJ (2013). Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. *Biological Invasions* 15(11):2563-2576.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991). Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic Botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006). Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Universität Rostock. Projekt: 61403110.
- 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.
- 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.
- Søgaard B, Wind P, Elmeros M, Bladt J, Mikkelsen P, Wiberg-Larsen P, Johansson LS, Jørgensen AG, Sveegaard S, Teilmann J (2013). Overvågning af arter 2004- 2011. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 50. <http://www.dmu.dk/Pub/SR50.pdf>
- 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>
- Thomsen MS, Staer PA, Nyberg CD, Schwærter S, Krause-Jensen D, Silliman BR. (2007). *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfus, 1967 (Rhodophyta *Gracilariaceae*) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions, and what to expect in future. *Aquatic Invasions* (2007) Volume 2, 2:83-94.
- Troell M, Rönnbäck P, Halling C, Kautsky N, Buschman A (1999). Ecological engineering in aquaculture: use of seaweed for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology* 11:89-97.
- Valdemarsen TB, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119e130.
- Valdemarsen, T. B, Wendelboe, K, Egelund, JT, Kristensen, E. & Flindt, M. (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 410, s. 45-52.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105e1118.
- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011). Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: Abenchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012). Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* (2013) 67:191–201.
- Vining R (1978). Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.

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

Walker DI, Kendrick GA, McComb AJ (2006). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 23.

Watling L, Norse EA (1998). Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.* 12(6):1180-1197.

Wernberg T, Thomsen MS, Strær PA, Pedersen MF (2000). Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, vol43, s.31-39.

Williams SL (1988). Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063

Ærtebjerg G, Andersen JH, 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



Miljø- og  
Fødevarerministeriet  
Landbrugs- og  
Fiskeristyrelsen

Ref. JPDA  
Den 26. juni 2017

## **Bestilling af rådgivning vedr. blåm uslingefiskeri i Lovns Bredning for 20 17/ 20 18 sæsonen**

Landbrugs- og Fiskeristyrelsen har modtaget vedlagte fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening PO angående fiskeri efter blåmuslinger, sæstjerner og stillehavsøsters i Natura 2000 området Lovns Bredning for den kommende sæson i perioden 1. september 2017 til 1. juli 2018.

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

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

Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr (Black Box), anvendelse af den lette skraber, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr. område (10) og fastsættelse af dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs, samt ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse.

### **Blåmuslinger**

Centralforeningen/DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 8.000 tons muslinger, og DFPO oplyser, at fiskeriet vil foregå hvor tætheden for så vidt muligt er over 1 kg/m<sup>2</sup>. Der er tale om en samlet kvote for fangst og omplantning. DFPO oplyser at fiskeri til omplantning vil gennemføres i områder hvor fiskeriet kan gennemføres så effektivt som muligt og gerne i områder med tætheder over 2,5 kg/m<sup>2</sup>.

DTU Aqua anmodes om, at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 8.000 tons ikke er bæredygtig for bestanden, eller hvis denne kvote vil medføre for stor kumulativ arealpåvirkning, jf. de 15 pct., bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i.

**Alegræskasser**

DTU Aqua anmodes om, at udlægge ålegræskasser, hvor ålegræs er observeret/kan etablere sig, således at fiskeri kan tillades indtil 2 meter vanddybde, hvor der ikke er ålegræs.

**Søstjerner**

Der er ifølge oplysninger fra DTU Aqua ikke observeret søstjerner i Lovns Bredning. Centralforeningen/DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 100 tons søstjerner i Lovns Bredning i områderne 21 og 22. Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen er fastsat til samme dybdegrænse, som for muslingefiskeriet.

**Stillehavsøsters (Crassostrea gigas)**

DTU Aqua bedes vurdere, om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området Lovns Bredning vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes angive, hvorvidt det vil være muligt at udpege sådanne områder. Fiskeri efter stillehavsøsters i disse områder skal ikke medregnes i arealpåvirkningen, men skal opgøres separat.

**Frist:**

14. august 2016

### Fiskeplan for muslingefiskeri i Lovns bredning 2017/2018

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforeningen Limfjorden og Danmark Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura 2000-området Lovns Bredning.

#### **Mængde og områder**

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lovns Bredning i 2017 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri af 8.000 tons muslinger netto, dels fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller samt dels muslinger til brug for omplantning fra produktionsområde 20 og 21. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2017 – 1. juli 2018. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet medio 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/m<sup>2</sup>.

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/m<sup>2</sup>.

#### **Fiskeribeskrivelse**

Fiskeriet efter blåmuslinger i Lovns 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 dokumenteres, 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".

Det er afgørende for et fiskeri efter konsum muslinger i Lovns bredning at der åbnes op for at kunne fiske indtil 2 meter, da biomassen af muslinger over målet i Lovns bredning, primært ligger på lavere vanddybde pga. de ofte optrædende iltsvind i bredningen. For at undgå, at der drives fiskeri i ålegræsområder, bør der etableres ålegræskasse der specifikt dækker de områder, hvor ålegræsset optræder. Det er vigtigt at dybdekurven følges når kasserne udformes, da fiskerne har brug for at kunne komme så langt ind som muligt og gerne ind til 2 meter hvor udbredelsen af ålegræs tillader dette. Ålegræskasserne fra 2015/2016 især gældende for kasse Å1 har været til stor gene for fiskeriet. Området indeholder betydelige mængder af fangstklare muslinger men ålegræskassen går meget længere ud end udbredelsen af ålegræsset berettiger. Det er vigtigt at dybdekurven følges og at en evt. bufferzone så tillægges denne.

Da alle fartøjer er udstyret med Blackbox systemet kan det nemt kontrolleres at fiskeriet faktisk foregår udenfor områder der indeholder ålegræs. 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 Lovns 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 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 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 10 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Lovns Bredning. Fiskerne til- og framelder produktionsområder de fisker i hos NaturErhverv styrelsen, hvilket opretholder maks. 10 fartøjer i hvert produktionsområde.

## Fiskeplan for søstjernefiskeri i Løgstør, samt Nissum Bredning 2017-18

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

### **Mængde og områder**

På baggrund af DTU-Aqua's estimat samt erfaringer fra det søstjernefiskeri der er gennemført i 2013-2017 i Limfjorden vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 4.000 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 samt 2.000 tons søstjerner i Nissum Bredning i produktionsområderne 1, 2, 3, 4 og 5. Der ønskes ligeledes mulighed for at gennemføre et fiskeri i Lovns Bredning i områderne 21 og 22 på 100 tons.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2017 – maj 2018

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

### **Fiskeribeskrivelse**

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

## BILAG 3

### Udpegningsgrundlag for Fugebeskyttelsesområde 14

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:

Y: Ynglende art.

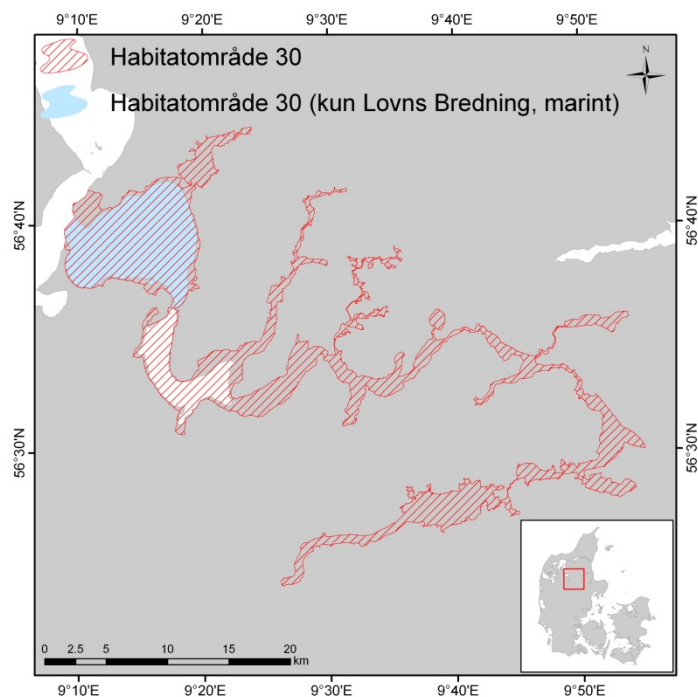
T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 14		
Fugle:	Sangsvane (T)	Hvinand (T)

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016)

## BILAG 4

### Udpegningsgrundlag for Habitatområde 30



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 område H30.

### H 30 Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 30		
Naturtyper:	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)	Klithede* (2140)
	Søbred med småarter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Brunvandet sø (3160)
	Vandløb (3260)	Våd hede (4010)
	Tør hede (4030)	Enekrat (5130)
	Tørt kalksandsoverdrev* (6120)	Kalkoverdrev* (6210)
	Surt overdrev* (6230)	Tidvis våd eng (6410)
	Urtebræmme (6430)	Nedbrudt højmoser (7120)
	Hængesæk (7140)	Tørvelavning (7150)
	Kildevæld* (7220)	Riggær (7230)
	Bøg på mor (9110)	Bøg på muld (9130)
	Ege-blandskov (9160)	Stilkeke-krat (9190)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter:	Kildevældsvindelsnegl (1013)	Grøn kølleguldsmed (1037)
	Stor kærguldsmed (1042)	Bæklampret (1096)
	Flodlampret (1099)	Stavsild (1103)
	Stor vandsalamander (1166)	Damflagermus (1318)
	Odder (1355)	Spættet sæl (1365)
	Blank seglmos (1393)	Gul Stenbræk (1528)

Miljø- og Fødevareministeriet (2016)

DTU Aqua  
Institut for Akvatiske Ressourcer  
Danmarks Tekniske Universitet

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

[www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk)