

# Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2014/2015



**DTU Aqua-rapport nr. 285-2014**  
Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés,  
Kerstin Geitner, Carsten Fomsgaard Nielsen  
og Jens Kjerulf Petersen

# **Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2014/2015**

**DTU Aqua-rapport nr. 285-2014**

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

## 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	9
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	9
3.3	Forvaltningen af muslingefiskeriet	10
<b>4</b>	<b>GENERELT OM LØGSTØR 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	Sigtedybde og udbredelse af ålegræs	18
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	20
<b>6</b>	<b>MAKROALGER</b>	<b>23</b>
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	23
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	24
6.3	Data for makroalger	26
6.4	Makroalger og sigtedybde	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>34</b>
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	34
7.2	Undersøgelser af blåmusligebestanden i Løgstør Bredning 1993-2014	34
7.3	Blåmuslinger og sigtedybde	36
7.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger	36
7.5	Biogene rev	36

<b>8</b>	<b>SØSTJERNER</b>	<b>37</b>
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	37
8.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	37
8.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (1993-2014)	38
8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	43
<b>9</b>	<b>BUNDFAUNA</b>	<b>44</b>
9.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	44
9.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	44
9.3	Konsekvensvurderingen af fiskeriet effekt på bundfauna	46
<b>10</b>	<b>PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER</b>	<b>47</b>
10.1	Black box	47
10.2	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	51
10.3	Iltforhold	54
10.4	Konklusion for kumulative effekter	55
<b>11</b>	<b>ANDRE BESKYTTELSESHENSYN</b>	<b>56</b>
11.1	Beskyttede fugle	56
11.2	Bilag IV-arter	57
<b>12</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>60</b>
	<b>BILAG 1</b>	<b>67</b>
	<b>BILAG 2</b>	<b>69</b>
	<b>BILAG 3</b>	<b>70</b>
	<b>BILAG 4</b>	<b>72</b>

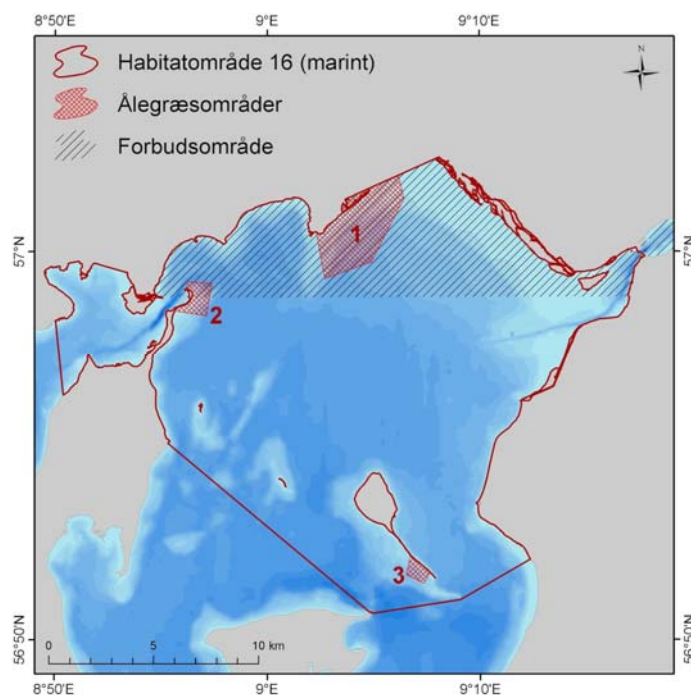
# 1 RESUMÉ

## 1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Habitatområde H16 og Fuglebeskyttelsesområde F12 Løgstør Bredning og inkluderer naturtyperne 1160 "Større lavvandede bugter og vige", 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand", 1170 "Rev" og 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" samt arterne dværgterne (*Sternula albifrons*), hvinand (*Bucephala clangula*), kortnæbet gås (*Anser brachyrhynchus*), lysbuget knortegås (*Branta bernicla hrota*), toppet skallesluger (*Mergus serrator*), havlampret (*Petromyzon marinus*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der identificeret både stenrev og biogene rev i Løgstør Bredning (Anonym 2013).

På anmodning af NaturErhvervstyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger til konsum, 5.000 t blåmuslinger til omplantning og 7.000 t søstjerner og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinier i muslingepolitikken.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter ialt 10.000 t muslinger og 7.000 t søstjerner på vanddybder >5 m og udenfor 3 ålegræskasser og det lukkede område i den nordlige del af bredningen ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



**Figur 1.** Konsekvensvurderingens grundlag. Natura 2000 område (N16) i Løgstør Bredning. Ålegræskasserne er gældende for fiskerisæsonen 2014/2015.

Bestanden af blåmuslinger i H16 var i 2014 på ca. 49.000 t blåmuslinger på vanddybder >3 m, hvilket er en nedgang på 19% i forhold til 2013. Et fiskeri på 15.000 t blåmuslinger, heraf 5.000 t til omplantning, vil reducere bestanden med 31%. DTU vurderer på baggrund af nedgangen i bestanden fra 2013 til 2014 samt

det meget voldsomme iltsvind i Limfjorden i sommeren 2014, at et fiskeri på 15.000 t muslinger ikke vil være bæredygtigt, også selvom der er en vis bestand på vanddybder <3 m. DTU Aqua anbefaler derfor en kvote på 10.000 t blåmuslinger, svarende til 20% af bestanden >3 m, der kan fiskes på vanddybder >5 m og hvor den gennemsnitlige biomasse er 1,42 kg m<sup>-2</sup>. På baggrund af tæthederne i området vurderer DTU Aqua, at det ikke er nødvendigt at skelne mellem konsumfiskeri og omplantningsfiskeri. DTU Aqua vurderer, at så længe kravene om max. antal fiskebåde på 15 i et område af gangen fastholdes, så vil muslingefiskeriet ikke opvirke udpegningsgrundlaget. Fiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af biogene rev i betydende grad.

Der blev fundet ålegræs på max. 4,6 m i Naturstyrelsens monitorering i 2013, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt enkelte frøspirede planter ud til 6 m. Baseret på målte sigtgybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 3,6 m i 2014. Kortlægningen af ålegræsset i 2013 viste stort set samme udbredelse som i 2012. På baggrund af de omfattende undersøgelser 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 Løgstør Bredning. Et fiskeri med muslingeskraber eller søstjernevod udenfor de foreslåede ålegræskasser 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 max. 5 m i Naturstyrelsens monitoreringer i 2012 og 2013, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2013 fandt makroalger ud til 9 m på et enkelt transekt. Baseret på målte sigtgybder er den modellerede maksimale dybdegrænse i 2014 for brunalger 4,7 m og 5,5 m for andre arter. Kortlægningen af makroalger i 2013 viste stort set samme udbredelse som i 2012. Makroalgensamfundene var i 2013 i lighed med 2012 domineret af den invasive sargassotang samt rød- og brunalger. DTU Aqua vurderer, at et muslinge- og søstjernefiskeri på vanddybder >5 m ikke vil overlappende væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Løgstør Bredning. DTU Aqua vurderer ligeledes, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 15 i hvert produktionsområde.

Bestanden af søstjerner er ved hjælp af forskellige metoder estimeret til at være mellem 25.700-39.300 t med forbehold for, at metoderne til bestemmelse af bestandsstørrelse endnu er behæftede med nogen usikkerhed. Et fiskeri på 7.000 t vil fjerne mellem 18-27% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at fiskeri på 7.000 ikke vil påvirke bestanden af søstjerner i en grad, så det truer artens overlevelse eller tilstedeværelse i bredningen eller i Limfjorden.

Arealpåvirkning af det anmodede (15.000 t) og konsekvensvurderede (10.000 t) muslingefiskeri samt søstjernefiskeri er beregnet ud fra biomassetætheder på 1,42 kg m<sup>-2</sup> for blåmuslinger og 1,5 kg m<sup>-2</sup> for søstjerner i Løgstør Bredning. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H16 på 316 km<sup>2</sup> og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%.

Muslinge- og søstjernefiskeri	Biomasse tæthed på vanddybder > 3 m	Total arealpåvirkning ved det angivne fiskeri	Total arealpåvirkning af H16 ved fiskeri
<b>Muslinger:</b> 15.000 t konsummuslinger inkl. 5000 t omplantningsmuslinger	1,42 kg m <sup>-2</sup>	16,3 km <sup>2</sup>	5,1%
10.000 t konsummuslinger inkl. 5000 t omplantningsmuslinger	1,42 kg m <sup>-2</sup>	10,8 km <sup>2</sup>	3,4%
<b>Søstjerner:</b> 7.000 t	1,5 kg m <sup>-2</sup>	7,2 km <sup>2</sup>	2,3%

Der vil forekomme bundfauna i hele Løgstør Bredning om end denne i specielt den sydlige del af H16 vil være præget af forekomster af iltsvind i området og i særlig grad et omfattende iltsvind i sommeren 2014. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 3 år.

Fødebehovet for hvinand i Løgstør Bredning kan estimeres til 16.677 t blåmuslinger eller 34% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 7.000 t søstjerner ikke vil påvirke hvinand eller de andre beskyttede arter dværgterne, kortnæbet gås, lysbuget knortegås, toppet skallesluger, havlampret og spættet sæl. Der blev landet 11,8 t sten i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2013/2014. 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 af 10.000 t, er på 10,8 km<sup>2</sup> svarende til 3,4% af arealet af H16 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 1,42 kg m<sup>-2</sup>. I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Arealet, der bliver påvirket af det planlagte søstjernefiskeri på vanddybder >5 m, er beregnet for en tæthed af søstjerner på 1,5 kg m<sup>-2</sup> og inkluderer ikke påvirkning fra prøvefiskeri, og i beregningen er der antaget en effektivitet af søstjernevoddet på 65% svarende til den lette skraber. Arealpåvirkningen af muslingefiskeri i 2012 og 2013 er baseret på black box målinger og var henholdsvis 0,6% og 1,2%. Pga. af overlap i områder, der er blevet fisket, så er det samlede påvirkede areal for de to fiskerisæsoner en andelse mindre (1,7%) end for det akkumulerede areal for begge sæsoner (1,8%). I de kumulative beregninger er der medtaget det reducerede areal.

For ingen af økosystemkomponenterne overskrider de kumulerede arealpåvirkning 15% ved et fiskeri af 15.000 t blåmuslinger og 7.000 t søstjerner (se nedenstående tabel). Der er i beregningerne taget højde for såvel makroalgernes heterogene fordeling og søstjernevoddets mindre påvirkning sammenlignet med muslingeskraberen.

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Sc. = Scenarie (sc 1 = 15.000 t og sc 2 = 10.000 t ). Arealet af Løgstør Bredning er 316 km<sup>2</sup>. Der er i beregningerne taget højde for såvel makroalgernes heterogene fordeling samt søstjernevoddets mindre påvirkning sammenlignet med muslingeskraberen. Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen for 2013/2014 pga. black box data.

	Gendannelsesetid (år)	2010/11	2011/12	2012/13 + 2013/14 (Black box data)		Kumuleret + 2014/15		Søstjerner
						sc 1	sc 2	
<b>Blåmusling</b>	3			1,7		6,8	5,1	0,2
<b>Makroalger</b>	>5	1,1	1,3	1,3		7,5	6,2	1,7
<b>Bundfauna</b>	2-4		1,7	1,7		8,5	6,8	1,2
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0	0	0

## 2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger på Natura 2000 området i Løgstør Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F12 og habitatbeskyttelsesområde H16 og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 4), som NaturErhvervstyrelsen har udsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforenings fiskeplan (Bilag 3).

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 568 af 21/5 2014 §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 NaturErhvervstyrelsens anmodning (Bilag 4). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Der blev for Natura 2000 området i Løgstør Bredning besluttet en Natura 2000 plan i december 2012. Der er udarbejdet retningslinjer vedr. henholdsvis vandkvalitet og fysisk påvirkning fra bundslæbende redskaber for den marine naturtype rev (1170), hvis udbredelse er blevet kortlagt i 2012 af Naturstyrelsen. Der er ikke udarbejdet retningslinjer for den marine naturtype større lavvandede bugter og vige (1160), hvor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal. For naturtypen 1160, samt for arter uden fastsatte måltal har DTU Aqua vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker relevante arters mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser ifølge Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d: *”Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af artens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for arten. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket.”* På baggrund af en manglende specifik målsætning for Natura 2000 området i Løgstør Bredning er denne vurdering baseret på Natura 2000 planens vurdering af en ugunstig bevaringstilstand i naturtype 1160 (Miljøministeriet 2011). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning, der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser. Naturstyrelsen Vestjylland og DCE's datacenter har været kontaktede i forhold til at sikre, at analysen anvender de nyeste tilgængelige data. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DMU for hvinand i Limfjorden (Laursen og Clausen 2008). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H16, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.



## 3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

### 3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Danmarks Fiskeriforenings Producent Organisation og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 området i Limfjorden i fiskerisæson 2014/2015 (Bilag 3). Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensvurdering i de tilfælde, hvor anmodningen fra NaturErhvervstyrelsen (Bilag 4) ikke modificerer fiskeplanen.

I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 15.000 t blåmuslinger til konsum (skallængde >4,5 cm) fra bestande i områder, der har større biomassetæthed end 1 kg m<sup>-2</sup>. Derudover ønskes det et fiskeri af muslinger til omplantning på 5.000 t, hvor biomassetætheden er større end 2,5 kg m<sup>-2</sup>. I det tilfælde, at kvoten til omplantning ikke udnyttes, ønskes dette tillagt den samlede mængde der må fiskes i området. I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Maksimalt 15 fartøjer vil fiske i hvert produktionsområde samtidigt og alle muslingefartøjer er udstyret med en black box, der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110 "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev", som omfatter både stenrev og biogene rev. Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 4 m.

Den fulde fiskeplan kan læses i Bilag 3.

### 3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Foranlediget af mødet mellem DTU Aqua, Danmarks Fiskeriforening, Central Foreningen Limfjorden og NaturErhvervstyrelsen den 26. maj 2014 om fiskeri efter muslinge- og østersfiskeri i Natura 2000 områder Limfjorden for 2014/2015 sæsonen, er der fremsendt følgende bestilling (Bilag 4).

Konsekvensvurderingerne for hhv. Lovns Bredning og Løgstør Bredning skal tage udgangspunkt i, at der stilles krav om anvendelse af den lette skraber samt i anvendelse af black box.

Afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger skal tage udgangspunkt i den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger – således at der ses på muslingebestand, ålegræs, markoalger og bundfauna (jf. trappemodellen i Muslingepolitikken). Den acceptable arealmæssige kumulative påvirkning er med muslingepolitikken fastsat til 15%.

For Løgstør Bredning fastsættes kvoten til 10.000 tons (konsum) og 5.000 tons (omplantning). DTU Aqua anmodes om at vurdere om denne kvote er bæredygtig for blåmuslingebestanden i området, som ifølge DTU Aqua er faldet i forhold til året før.

Dybdegrænsen for fiskeriet fastsættes til 5 m og 6 m omkring Livø i henhold til DTU Aquas ålegræsmålinger.

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 7.000 t søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger.

### **3.3 Forvaltningen af muslingefiskeriet**

Fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 568 af 21/05/2014 og bekendtgørelse nr. 887 af 08/07/2014. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og 2013).

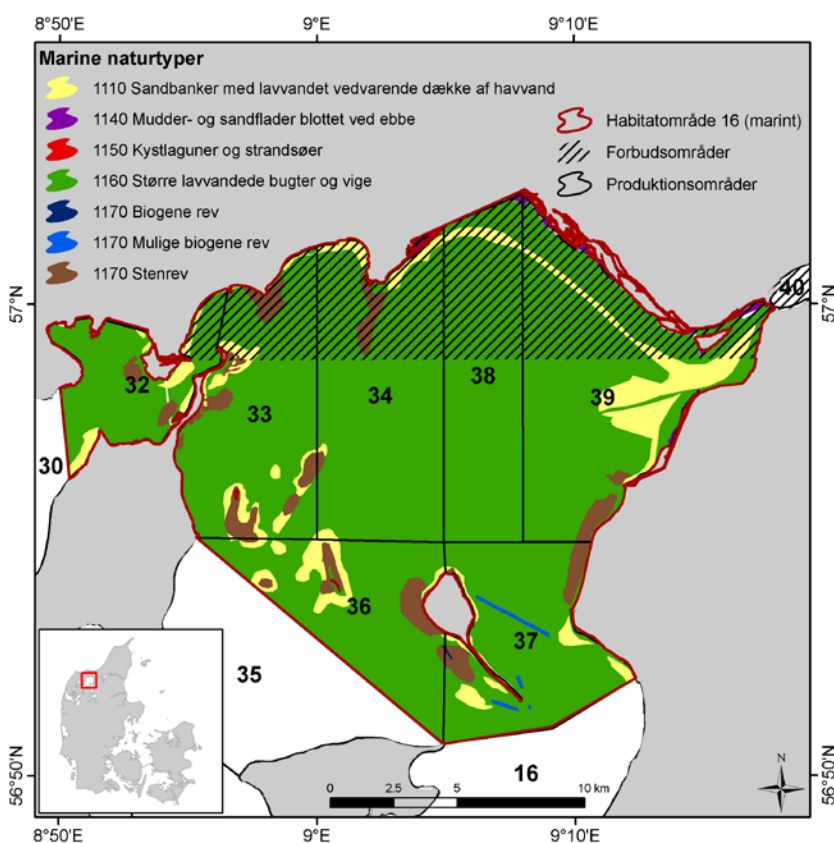
Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

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

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

## 4 GENERELT OM LØGSTØR BREDNING

Produktionsområde 32-34 og 36-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår 6 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet F12 (Bilag 2), hvoraf det kun er hvinanden, der fouragerer på muslinger. I Habitatområdet (Bilag 1) indgår 4 marine naturtyper i udpegningsgrundlaget, herunder "Større lavvandede bugter og vige" (1160), "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand" (1110), "Rev" (1170) og "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) med et areal på henholdsvis 269,5 km<sup>2</sup>, 25,9 km<sup>2</sup>, 16,4 km<sup>2</sup> og 1,8 km<sup>2</sup> (Figur 2). Naturtypen "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at det ikke påvirkes af muslingefiskeri. Denne naturtype inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, hvor der er kortlagt flere stenrev og ét identificeret biogent rev bestående af hestemuslinger med associeret fauna samt flere mulige biogene rev (Anonym 2013), men en endelig verificering af alle revene mangler. I konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev.



**Figur 2.** Udbredelse af naturtyperne: Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, samt naturtypen Rev (1170), hvis udbredelse ikke er verificeret.

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

## 5 ÅLEGRÆS

### 5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

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

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

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

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtddybde, foregår gennem asekuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på  $<30 \text{ cm år}^{-1}$  (Olesen og Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Hootsmans et al. 1987, Churchill 1983, 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 belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Ny forskning viser, at ålegræsset fortrins-

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

## 5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

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

**Direkte effekter:** Muslingskrab kan forårsage skade på bestande af ålegræs gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan 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 er der i tætte ålegræsbede sjældent større forekomster af muslinger, effektiviteten af skraberer er endvidere meget lav i ålegræsbede og endelig vil der med udgangspunkt i NaturErhvervstyrelsens anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Løgstør 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). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring af vandkvaliteten og deraf følgende større sigtddybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskab og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraberer er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation af dybdegang af den lette muslingskraber og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning, men da den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, kan det antages, at den vil have en mindre påvirkning og maksimalt vil påvirke de samme dybder. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DSC og 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 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 må således forventes at gøre mindre skade på ålegræsset, men vil sandsynligvis skade frøspirede planter og nye skud, men ikke frøpuljen.

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

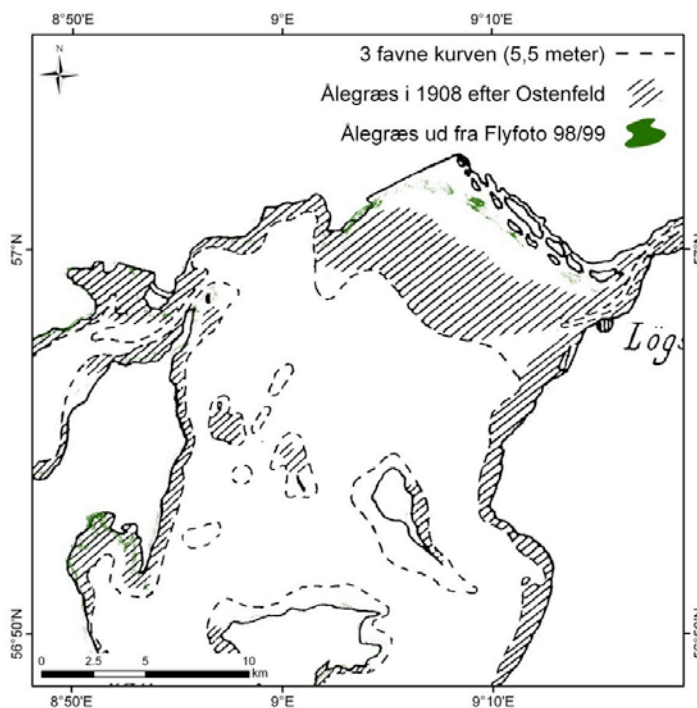
Resuspension ved skrabning er beskrevet i afsnit 5.5. Sigtdybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Muslingeskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann and Hoffman 1991, Dayton et al. 1995, Dyekjær et al. 1995, Johnson 2002: Morgan & Chuepagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) 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 muslingeskraber. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette muslingeskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Løgstør Bredning som beskrevet i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse (Bilag 4). Ved brug af skraber til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabe område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al. 1985, Spencer 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 and 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 på Dansk Skaldyrcenter, 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. Foreløbige undersøgelser gennemført af DTU Aqua har vist, at en betydelig effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrabeområdet. Ved fiskeri i Løgstør Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingeskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber fanger 50% mindre mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al. 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil

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

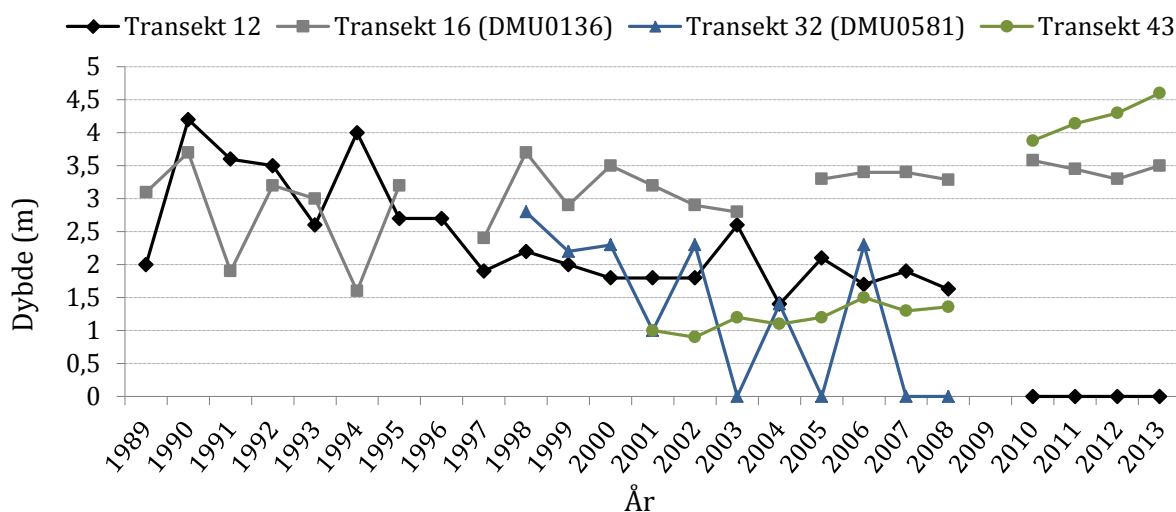
I 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 3. Det skal bemærkes, at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Ålegræsbevoksninger ved den maksimale 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 baseret på undersøgelser af Ostenfeld (1908) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt vha. flyfotos vist (Kilde: DMU, angivet med grønt).

Figur 4 viser dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden, der i en årrække (1989-2013) er blevet monitoreret på en række faste transekter af de tidligere amter, nuværende Naturstyrelsen (placering af transekter se Figur 5). Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Løgstør Bredning i 2013 var henholdsvis 4,6, 3,5 og 0 m på transekt 43, 16 og 12. Ålegræssets dybdegrænse har været stigende de senere år i den nordlige del af bredningen. I den sydlige del af bredningen har ålegræssets dybdegrænse været i tilbagegang siden 2004, og ålegræsset er helt forsvundet på transekt 32 og er ikke blevet monitoreret siden 2008. Den dårlige tilstand i den sydlige

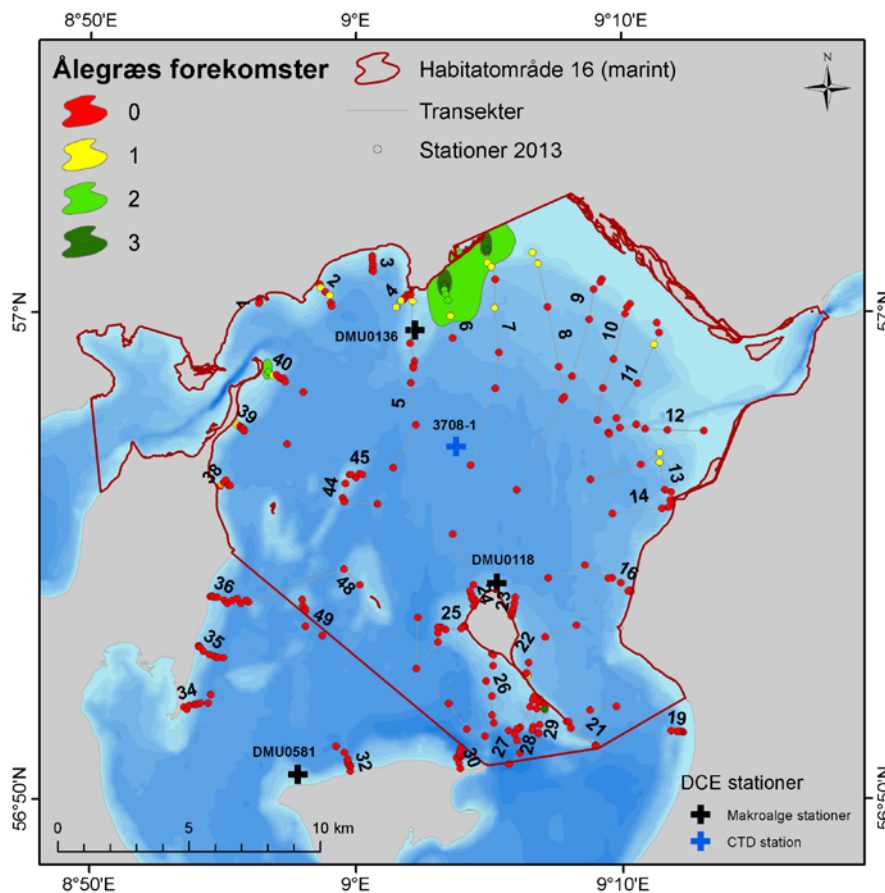
del af bredningen skyldes formodentligt, det hyppige iltsvind i denne del af fjorden, idet der ikke er blevet skrabet indenfor vanddybder <4 m de sidste fire år og indenfor 3 m de sidste 15 år.



**Figur 4.** Dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning på transekterne 12, 16, 32 og 43. Transekt 16 og 43 ligger i den nordlige del af Natura 2000 området. Transekt 12 og 32 ligger udenfor Natura 2000 området (Naturstyrelsen Vestjylland, 2013). Transekt 32 er ikke blevet monitoreret siden 2008.

DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræs i Løgstør Bredning i 2009 (50 transekter, 1-4 m) og 2010 (40 transekter, 2-6 m) i oktober-november. I 2009 var den maksimale dybdeudbredelse 4 m. Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at der kun blev målt ud til 4 m dybde og at ålegræsset med stor sandsynlighed også forekom på større vanddybder (Poulsen et al. 2010). I 2010 var den maksimale dybdeudbredelse 5 m (Christoffersen et al. 2011). I sommeren 2012 (juni-september) blev disse videomonitoringer udvidet yderligere og inkluderer nu 44 transekter med hver 6 dybder: 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m og i sommeren 2013 blev transekterne udvidet til at også omfatte dybder helt ud til den maksimale dybde på 11 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) sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte "klumper" af ålegræs og 1) enkeltstående frøspirede planter. Forekomsterne blev herefter interpoleret til at visualisere den mest sandsynlige rumlige fordeling i Løgstør Bredning. Interpolationen giver mulighed for at sandsynliggøre potentielle forekomster af ålegræs i sammenhængende områder. I Figur 5 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og klumpede forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter, da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning (Figur 6).

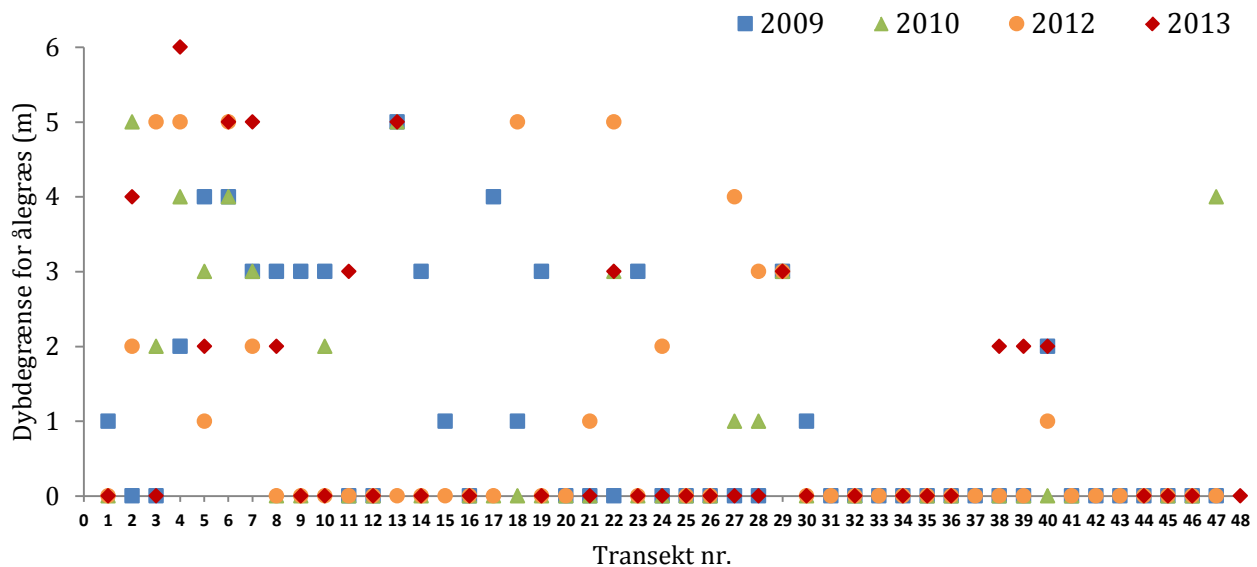




**Figur 5.** Dækningsgraden af ålegræs på 37 transekter i Løgstør Bredning i 2013, hver bestående af 6-11 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m samt 7, 8, 9, 10 og 11 i de dybere dele af bredningen, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret (rød, kun vist som punkter); 1 = enkeltstående frøspirede planter (gul, kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre ”klumper” (lysegrøn); 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede (mørkegrøn). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i én meters intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m havbund. Billedbredden på videokameraet var 50 cm.

På 30% af transekterne på 1 m vanddybde blev der fundet ålegræs i en af de tre kategorier. På 3 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 24% af transekter, på 4 m blev der fundet ålegræs på 14% af transekterne, på 5 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 8% af transekterne og på 6 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 3% af transekterne (transekt 4). Her var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 6 m og det gælder udelukkende for enkelte frøspirede planter på ét transekt og med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al. 2009). På vanddybder >6 m blev der ikke fundet ålegræs.

Tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes primært i 3 områder i Løgstør Bredning, i henholdsvis den nordlige del af bredningen og omkring Livø Tap. Det resterende ålegræs bestod også i 2013 af spredte, enkeltstående ålegræsplanter (dækningsgrad 1-2), og størstedelen af bestanden i Løgstør Bredning består af enkeltstående planter. Den maksimalt observerede dybdegrænse for overlevende ålegræs er således 5 m.

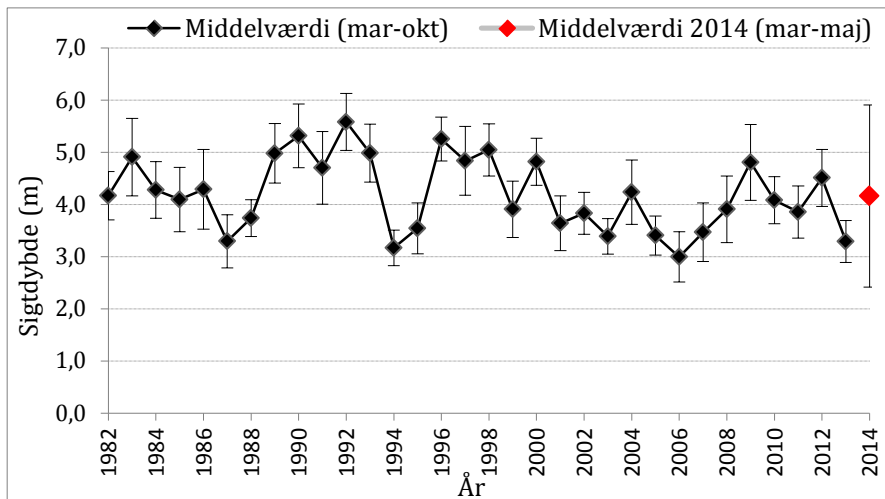


**Figur 6.** Observeret maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning i 2009, 2010, 2012 og 2013 på 37 transekter. I 2009 blev der udelukkende foretaget målinger ud til 4 m. I 2010-2012 blev der udelukkende foretaget målinger ud til 6 m. I 2013 blev der foretaget målinger ud til 11 m. X-aksen præsenterer transekterne, vær opmærksom på at alle transekter ikke er monitoreret hvert år.

Dansk Skaldyrcenter, DTU Aquas omfattende undersøgelser af ålegræs blev foretaget i juni-september 2012 og 2013. Store dele af en ålegræsbestand 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 Løgstør Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud. 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.

#### 5.4 Sigtedybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtedybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer af amter/miljøcentre/Naturstyrelsen. Af disse ligger én station (Nr. 3708-1) inden for Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtedybden siden 1982. Sigtedybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne og den laveste i forårmånederne. Figur 7 viser den gennemsnitlige sigtedybde i perioden 1982-2014 fra marts til oktober, som svarer til vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor har sigtedybden i den periode betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002).



**Figur 7.** Den gennemsnitlige sigtdybde ( $\pm 2$  S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3708-1 i perioden 1982-2014. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ( $n = 8-35$  per år). For 2014 er målinger fra marts til maj ( $n = 5$ ) medtaget (Kilde: DMU MADS og Naturstyrelsen Vestjylland).

Sigtdybden i perioden 1982-2014 svinger mellem 3 og 5,5 m (Figur 7). Sigtdybden i 2013 var 3,3 m og er således faldet i forhold til 2012, hvor den var 4,5 m. I 2014 har DTU Aqua medtaget data fra marts til maj måned. Den gennemsnitlige sigtdybde fra marts til maj i 2014 er  $4,2 \pm 2,0$  m (gennemsnit  $\pm$  standardafvigelse).

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Krause-Jensen et al. 2008, Nielsen et al. 2002). På baggrund af en gennemgang af modellerne og sammenligning med observerede dybdegrænser er der til denne analyse valgt en model udviklet af Nielsen et al. (2002) baseret på et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes hos Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts 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 Vestjylland i 2014 var i Løgstør Bredning i gennemsnit 4,2 m i perioden marts til maj. På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 3,6 m ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2013 for levende ålegræs var 4,6 m på Naturstyrelsens stationer og 6 m i DTU Aquas undersøgelser.

**Tabel 1.** Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 2008-2014. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybderne for 2008-2013 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Naturcenter Vestjylland og de med \* markerede værdier er beregnet for perioden marts-maj 2014. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. Naturcenter Vestjyllands transekter og DTU Aquas transekter. \*\* I 2009 monitorerede DSC kun ud til 4 m. \*\*\* I 2010 monitorerede DSC kun ud til 5 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sigtdybde (m)	3,9	4,8	4,1	3,9	4,5	3,3	4,2*
Observeret dybdegrænse NST (m)	3,3	-	3,9	4,1	4,3	4,6	-
Observeret dybdegrænse DSC (m)		4**	5***		5	6	-
Model-estimeret dybdegrænse (m)	3,4	4,1	3,6	3,4	3,9	2,9	3,6*

Der har det seneste år været rejst en 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 alle år været større end de modelestimerede.

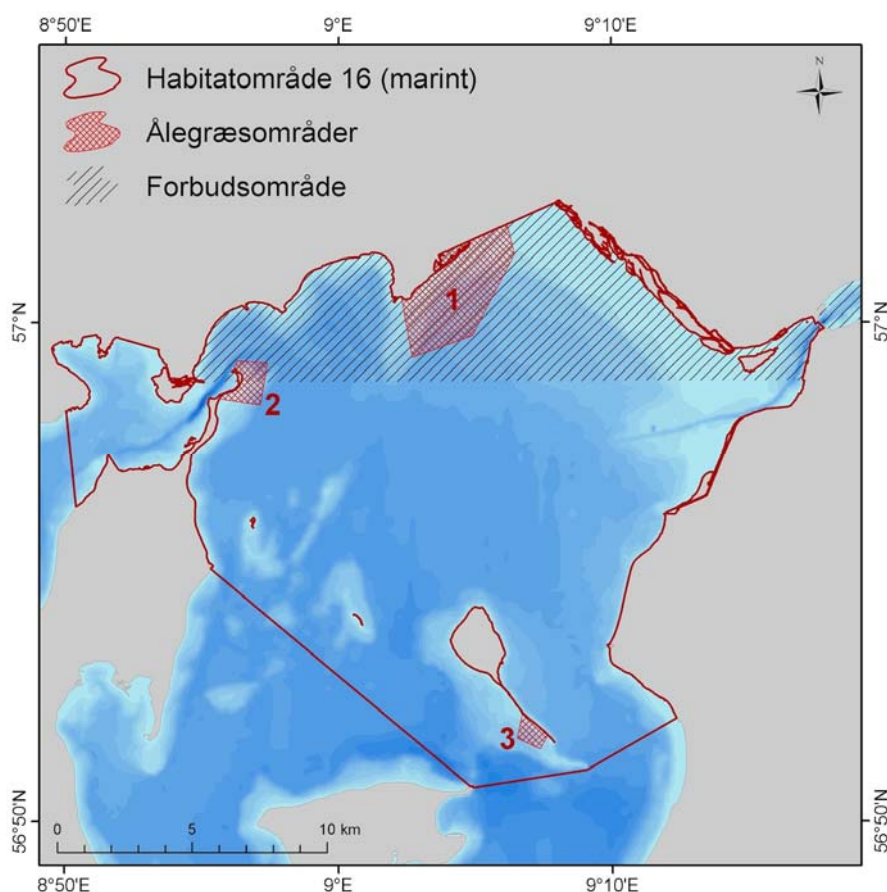
## 5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Ålegræskasser, hvor alt fiskeri er forbudt, kan være et egnet middel til at beskytte sammenhængende bestande af ålegræs. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse har DTU Aqua fastlagt 3 sammenhængende områder, hvor der er forekomst af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 300 m bufferzone omkring bedene. Det ene område ligger indenfor det lukkede områder, og er derfor ikke angivet med koordinanter, men markeret på Figur 8. 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. 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 DTUs forslag til ålegræskasser er som følger (se Figur 8):

Koordinater for ålegræskasser (ålegræskasse 1 er ikke medtaget her, da den ligger indenfor det lukkede område):

Å2	56	59,076	N	8	56,176	E
	56	59,244	N	8	56,283	E
	56	59,196	N	8	57,396	E
	56	58,356	N	8	57,145	E
	56	58,482	N	8	55,673	E

Å3	56	52,170	N	9	6,715	E
	56	51,684	N	9	6,526	E
	56	51,468	N	9	7,361	E
	56	51,756	N	9	7,640	E



**Figur 8.** Forslag til placering af 3 ålegræskasser i Løgstør Bredning. Ålekasse 1 ligger indenfor det lukkede område. Alt fiskeri i ålekasse 2 og 3 er forbudt.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber samt med søstjernevod i Løgstør Bredning på vanddybder >5 m og udenfor de angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H16. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2013 vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, og ikke kan forventes succesfuld overlevelse af enkelte frøspirede planter. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i NaturErhvervstyrelsens anmodning om brug af den lette skraber, max. 15 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter søstjerner i tre områder på vanddybder >5 m.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Løgstør Bredning i 2012 og 2013 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af fiskeplanens forslag til fiskeri. Resultaterne fra transektundersøgelsen i 2013 er stort set sammenfaldende med tidligere undersøgelser gennemført af DTU Aqua med samme metode. De omfattende undersøgelser giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på få transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en lille usikkerhed, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

Fiskeri efter søstjerner vil anvende et søstjernevod. Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al. 2009), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug af søstjernevoddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden.

Opfiskning af op til 10.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtdybden i habitatområde H16, 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 Løgstør Bredning.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtdybden væsentligt i sommerperioden. NaturErhvervstyrelsen har siden 2011 påbudt anvendelse af den lette skraber til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet betydeligt i forhold til ved fiskeri med hollænderskraberen.

Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 7.000 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtdybden i Løgstør Bredning.

Disse konklusioner er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber og søstjernevoddet ikke er kvantificeret. Imidlertid vil begge redskaber med overvejende sandsynlighed medføre en betydeligt 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, vanddybde og dermed lysintensitet, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al. 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringssalte er vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til fremvækst af fytoplankton og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (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 udskygge de 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 fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (Krause-Jensen et al. 2009). De ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010).

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

I basisanalysens vurdering bliver butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) nævnt som en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Løgstør Bredning blev der i de detaljerede studier i 2012 og 2013 fundet sargassotang på henholdsvis ca. 83 og 95% af transekterne og sargassotang er en meget betydende komponent i bredningens makroalgensamfund. I nylige studier er det vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende fauna-arter (Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008). Andre resul-

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

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx referencer i Møhlenberg et al. 2008). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst udfor Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgесamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisateur af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt m<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 strukturerende elementer medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og fler-årige 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 samt rurer og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med de invasive makroalgearter sargassotang og gracilariatang. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

## 6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber eller søstjernevod på makroalgесamfundene 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. Muslingskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingskrab 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 skræbes 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.

Ved muslingskrab 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 muslingskaller. 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. Sættningen 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 området de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigtvoksende makroalgearter (herunder opportunistiske arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem. Der er ikke betydende forekomster af ikke-fastsiddende makroalger i Løgstør Bredning, men med den svage forekomst af ålegræs og de generelt høje koncentrationer af fytoplankton, domineres primærproduktionen i bredningen af arter med hurtig regenerering og lille oplagring af næringssalte. Årsagen til den dominerende forekomst af den invasive sargassotang i Løgstør Bredning er ikke kendt og det kan ikke udelukkes, at fiskeriet kan have været en medvirkende årsag.

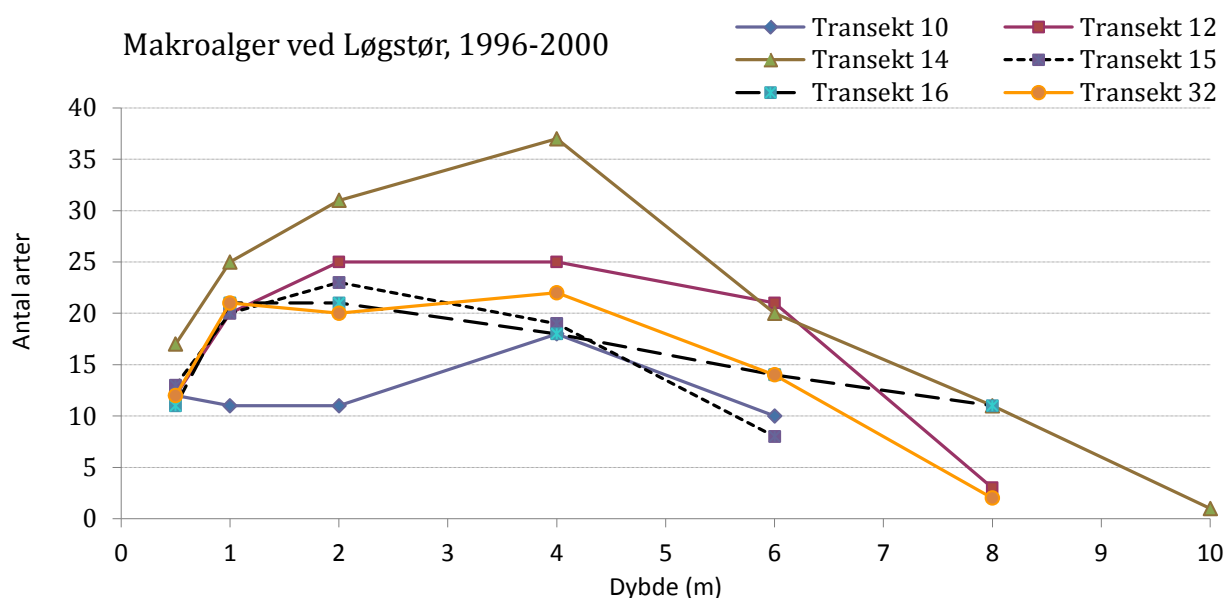
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, et-årige opportunistiske arter som søsalat og krøllhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter har en meget lav forekomst i Løgstør Bredning, bliver ikke på tilsvarende vis som de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt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

**Indirekte effekter:** Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingskrab 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 kan have negative effekter på sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996).

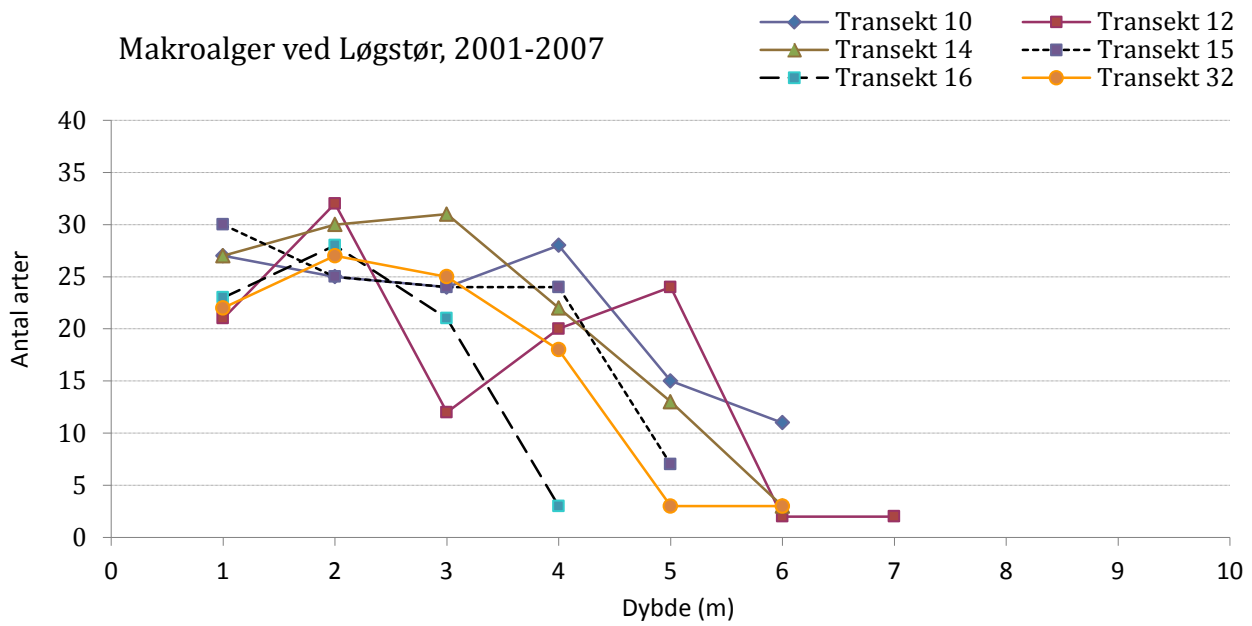
Tidligere undersøgelser har vist forekomst af afrevne blade af større makroalger ved brug af søstjernevod (Holtegaard et al. 2008). Nye undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise det samme og har desuden heller ikke kunne påvise fangst af sten. Der foreligger dog ikke systematiske undersøgelser af voddets effekt på makroalger.

### 6.3 Data for makroalger

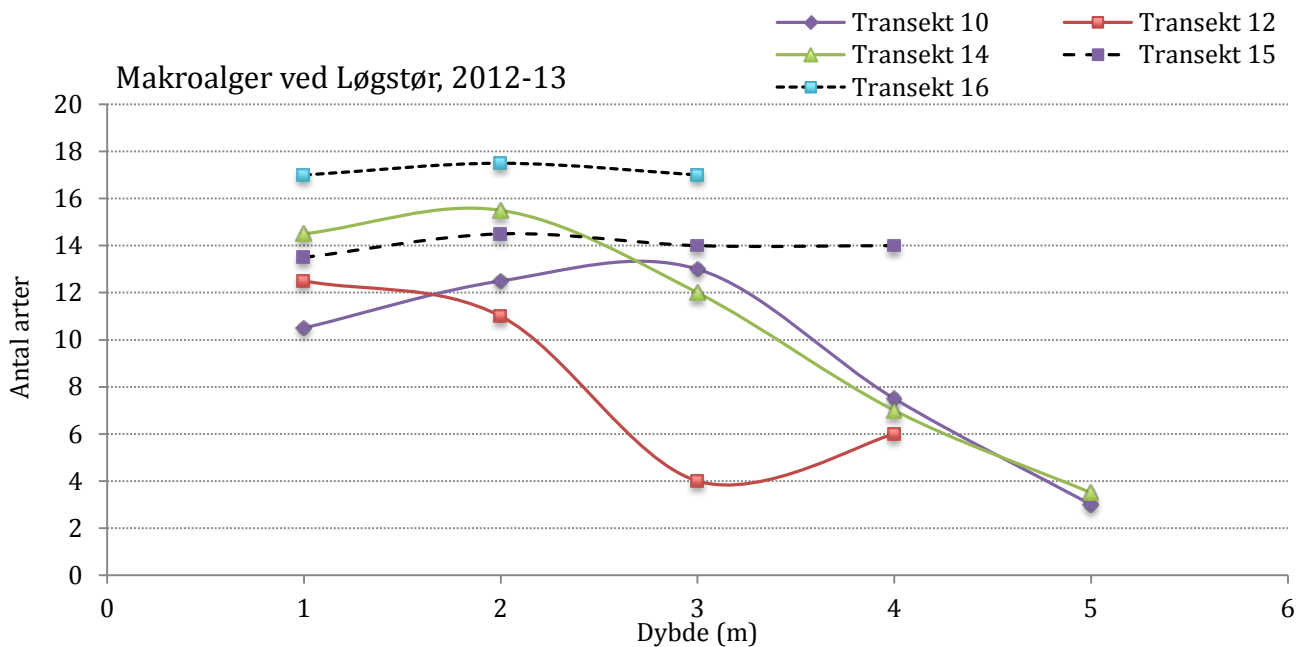
Der foreligger ikke historiske data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Løgstør Bredning. I nyere tid er dybdegrænsen for makroalgerne heller ikke blevet monitoreret. I perioden 1988-2007 er dækningsprocenten for de observerede makroalgearter blevet monitoreret af de tidligere Limfjordsamter og senere Miljøcenter Ringkøbing, men kun ud til en forudbestemt dybde, hvorfor den maksimale dybdegrænsen for makroalgearterne heller ikke i denne periode er blevet registreret. Naturstyrelsen Vestjylland foretog ikke vegetationsundersøgelser i Løgstør Bredning i 2009, og databaseproblemer har forhindret adgang til data for 2008, 2010 og 2011. De nyeste data for makroalgernes dybdeudbredelse fra Naturstyrelsen er fra 2012 og 2013 (Figur 11). Makroalger er blevet monitoreret og observeret ud til 7 m i Løgstør Bredning i perioden 2001 til 2007 (Figur 10) og ud til 5 m i 2012-2013 (Figur 11). Transekt 32 er ikke blevet monitoreret siden 2008. Der er observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 m dybde i perioden 1996-2000 (Figur 9). Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er derfor ukendt, men ifølge nyere data mindst 7 m. De dybest forekommende makroalger i Løgstør Bredning er den invasive sargassotang og skorpeformer af rød - og brunalger.



**Figur 9.** Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 1996-2000 (Naturstyrelsen Vestjylland 2009).

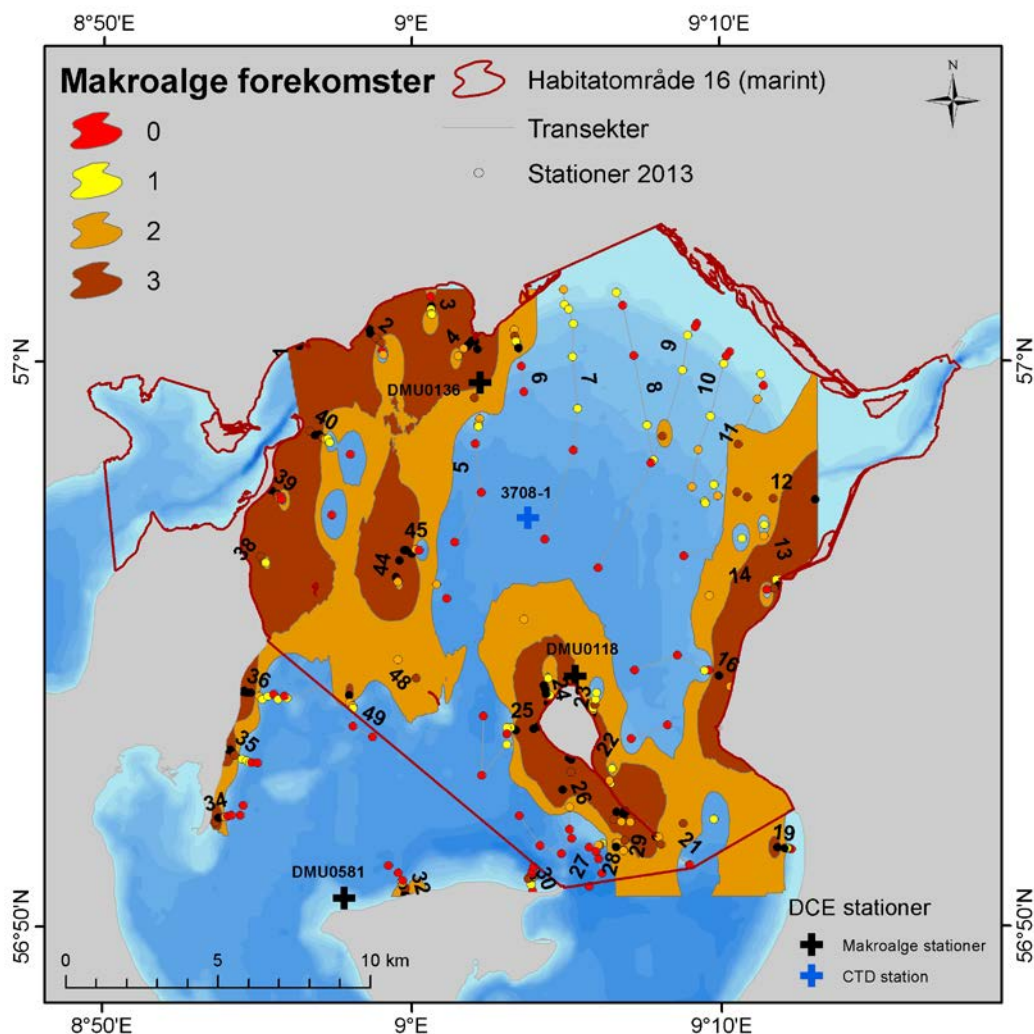


**Figur 10.** Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2001-2007 (Naturstyrelsen Vestjylland 2009).



**Figur 11.** Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2012-2013 (Naturstyrelsen Ålborg, 2013).

Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua gennemførte i sommeren (juli-september) 2012 og 2013 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Løgstør Bredning. Der blev udlagt 44 transekter, hvor der på hver af dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 12) og i 2013 helt ud til 11 m blev trukket en slæde påmonteret et HD videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i de overordnede grupper: Rødalger (minus skorpeformede rødalger), skorpeformede alger, brunalger (minus sargassotang), sargassotang, opportunistiske brunalger og opportunistiske grønalger.

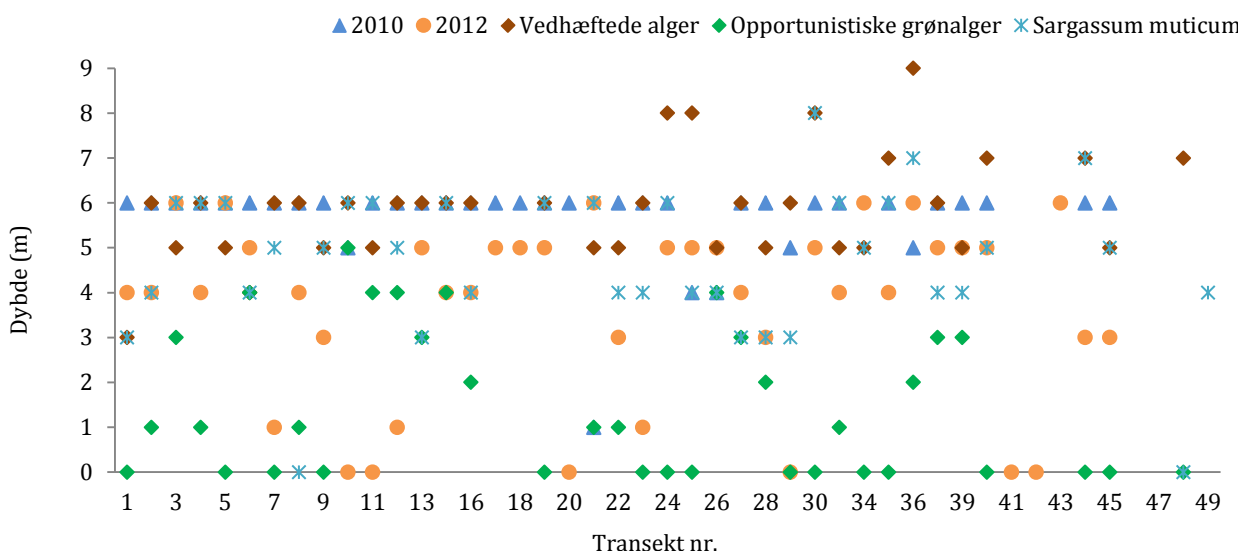


**Figur 12.** Udbredelsen af makroalger på 28 transekter i Løgstør Bredning i juli-september 2013, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 og 11 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Forekomst 0 = Makroalger er ikke observeret (rød); 1 = 1-2 makroalger på positionen (gul); 2 = små klumper af makroalger og/eller >2 arter (orange); 3 = store eller mellemstore klumper og/eller >3 arter (brun). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund.

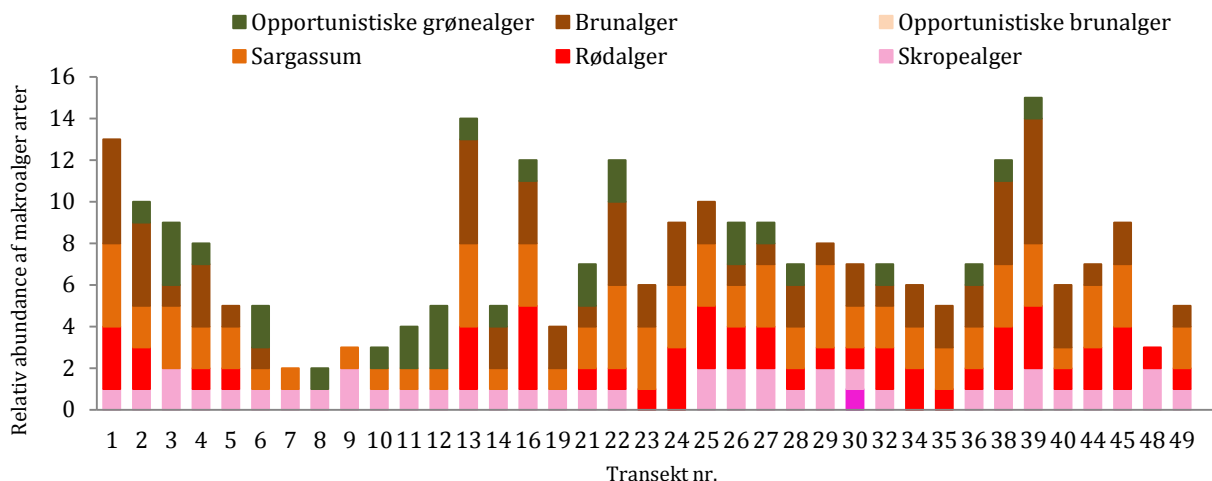
I 2013 blev der fundet makroalger på 100% af transekterne. Der blev fortrinsvis fundet makroalger på lavt vand, men max. dybdeudbredelse var 9 m, hvor der blev fundet makroalger på 3% (transekt 36) af transekterne. Størstedelen af forekomsterne af makroalger var ud til max. 6 m dybde. I Figur 12 er vist tilstedeværelse og dækningsgrader af makroalger på transekterne. I Figur 13 er vist dybdeudbredelsen fordelt på henholdsvis fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (som fx brunalger) og ikke-fastsiddende, opportunistiske arter (fx søsalat eller krølhårstang). I Figur 14 er vist sammensætning af makroalgесamfundene fordelt på overordnede grupper. Den største diversitet og de højeste dækningsgrader blev fundet på stenrev eller ralbund. Sargassotang var den dominerende art efterfulgt af brunalger og skorpeformede rødalger, hvoraf sidstnævnte især var dominerende på stenrevene.

I 2012 blev sargassotang fundet på 83% af transekterne og på 38% af alle punkterne i undersøgelsen. I 2013 blev sargassotang fundet på 95% af alle transekterne og på 52% af alle punkter, der indgik i undersøgelsen. Resultaterne fra 2012-2013 indikerer, at sargassotang spreder sig i bredningen både i forhold til areal og dybde. Yderligere studier foretaget af DTU Aqua, men som ikke er præsenteret i denne rapport, indikerer, at biomassen af sargassotang har været stigende fra 2012 til 2014 i Løgstør Bredning.

Gracilariatang er i 2013 blevet observeret i lave forekomster på ét transekt i Løgstør Bredning, mens gracilariatang ikke blev observeret i 2014 i et intensivt studie foretaget af DTU Aqua i andet regi. Forekomsten i 2013 er første gang gracilariatang er blevet observeret i Løgstør Bredning, mens den i Nibe Bredning første gang blev observeret i 2005.



**Figur 13.** Dybdegrænse i Løgstør Bredning i juni-september 2013 på 37 transekter for makroalgegrupperne: Fastsiddende (brun ruder), ikke-opportunistiske arter (grøn ruder) og sargassotang (blå krydser). Tilstedeværelse af makroalger fra undersøgelsen i 2012 (gule cirkler) og 2010 (blå trekanter) er ligeledes medtaget. Videomoniteringen gik i 2013 til 11m, i Løgstør Bredning. Transekternes placering er bl.a. vist på Figur 12.



**Figur 14.** Maksimal dækningsgrad og sammensætning af overordnede grupper af makroalger på 37 transekter i Løgstør Bredning i juli-september 2013. De forskellige grupper er angivet med forskellige farver. For hver transekt er punktet med størst dækning af de enkelte grupper valgt. Transekterne bestod af punkter i 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 og 11 m dybde. På hvert punkt blev der foretaget videomonitoring på ca. 90 m parallelt med kysten. Transekternes placering er bl.a. vist på Figur 12. Forekomst af makroalger blev baseret på følgende kategorier af forekomst: 0 = Makroalger er ikke observeret; 1 = 1-2 makroalger observeret langs transektet; 2 = små klumper af makroalger observeret; 3 = store eller mellemstore klumper; 4 = stor klumper af makroalger observeret; >4 = tætte klumper af makroalger med en høj artsdiversitet.

I tidligere studier foretaget af DTU Aqua fra 2012 blev der fundet makroalger på 86% af transekterne (dog kun målt ud til 6 m). Der blev fortrinsvis fundet makroalger på lavt vand, men max. dybdeudbredelse var 6 m, hvor der blev fundet makroalger på 18% af transekterne. Makroalger fundet på 6 m var fortrinsvis den invasive sargassotang, men på 2 transekter blev der endvidere fundet ikke-invasive, fastsiddende makroalger. I 2010 blev der fundet makroalger på 100% af de videomonterede transekter med en max. dybdeudbredelse på 6 m (dog kun målt ud til 6 m), hvor der blev fundet makroalger på 76% af transekterne. I 2010 blev der ikke foretaget bestemmelse af makroalgensammensætningens overordnede artssammensætning. I 2009 var der forekomst af makroalger på 100% af 50 transekter. Transektundersøgelsen i 2009 blev gennemført i oktober måned, men kun på vanddybder ud til 4 m, og makroalgerne blev ikke bestemt til art eller gruppe.

## 6.4 Makroalger og sigtedybde

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

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

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

hvor ( $\pm$  angiver standard afvigelsen 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 sigtdybde. Ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2013 (marts-oktober) på 3,3 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 3,5 m og for andre makroalger til at være 4,1 m, hvilket stemmer overens med den observerede udbredelse (Tabel 2). Den potentielle dybdegrænse for hhv. brunalger og andre alger i 2014 beregnes til at være 4,7 og 5,5 m i Løgstør Bredning alene ved brug af sigtdybdeobservationer for perioden marts-maj på 4,2 m.

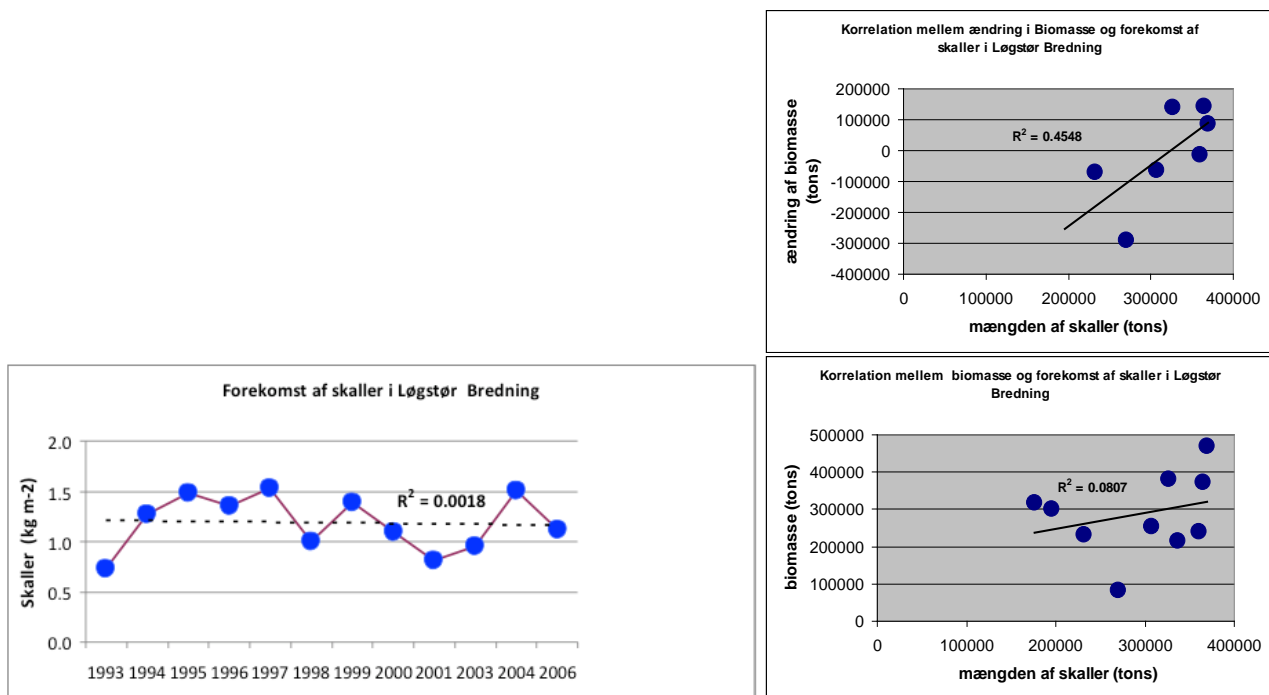
**Tabel 2.** Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Løgstør Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) på baggrund af data fra Naturstyrelsen Vestjylland. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002). \*Er kun beregnet for perioden marts-maj og dækker ikke hele vækstsæsonen. \*\* Kun målt til 4 m.\*\*\* Kun målt til 6 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sigtdybden (m)	4,8	4,1	3,9	4,5	3,3	4,2*
Observeret dybdegrænse (m)	4**	6***	-	6***	9	
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	6,4	4,6	4,3	5,2	3,5	4,7*
Estimeret dybdegrænse andre (m)	6,0	5,3	5,0	6,0	4,1	5,5*

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

## 6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet. Fiskeriets effekt på forekomsten af arter menes bl.a. at være forårsaget af fjernelsen af substrat. Denne antagelse bygger dels på felteksperimenter og dels på observationer i den nordlige del af Løgstør Bredning. I forbindelse med monitoringen af blåmuslinger i Limfjorden registrerede DTU Aqua fra 1993 til 2006 forekomsten af sten og skaller i forsøgsskrab. Forekomsten af dette materiale kan omregnes til mængde substrat på bunden med samme beregningsmetode som for blåmuslinger (Afsnit 7.2). På Figur 15 ses forekomsten af skaller i Løgstør Bredning. Det ses, at mængden af substrat ligger mellem  $0,7-1,5 \text{ kg m}^{-2}$  og korrelationsanalysen finder ingen signifikante korrelationer ( $P>0,05$ ). Samlet set for hele Løgstør Bredning er der ikke en tydelig sammenhæng mellem muslingefiskeri og forekomst af substrat og biomasse.



**Figur 15.** Forekomsten af substrat i Løgstør Bredning (t.v.). Endvidere vises sammenhæng mellem forekomst af substrat og ændring i muslingebestand, og forekomst af substrat og biomasse af muslingebestand.

Muslingeindustrierne har i fiskesæsonen 2008/2009-juli 2014 registreret landinger af sten. Ved fiskeri af sten  $\geq 2$  kg, skal disse genudlægges umiddelbart i det fiskede område. Data er indsamlet af NaturErhvervstyrelsen (Tabel 3).

**Tabel 3.** Mængde sten landet i Løgstør Bredning (produktionsområderne 32-34 og 36-39) i de forskellige fiskerisæsoner.

Fiskerisæson	2009/2010	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014
Sten (tons)	0	2,0	4,7	0,5	11,8

Den lette skraber er et spinkelt redskab, sammenlignet med den tidligere anvendte hollandske skraber og vil derfor formodentligt ikke kunne skrabe i områder med større sten.

## 6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen vil overlape med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Løgstør Bredning. Fiskeriet vil foregå på vanddybder  $>5$  m og den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på alle vanddybder ud til 9 m. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne. Da makroalgerne i Løgstør 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 15 i hvert fiskeområde.



DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Løgstør Bredning. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentialer, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Afskrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Løgstør Bredning er den invasive sargassotang den dominerende makroalge og det er uklart, om den skal betragtes som en vigtig økosystemkomponent, der skal beskyttes, eller som en organisme der truer habitatet og de naturligt forekommende arter og derfor skal bekæmpes.

Der blev landet 11,8 t sten i produktionsområde 33 og 34 i fiskesæsonen 2013/14, hvilket er en betydelig forøgelse i forhold til de senere års landinger af sten. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der reducerer forekomsten af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette muslingeskraber udgør en spinkel konstruktion og vil formodentligt ikke kunne anvendes til fiskeri i områder med større sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer. Analyser viser, at der ikke over større områder er sket en reduktion i forekomsten af skaller.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Løgstør Bredning i 2012 og 2013, af et omfang som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Løgstør Bredning. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutiøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en usikkerhed til 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 vil fungere som habitat for epibiontiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (fx Svane & Setyobudiandi 1996). I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition" ([http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm)) udgør muslingebanker derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 "Rev". Der er udpeget flere stenrev og ét biogent rev, bestående af hestemuslinger i Løgstør Bredning på de kortlagte vanddybder (4-5 m) af Naturstyrelsen i 2012, som dog ikke er blevet endeligt verificerede. Derudover er der kortlagt adskillige mulige biogene rev, som ligeledes ikke er blevet verificeret.

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentialer. Således har Petersen (2008a) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i en række bredninger i Limfjorden. Muslinger kan således kraftigt påvirke strømmen af materiale og energi i disse områder. Et fiskeri på blåmuslinger vil derfor potentielt kunne påvirke bestanden og dens betydning for miljøtilstanden i bredningen. Blåmuslinger kan under optimale forhold udnytte hele filtrationskapaciteten til fødeoptagelse, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen. Partikler (planktonalger og andet organisk materiale) skal transporteres ned til bunden ved opblanding af vandsøjlen. Denne opblanding fremmes af bølgeenergi og strømforhold, men dæmpes af lagdeling af vandsøjlen. Transport af partikler, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen, er således betinget af hydrografiske forhold. Blåmuslinger vil ofte forekomme i store tætheder, der medfører en koncentreret fjernelse af partikler i de nederste vandlag. Dette kan lokalt føre til, at dele af den vandmasse, der passerer muslingerne bliver filtreret flere gange (Dolmer 2000a). Dette medfører, at muslingerne ikke kan udnytte potentialet for fødeoptagelse fuldt ud (Dolmer 2000b). Det er således vist for Løgstør Bredning, at kun ca. 30% af muslingernes filtrationspotentialer udnyttes i de dybere dele af Limfjorden (Petersen et al. 2013). En afhøstning 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. En afhøstning af en for stor andel af muslingebiomassen vil reducere muslingebestandens filtration og reducere områdets sigtddybde.

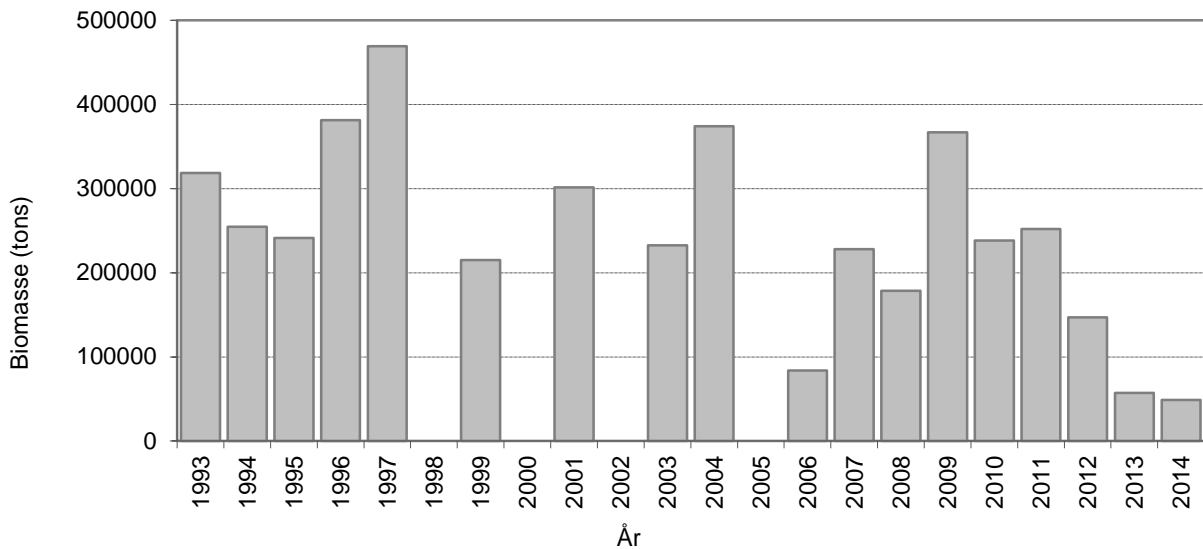
### 7.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning 1993-2014

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i marts 2014 angiver en bestand på ca. 49.000 t i Løgstør Bredning på vanddybder >3 m (Figur 16). Bestanden af blåmuslinger er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H16 ganges med arealet af H16 >3 m. Arealet af produktionsområde 32 er ikke medtaget i beregningerne, idet der i produktionsområde 32 ikke er fundet muslinger i forbindelse med DTU Aquas monitoringstogt i marts 2014.

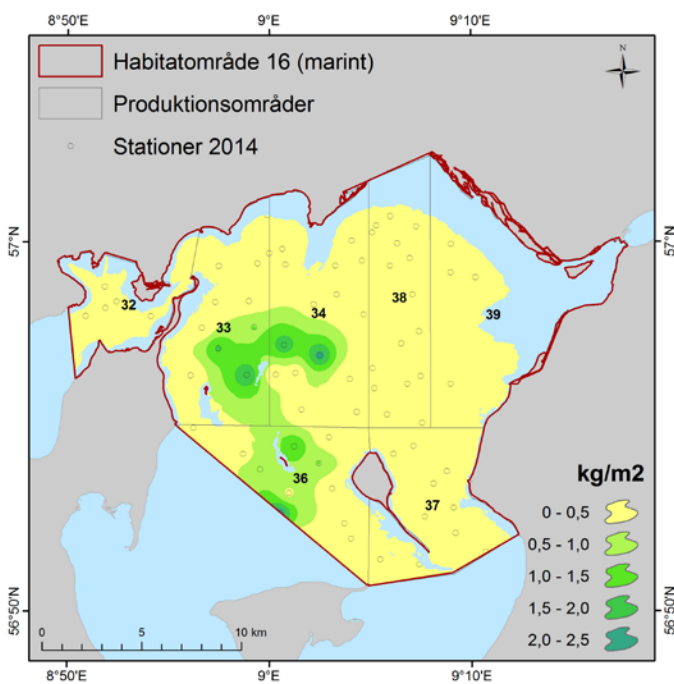
Muslingebestanden i Løgstør Bredning er i 2014 reduceret med ca. 19% i forhold til 2013. Udbredelsen af bestanden er vist i Figur 17. Blåmuslingebestanden på <3 m dybde indgår ikke i den beregnede biomasse.

Blåmuslingebestanden blev endvidere bestemt ud fra videomonitering af transekterne præsenteret i ålegræs- og makroalgeafsnittet (Afsnit 5.3 og 6.3). Biomassetætheden blev bestemt fra videotransektundersøgelserne

ved at transformere den maksimale dækningsgrad af muslinger (100%) til et maksimum antal muslinger pr  $m^2$ . Dette er gjort ved billedanalyse i udvalgte områder. Derefter blev antallet af muslinger multipliceret med den gennemsnitlige vægt af muslingerne fundet i skrabeundersøgelsen. Den gennemsnitlige biomassetæthed for transekter på 4-11 m var  $1,27 \text{ kg m}^{-2}$ . DTU Aqua har på baggrund af monitoringsstogterne, som udelukkende foregår på vanddybder  $>3 \text{ m}$ , estimeret biomassen i områder med en tæthed  $>1 \text{ kg m}^{-2}$  til at være  $1,57 \text{ kg m}^{-2}$ . I de videre beregninger er anvendt et gennemsnit mellem de to estimater på  $1,42 \text{ kg m}^{-2}$ . Denne tæthed af muslinger vil være gældende for både fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.



**Figur 16.** Bestandsudviklingen i Løgstør Bredning 1993-2014 på dybder  $>3 \text{ m}$ . Der er ikke foretaget undersøgelser i 1998, 2000, 2002 og 2005.



**Figur 17.** Udbredelseskort, der viser tætheden af blåmuslinger i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i marts 2014.

### 7.3 Blåmuslinger og sigtedybde

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

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

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområderne 33-39 i Løgstør Bredning. Blåmuslingebestanden på dybder >3 m i Løgstør Bredning er i foråret 2014 fastsat til 49.000 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtedybde være på 2,0 m. I dette estimat er ikke medtaget nyrekruttering i foråret 2014, som kan være betydelig, da der er store ledige arealer til setling. Det modellerede estimat afviger fra det målte, men målte sigtedybder må anses for mest retvisende.

### 7.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri på 15.000 t eller 10.000 t blåmuslinger (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne henholdsvis 31% og 20% af den totale muslingebestand. Bestanden af blåmuslinger er reduceret fra 2013 til 2014 og sammenholdt med en faldende trend siden 2009 og et udbredt iltsvind i sommeren 2014 kan DTU Aqua ikke anbefale et fiskeri af 15.000 t blåmuslinger. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af max. 10.000 t blåmuslinger (inkl. både fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsmuslinger) ikke vil medføre betydelige ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområde H16, Løgstør Bredning.

Det er sandsynligt at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger kun vil have meget begrænset betydning for sigtedybden i Løgstør Bredning, bredningens totale vandvolumen og bestandens heterogene fordeling taget i betragtning. Dertil kommer et betydeligt, men ikke kvantificeret, filtrationspotentiale hos muslinger på vanddybder <3 m, som ikke indgår i bestandsopgørelsen.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 7.000 t søstjerner med søstjernevod på vanddybder >5 m ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Løgstør Bredning negativt, formodentlig vil et sådant fiskeri snarere gavne bestanden af blåmuslinger.

### 7.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendix 1 i "Marine Habitat definition"

([http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm)), udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 "Rev". Der er kortlagt ét biogent rev i H16, som består af hestemuslinger på de kortlagte vanddybder (4-5 m). På grund af den manglende verificering er det ikke muligt at vurdere, hvor stor en del af de biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri. Det kortlagte rev vil ikke blive påvirket af fiskeri, da det ligger på vanddybder <5 m. Hvis biogene rev defineres som forholdsvis tætte forekomster af blåmuslinger, vil en forholdsvis større andel af de biogene rev blive påvirket. Hvis de biogene rev defineres som alt fra små til store forekomster af blåmuslinger, vil det ønskede muslingefiskeri kun påvirke en mindre del af naturtypen.

På grund af en manglende verificering er det ikke muligt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det planlagte fiskeri.

## 8 SØSTJERNER

### 8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

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

Potentielt kan strandkrabber, et antal arter af dykænder og andre fugle som fx måger samt enkelte fisk spise søstjerner, men reelt er prædationen på søstjerner ret begrænset og bestandene synes primært styret af miljø- og fødeforhold (Holtegaard et al. 2008). Høje temperaturer og lav iltspænding er således forhold, der er ugunstige for søstjernerne. På baggrund af data fra den regionale miljøovervågning blev det fundet, at 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 såkaldt søstjernevod, der i den nyeste version, som bruges af de fleste af fiskerne i Limfjorden, består af bom, gummirub og netpose (Figur 18). Det er gummirubben, en kæde påmonteret stor 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 selv bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe. Der er DTU Aqua bekendt ikke foretaget kvantitative målinger af hverken redskabets effektivitet eller påvirkning af bunden, men der foregår pt. målinger heraf i et projekt ledet af DTU Aqua. Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Udpegning af biogene rev i danske farvande har bl.a. omfattet blåmuslingebanker. 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 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. I forbindelse med et forsøgsfiskeri i 2013 efter søstjerner har Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua målt sammensætning af voddets fangst på tilfældigt udtagne spandeprov. Fra 11 prøver af fiskeri i Sallingsund bestod fangsten 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. Potentielle effekter på ålegræs og makroalger er beskrevet ovenfor i de respektive kapitler.

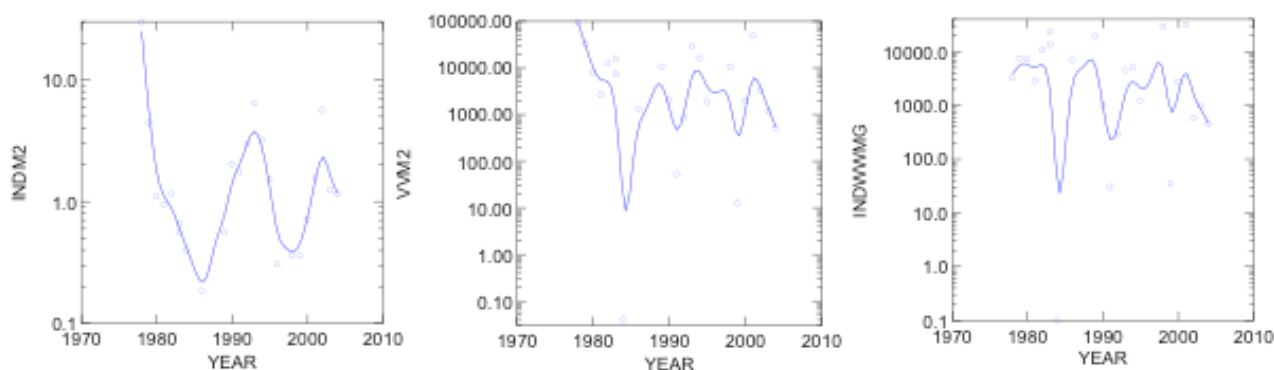


**Figur 18.** Billede af søstjernevod.

### 8.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (1993-2014)

I 2008 sammenfattede Danmarks Miljøundersøgelser data for forekomst af søstjerner i Limfjorden i perioden 1979-2005 (Holtegaard et al. 2008). Data var indsamlet af amterne omkring Limfjorden i regi af NOVA-programmet eller i regionale programmer og fra 2004 i regi af det nationale program for overvågning (NOVANA). Prøverne er oftest taget med en HAPS sampler (indsamlingsareal  $0,0143 \text{ m}^2$ ) eller før 1984 oftest med en Van Veen grab (indsamlingsareal  $0,1 \text{ m}^2$ ). Begge samplere er primært beregnet til indsamling af in-fauna og estimering af tæthed af store, epifaunale arter med en klumpet fordeling kan være forbundet med en betydelig usikkerhed. Der er endvidere indsamlet data med uens frekvens i de forskellige delbassiner i fjorden (for nærmere beskrivelse se Holtegaard et al. 2008).

Sammenfatningen viste, at beregnet på alle prøver inkl. 0-prøver uden søstjerner svingede bestandstætheden med et sinusforløb i perioden 1979-2005 (Figur 19) med højeste niveauer i slutningen af 1970'erne, starten af 1990'erne og starten af 2000'erne og de laveste niveauer i slutningen af 1980'erne og 1990'erne. De største tætheder for hele fjorden var omkring  $5-7 \text{ ind. m}^{-2}$ , og de laveste var på  $0,1-0,3 \text{ ind. m}^{-2}$ . Udviklingen i biomasse over tid korrelerer ikke med udviklingen i tæthed, hvilket kun delvist kan forklares af forskelle i vægt af de enkelte søstjerner (Figur 19). Den individuelle vægt af søstjerne vil sandsynligvis være underestimeret ved indsamling med HAPS, da prøvetagningsinstrumentet ikke vil indsamle hele store søstjerner. En tæthed på  $5-7 \text{ ind. m}^{-2}$  vil med en vægt af søstjerner på  $111 \text{ g}$ , som er den gennemsnitlige individuelle vægt af søstjerner fundet i DTU Aquas undersøgelser i 2014 give en biomasse på  $0,6-0,8 \text{ kg m}^{-2}$  eller  $175-245.000 \text{ t søstjerner}$  i Løgstør Bredning.



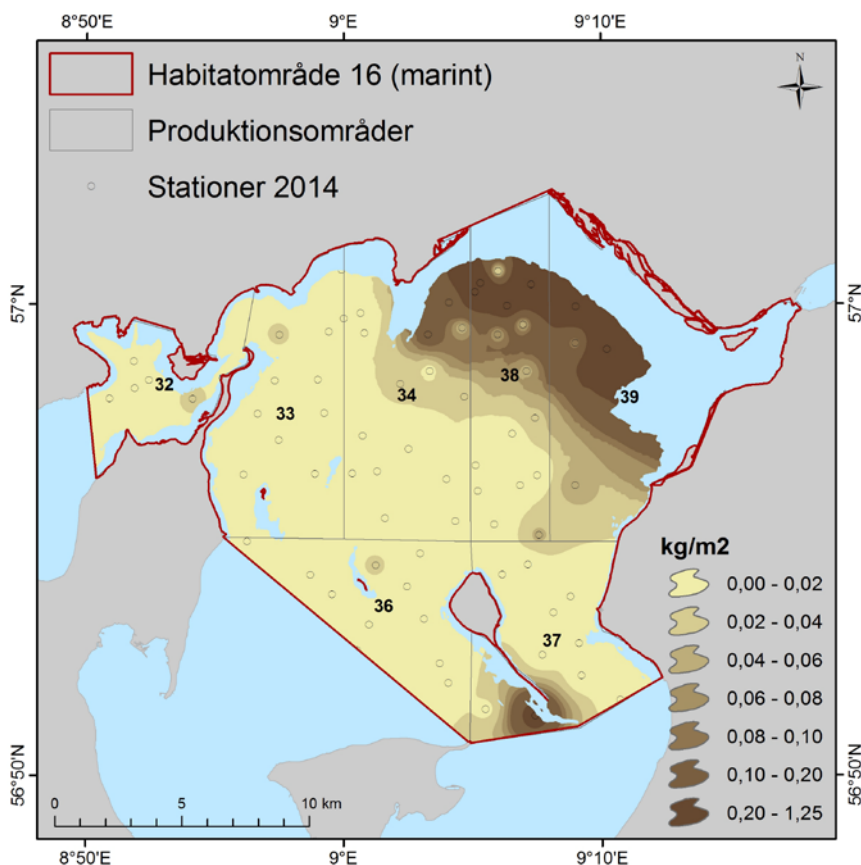
**Figur 19.** Tidlig udvikling af individtæthed (INDM2), biomasse (VVM2) og individvægt (biomasse/individtæthed; INDWWMG) af søstjerner i Limfjorden baseret på alle målinger i det nationale overvågningsprogram. Smoother er DWLS med tension = 0,1. Data fra Holtegaard et al. (2008).

Der blev i undersøgelsen af data fra perioden 1979-2005 ikke fundet en signifikant tidlig udvikling. (Holtegaard et al. 2008). Geografisk var der hyppigst forekomst af søstjerner i Venø Bugt og Løgstør Bredning med tilstødende områder og mindst hyppig forekomst i Skive Fjord og Lovns Bredning, hvad angår den vestlige del af Limfjorden (Holtegaard et al. 2008).

DTU Aqua har siden 1993 årligt vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden (Christoffersen et al. 2011) med undtagelse af 2002 og 2005. I perioden 1993-1999 og 2011-2014 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, og fra år 2000-2009 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne. I forbindelse med bestandsopgørelser af muslinger er der indsamlet informationer om søstjerner om end med varierende intensitet. Prøveskraberens effektivitet er for søstjerner bestemt til at være 50% (Dolmer 2009). Der er ikke udviklet specifikke metoder til bestemmelse af søstjernebiomasse, men DTU Aqua vurderer, at de indsamlede data kan give størrelsesorden for biomassen samt vil afspejle de relative tidlige variationer i søstjernebestandens udvikling.

I 2014 har DTU Aqua indsamlet data på 68 punkter i Løgstør Bredning. På alle punkterne er søstjerner talt og vejede. Ved at anvende samme metode som bliver brugt til bestemmelse af bestande af blåmuslinger, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for hele Løgstør Bredning bestemmes til 25.700 t i marts 2014 på vanddybder >3 m. Tætheden af søstjerner i undersøgelsen i 2014 var 0,5 ind. m<sup>-2</sup>. Fordelingen af søstjernebestanden er vist i Figur 20. Der skal i forståelsen af både estimatet af biomasse af søstjerner i Løgstør Bredning og fordelingen tages højde for, at metoden til bestemmelse af søstjerner ikke på samme måde er valideret og dokumenteret som for blåmuslinger. Derfor er estimaterne behæftet med en større usikkerhed end estimaterne af muslinger.



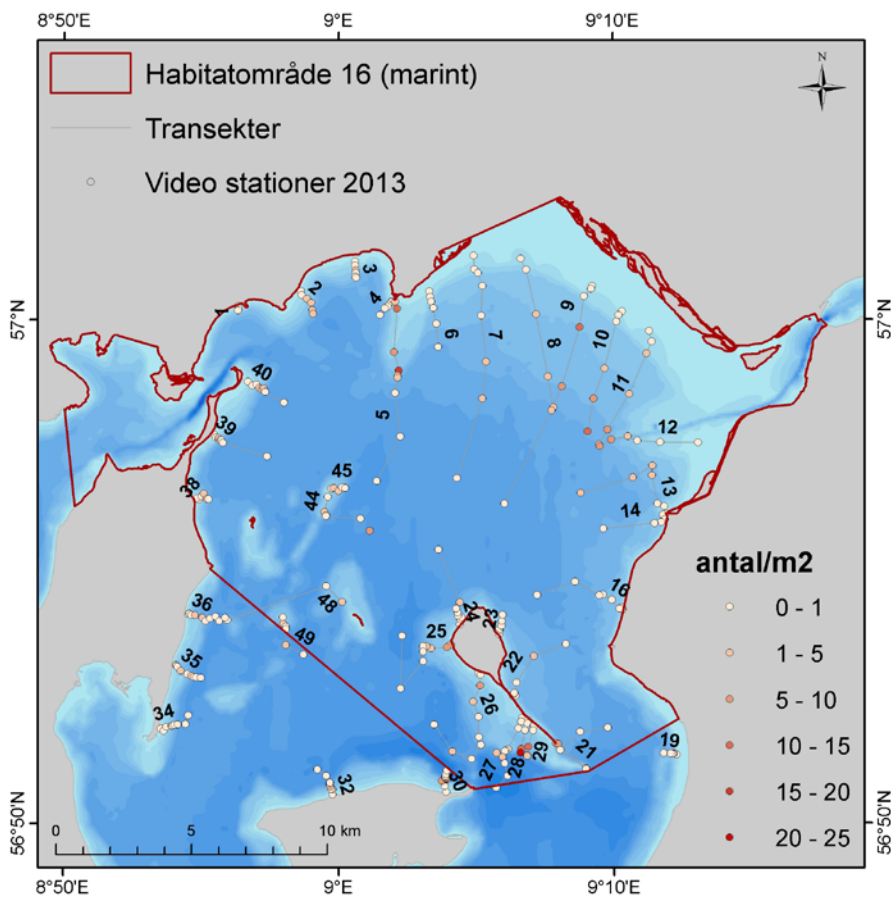


**Figur 20.** Udbredelseskort for søstjerner i Løgstør Bredning i marts 2014 med fordeling og tæthed af søstjerner på vanddybder >3 m.

Under brug af denne metode er variationen i biomasse og fordeling af søstjerner i Limfjorden vist for perioden 1993-2014 i Figur 22. Udover usikkerhederne beskrevet ovenfor ved selve metoden er der lagt forskellig intensitet i indsamlingen af søstjerne-data mellem årene. I forhold til DMU's analyse af tæthed og biomasse er der kun begrænset sammenhæng med data fra DTU Aquas monitoring af søstjerner.

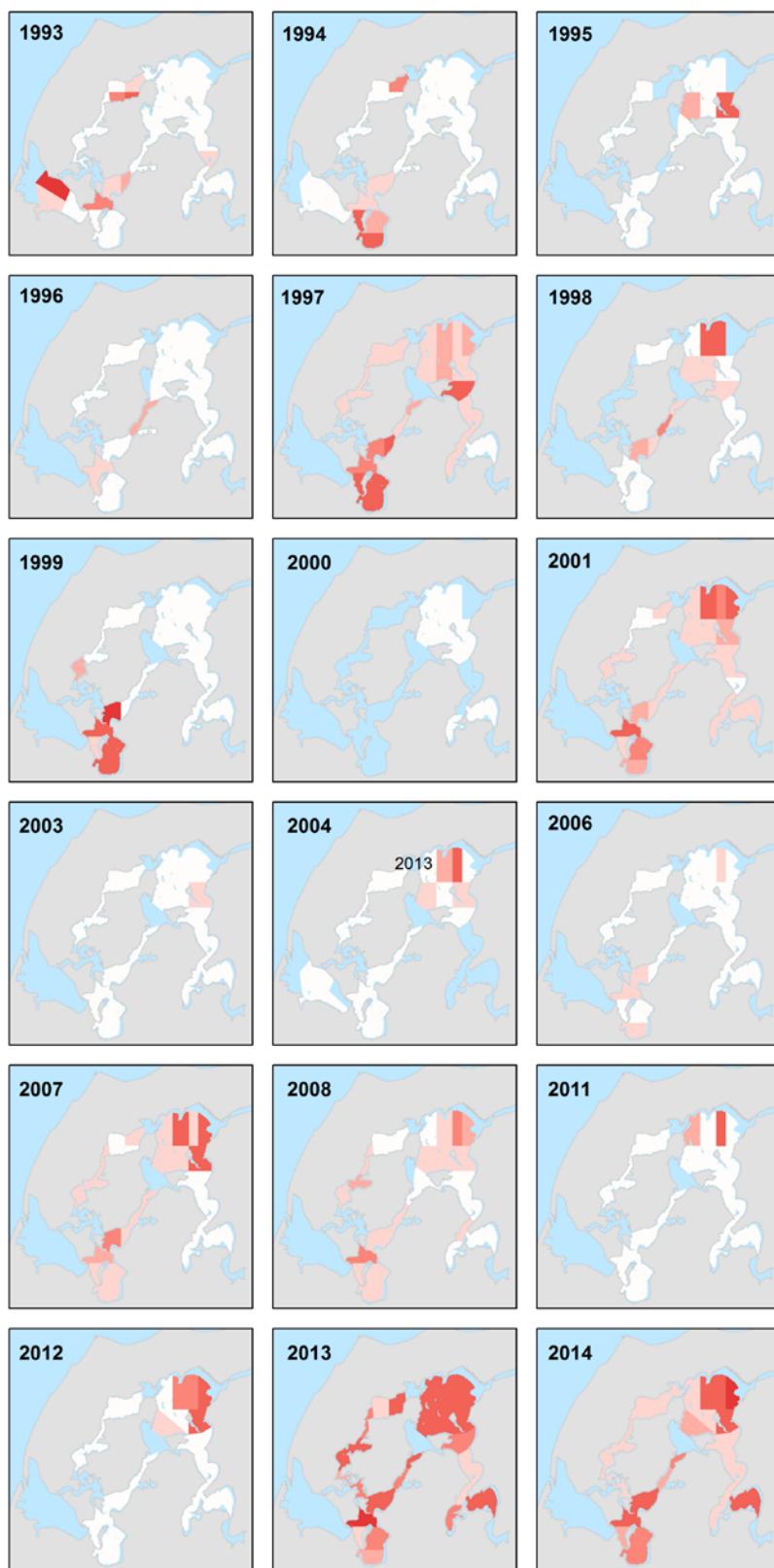
Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua har derudover gennemført transektundersøgelse med videoslæde i 2014 som beskrevet i afsnit 5.3 og 6.3. På de samme transekter blev videooptagelserne analyseret for tæthed af søstjerner ved at bruge en bredde af billedet på 50 cm. Videomonitoringerne giver et præcist billede af tætheder, men skal kalibreres for størrelse og biomasse af søstjerner, hvilket ikke er gjort i denne undersøgelse. Estimerne af biomasse er derfor forbundet med en vis usikkerhed, men DTU Aqua vurderer, at tæthederne i målepunkterne er retvisende for måletidspunktet.





**Figur 21.** Udbredelsen af søstjerner i Løgstør Bredning i juli-september 2013. Farvekoden angiver dækningsgrader i intervaller på punkter ved 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 og 11 m dybde langs 37 transekter. Figuren er lavet på baggrund af observationer fra videomoniteringen i Løgstør Bredning. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter. For hver punkt blev der monitoreret ca. 90 m havbund parallelt med kysten. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tæthederne.

I 2014 blev der fundet søstjerner på 97% af transekterne (Figur 21 og Figur 23) og den gennemsnitlige tæthed var  $1,44 \text{ ind. m}^{-2}$  (min-max:  $0-23 \text{ ind. m}^{-2}$ ). Tætheder blev omregnet til biomasse ved at bruge en vægt af søstjerne på 111 g, hvilket er den gennemsnitlige vægt af søstjerner i DTU Aquas undersøgelser i 2014. Samlet beregnet biomasse for hele Løgstør Bredning bliver dermed ca. 39.300 t for hele bredningen.

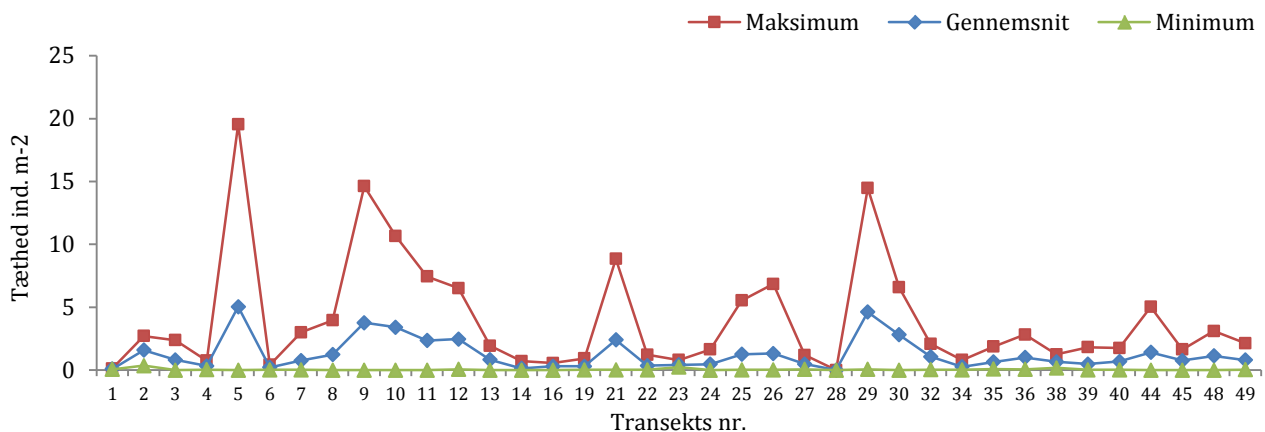


**Figur 22.** Fordeling af biomasse af søstjerner i den vestlige del af Limfjorden i perioden 1993-2014 på vanddybder >3 m. Biomassen er estimeret pr muslingeproduktionsområde.

Tons pr område

Ingen station	0	1 - 250	251 - 500	501 - 1000	1001 - 5000	> 5000
---------------	---	---------	-----------	------------	-------------	--------

0 25 50 Kilometer



**Figur 23.** Tætheden af søstjerner i Løgstør Bredning i juni-september 2013 på 37 transekter. Hvert transekt består af 6 punkter på 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 og 11 m dybde. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tætheder.

## 8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri på 7.000 t søstjerner i perioden 2014-15 som foreslået i fiskeplanen vil udgøre 18-27% af bestanden i Løgstør Bredning afhængigt af hvilken metode, der anvendes til bestemmelse af bestandens samlede størrelse. I forhold til den samlede bestand af søstjerner i Limfjorden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri på 7.000 t plus et evt. fiskeri i Lovns Bredning på op til 2.000 t er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden i Limfjorden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med en betydelig usikkerhed, fordi der ikke er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydende usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimerne er forbundet med betydelig usikkerhed. Usikkerheden i biomasseestimerne vedrører både tætheden af søstjerner og deres individuelle vægt. Således er der i denne analyse brugt en gennemsnitlig størrelse af søstjerner på 111 g, men observationer i foråret 2013 i forbindelse med M/S Limfjordens prøvofiskeri har vist middelstørrelser af søstjerner på >140 gr. og der er tidligere rapporteret om individuelle vægte af søstjerner i Limfjorden på >300 g (Holtegaard et al. 2008). Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt. DTU Aqua har endvidere i mangel på andre informationer antaget, at søstjernevoddet har en effektivitet på 65% svarende til muslingeskraberen. Et tæthedsestimat på 1,5 kg m<sup>-2</sup> vil sandsynligvis være repræsentative for tætte forekomster af søstjerner (Canal-Vergés et al. 2013) og er derfor anvendt til beregning af arealpåvirkning. Det foreslåede fiskeri på 7.000 t søstjerner vil dermed påvirke 2,3% af arealet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning. Dette estimat er forbundet med meget store usikkerheder. Det skal bemærkes, at fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt. Fjernelse af søstjerner fra habitatområde H16 kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev i området.

## 9 BUNDFAUNA

### 9.1 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 roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse (Jennings og Kaiser 1998). DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af muslingefiskeris effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udelandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering. I beskrivelsen af naturtype 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand" indgår, at naturtypen er påvirket af ustabile substrater og omlejringer af sedimentet. Effekten af muslingefiskeri på naturtypen 1160 "Større lavvandede bugter og vige" kan således forventes at være den samme eller større end på naturtype 1110, og konklusioner vedrørende naturtype 1160 kan antages at være konservative i forhold til naturtype 1110 i relation til muslingeskrabningens fysiske påvirkning af bundsamfund.

### 9.2 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 (Dyckjær et al. 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998) (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 (fra Newell et al. 1998).

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

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 fiskeriet 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 reducerer 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 artsammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

En sammenligning af langtidseffekten (ca. 30 år) af muslingefiskeriet i Limfjorden (Løgstør Bredning og Nibe Bredning) viser, at den økologiske status, defineret som den standard, der er udarbejdet for interkalibreringen i den Nordøstatlantiske økoregion (GIG, type NEA 1/26), er bedre for Nibe Bredning end for Løgstør Bredning. Det ses som et udtryk for, at faunaen i Nibe Bredning generelt er mere divers og indeholder flere følsomme arter end i Løgstør Bredning (Petersen 2008b). Årsagen til forskellen i indekset for den økologiske status for de to bredninger er ikke entydig. Af forklaringer er bl.a. nævnt forekomsten af fiskeriintensiteten, forekomsten af iltsvind og forskel i habitater, hvad angår dybde- og bundforhold. Data tilbage til

1989 viser, at der er blevet landet en betydeligt større mængde muslinger fra Løgstør Bredning end fra Nibe Bredning. Fiskeriet tillægges derfor en del af forklaringen på forskellen i DKI indekset (Petersen 2008b). Ud over fiskeriet vurderes det, at der er en forskel mellem områderne, der kan udgøre en del af forklaringen i forskellen i DKI indekset. I Løgstør Bredning forekommer der iltsvind, mens der i perioden 1993-2006 ikke har været iltsvind i Nibe Bredning (Petersen 2008b).

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderer DMU (Petersen 2008b), 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. DMU konkluderer i notat om Vandrammedirektiv (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 skraber påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skraber mindrer fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard et al. 2011) kan indikere, at den lette muslingeskraber ikke skraber helt så dybt i bunden. Videnskabelige undersøgelser omkring den lette skraber påvirkning på bunddyr gav ikke brugbare data pga. iltsvind i området.

### **9.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriet effekt på bundfauna**

Der vil forekomme bundfauna i hele Løgstør Bredning. Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeriet at vare 1-2 år i de sydlige dele af Natura 2000 området, der påvirkes hyppigst af iltsvindshændelser. I den nordlige del forekommer iltsvind sjældent. Imidlertid kendes bundforholdene i denne del af bredningen ikke fyldestgørende, og for at sikre en vis forsigtighed i estimatet af gendannelsestider kan påvirkningstiden her vurderes til at vare 4 år. Konklusioner omkring gendannelsestider i Løgstør Bredning er konservative antagelser, som hviler på et spinkelt grundlag. DTU forventer revision, når mere viden er tilgængelig.

## 10 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

### 10.1 Black box

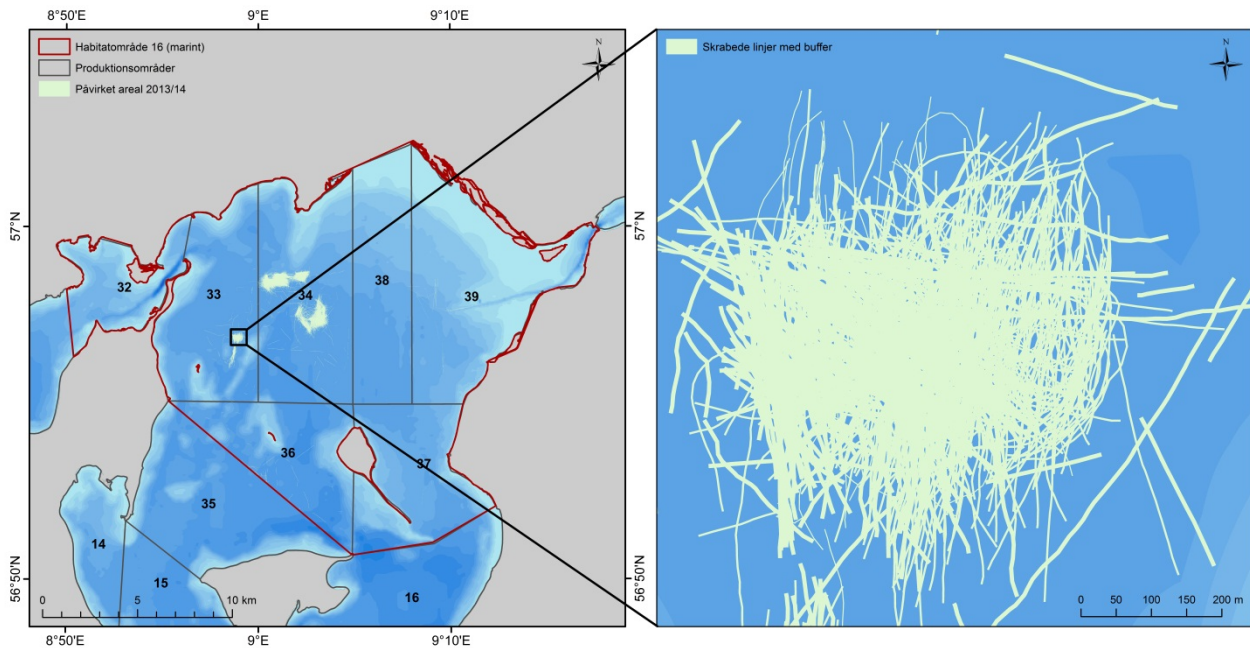
#### 10.1.1 Baggrund og principper/fremgangsmåde

Fiskeriet har siden sæsonen 2012/13 haft black boxe påmonteret fartøjerne, der 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. I NaturErhvervstyrelsen arbejdes der i øjeblikket på at forfine hastighedskriterierne, idet det har vist sig, at det er forskellige hastighedsgrænser for de forskellige fartøjer.
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. I Figur 24 ses et eksempel på oparbejdede back box data. De viste data er resultatet af 8634 linjer der blev registreret som skrab ud fra blackbox data i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2013/14. Samlet giver disse data et betydeligt mere præcist billede af fiskeriets arealpåvirkning end det tidligere har været muligt.



**Figur 24.** Nærbillede af skrabet areal genereret ud fra blackbox data i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiske-sæsonen 2013/14. Kortet til venstre viser placeringen af kortet til højre i bredningen.

De fremkomne linjer fra black box data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem. 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. I de indeværende to sæsoner har der kun været tale om fiskeri efter blåmuslinger og omplantning af disse i Natura 2000 områderne i Løgstør og Lovns Bredning. Det har derfor ikke været nødvendigt, at koble black box data til logbogsdata for at afgøre hvilken type fiskeri der er foretaget. Hvis det i fermtiden bliver nødvendigt at skelne mellem de forskellige typer fiskerier i black box data, vil dette kunne gøres på baggrund af logbogsdata.

I de data, der på nuværende tidspunkt er til rådighed (juli 2012-maj 2014) optræder der 51 forskellige fartøjer. Bredden af bufferen spænder fra 1,5 m (1 skraber af 1,5 m bredde) til 6 m (4 skraber af 1,5 m bredde). Når disse bufferne er genereret beregnes nettoarealet for at komme frem til det påvirkede areal. Det vil sige, at man kun medtager arealet af et område én gang i løbet af en fiskesæson, selvom der har været skrabet henover samme sted to eller flere gange.

Bufferen er genereret direkte på begge sider af linjen der er tegnet ud fra GPS punkterne. I praksis vil der være en afstand mellem de anvendte skraber i vandet, hvis fartøjet fisker med mere end én skraber. Det er derfor blevet undersøgt, hvorvidt en afstand mellem skraberne vil have indflydelse på det beregnede areal. Det er teknisk vanskeligt og tidskrævende at generere afstand mellem bufferne for større datamængder i det anvendte GIS program (ArcGIS 10.2). Der er derfor lavet et forsøg med et begrænset dataset af 26 linjer i Løgstør Bredning for en enkel dag. Der blev beregnet et skrabet netto areal for 2 x 1,5 m skraber med ingen afstand, 0,5, 1 og 2 m afstand. Som det ses af Tabel 5, var der ikke stor difference imellem de beregnede arealer, den største difference var på 0,63%. Det konkluderes derfor, at der ikke introduceres en nævneværdig fejl ved at anvende en buffer uden afstand. Buffer uden afstand er således anvendt i alle



øvrige beregninger med blackbox data, også ud fra den betragtning, at skraberne i praksis har varierende afstand i løbet af fiskeriet.

**Tabel 5.** Forsøg med beregning af nettoareal skrabet ud fra 26 linjer blackbox data med varierende afstand mellem bufferne.

	Netto areal (m <sup>2</sup> )	Difference (%)
2 x 1,5 m buffer	16840	
2 x 1,5 m buffer m 0,5 m afstand	16855	0.09
2 x 1,5 m buffer m 1 m afstand	16851	0.07
2 x 1,5 m buffer m 2 m afstand	16947	0.63

### 10.1.2 Fejlkilder/udfordringer

Selvom black box data giver et utroligt præcist billede af fiskeriet i Limfjorden, er der stadigvæk udfordringer med data. Der er gjort en stor indsats for at minimere fejlkilder, men de kan ikke elimineres fuldstændig.

GPS modtageren ”hænger” fra tid til anden, dvs. at selvom fartøjet flytter sig, så ændrer den position som bliver logget fra GPS’en sig ikke. Der er til fremtidigt brug blevet etableret en algoritme, der gør at disse dobbelte punkter bliver fjernet, men det er ikke muligt at rekonstruere, hvor fartøjet nøjagtig har befundet sig på det pågældende tidspunkt. I nogle tilfælde resulterer dette i, at der bliver registreret meget korte skrab på eksempelvis 9 m (november 2013), eller at der kun findes et enkelt punkt som bliver registreret som skrab. I den nuværende bearbejdning af data er linjer, der har en længde på 0 m blevet fjernet manuelt. For de 23 undersøgte måneder (juli 2012-maj 2014) drejer det sig dog kun om 0,3% af skraberne, der har en længde på 0 m, så den introducerede fejl til det samlede skrabe linje længde må siges at være meget lille. I forhold til skraberne der bliver registreret for korte er det svært at sætte en præcis grænse for, hvornår en linje har en realistisk længde for et skrab, så denne usikkerhed er ikke kvantificeret.

Et andet problem er, at sensoren, der registrerer de retningsbestemte bevægelser af skibets spil, kan sætte ud. Sker det, mens et skrab er i gang, vil det ikke blive registreret når skrabet bliver afsluttet. Fartøjets videre sejlads vil derfor stadig blive registreret som igangværende skrab og først når det næste skrab afsluttes (hvis sensorerne igen virker på dette tidspunkt) bliver den samlede linje afsluttet. Ved visuel kontrol optræder der få tilfælde med linjer, hvor skibet åbenlyst sejler mod havn. Disse er fjernet manuelt. Det er svært at bedømme, hvor grænsen for skrabe-længden præcist skal sættes, men sætter man den ved 1 km, er godt 10% af linjerne for lange.

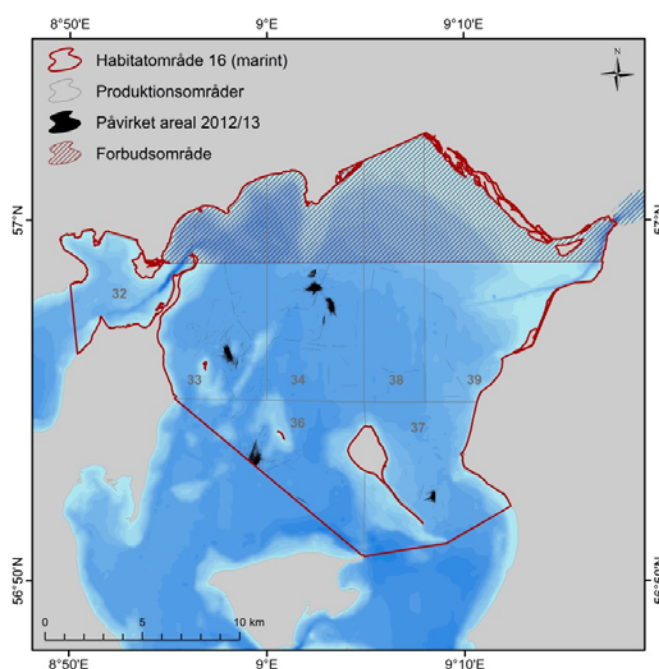
Ind imellem optræder der også fejlskud i GPS koordinaterne. Der bliver således registreret koordinater, som er åbenlyst forkerte. Disse fejlregistreringer udgør dog en forsvindende lille andel af data idet de kun optræder i 0,02% af linjerne i de undersøgte måneder. Fejlskuddene er for indeværende data rettet manuelt, men til fremtidig brug er der udviklet en algoritme, der fjerner disse punkter.

For at udvikle algoritmer til fejlfinding i fremtidige data blev alle skrab i en enkel måned (november 2013) gennemgået manuelt af NaturErhvervstyrelsen. November 2013 blev valgt da det dels drejer sig om en måned med stor fiskeriaktivitet og dels fordi november 2013 viste sig at indeholde eksempler på de forskellige udfordringer. Det påvirkede areal for alle fartøjer i de danske farvande blev beregnet for de automatisk genererede data og for de manuelt rettede data. Der blev brugt en standard buffer på 3 m omkring skrabe-linjerne,

svarende til to skrabere af 1,5 m bredde. Denne undersøgelse viste et samlet areal der var ca. 5% større for det manuelt rettede data end for de oprindelige data.

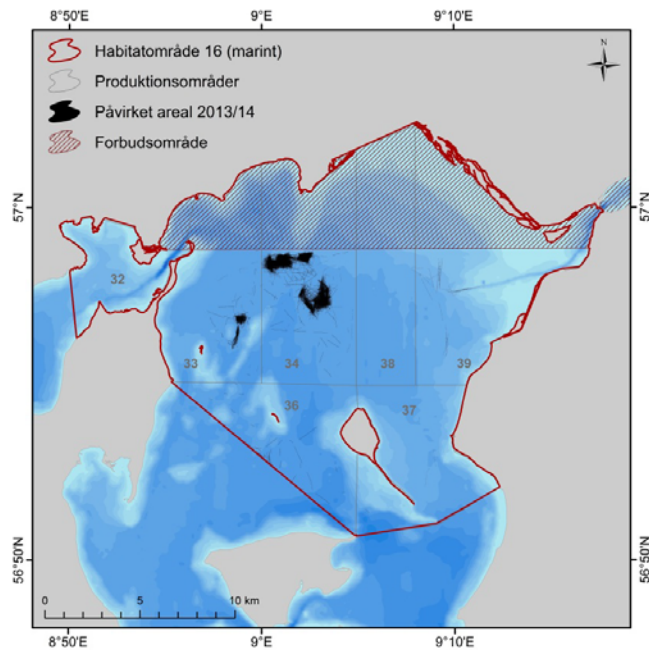
### 10.1.3 Resultater

Resultaterne i dette afsnit baserer sig på black box data fra fiskerisæsonerne 2012/2013 og 2013/2014. Black box data er ikke endeligt kvalitetssikrede, hvorfor det må forventes, at der kan forekomme mindre ændringer i de endelige arealberegninger i fremtidige konsekvensvurderinger, når alle data er blevet endeligt kvalitetssikrede. I løbet af sæsonen 2012/2013 (data fra september 2012-august 2013, begge måneder inklusive) blev der fisket af 30 fartøjer i Løgstør Bredning. Den gennemsnitlige længde for linjerne er 378 m, minimumslængden er 54 m, maksimum er 2468 m. Der er fundet 3711 linjer. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 1,89 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 0,6% af arealet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning.



**Figur 25.** Areal påvirket af skrab i fiskerisæsonen 2012/13 i Løgstør Bredning. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

I løbet af sæsonen 2013/2014 (data fra september 2013 til maj 2014, begge måneder inklusive) blev der fisket af 33 fartøjer i Løgstør Bredning. Den gennemsnitlige længde for linjerne er 386 m, minimumslængden er 22 m, maksimum er 1811 m. Der er fundet 8634 linjer. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 3,81 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 1,2% af arealet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning.



**Figur 26.** Areal påvirket af skrab i fiskerisæsonen 2013/14 i Løgstør Bredning. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

Lægges arealet for alle måneder i de to sæsoner sammen (september 2012-maj 2014), er det påvirkede areal beregnet til 5,34 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 1,7% af arealet i Løgstør Bredning. Dette areal er mindre end arealet for begge sæsoner sammenlagt (1,8%), da der er overlappende områder.

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

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning.

På baggrund af de faktisk landede mængder og gennemsnitlige tætheder af muslinger i de fiskede områder fra Løgstør Bredning i perioden 2009-12, har det været muligt at estimere, hvor store arealer der blev påvirket ved gennemførelsen af det tilladte fiskeri. Fra sæsonerne 2012/2013 og 2013/2014 er de påvirkede arealer beregnet på baggrund af det automatiske black box system til måling af fiskeriintensiteten (se afsnit 10.1). Fiskeriet har i den samlede periode (2009-2014) påvirket 0,6-1,7% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 6).

Et fiskeri på 10.000 t blåmuslinger i 2014/2015 (inkl. omplantningsfiskeri) vil påvirke maksimalt 3,4% af habitatområde H16. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 7.000 t søstjerner er estimeret til 2,3%.

**Tabel 6.** Arealpåvirkning i forhold til tilladt mængde i indeværende fiskerisæson, landede mængder i Løgstør Bredning 2010-12 og black box data i fiskerisæsonen 2012/2013 og 2013/2014. De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra NaturErhvervstyrelsen for hver fiskerisæson i perioden (2010-2014). Scenarierne viser påvirkningen ved et fiskeri i sæsonen 2014/2015 på hhv. 15.000 t (inklusive 5.000 t omplantningsmuslinger) baseret på anmodning fra NaturErhvervstyrelsen, (markeret med grå) eller det konsekvensvurderede fiskeri på 10.000 t blåmuslinger (inklusive 5.000 til t omplantning) og 7.000 t søstjerner. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H16 på 316 km<sup>2</sup> og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%. Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2013/2014 pga. tilgængeligheden af black box data. \*Samlet for 2012-14 var det påvirkede areal 1,7% da der var overlap i påvirkede områder i de to fiskerisæsoner.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område kg m <sup>-2</sup>	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km <sup>2</sup>	%
2009/2010	3.181	2,68	1,8	0,6
2010/2011	6.325	2,1	4,6	1,5
2011/2012	7.962	2,27	5,4	1,7
2012/2013	7.620		1,9	0,6
2013/2014	8.120		3,8	1,2
2014/2015 - Scenarie 1	15.000	1,42	16,3	5,1
2014/2015 - Scenarie 2	10.000	1,42	10,8	3,4
2014/2015 - Søstjerner	7.000	1,5	7,2	2,3

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, giver derfor ikke mening. Siden 2008/2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at være henholdsvis 5, 3 og 2-4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af biomasse af blåmuslinger, landede mængder og 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 2014/2015. De meget grundige undersøgelser af udbredelse af makroalger i de senere års transektundersøgelser og især i 2012 og 2013 har tilvejebragt et fagligt grundlag, der ikke tidligere har været tilgængeligt, og har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Løgstør Bredning og i høj grad er knyttet til fx stenede substrater. Ved en beregning af de kumulative effekter

ter skal der tages højde for den ikke homogene fordeling. I denne konsekvensvurdering er det gjort ved, at beregne andelen af punkter på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige punkter. Der er i denne andel ikke sondret mellem invasive og ikke-invasive makroalger, da denne skelnen ikke er analyseret i 2009 og 2010. Der er heller ikke taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1% eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på fx 30%. Endelig er der ikke skelnet mellem dybder, og punkter på fx 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som punkter på fx 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle målepunkter af hver 90-100 m for årene 2009, 2010, 2012 og 2013 var der i gennemsnit makroalger på 74,5% af punkterne. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,745.

Arealberegningerne baserer sig delvist på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning, og delvist på en kombination af skøn over biomassen i de tætte forekomster og den landede mængde. Beregninger på skrabe-spor fremkommet fra fiskeriets obligatoriske logbogsindberetninger indikerer, at fiskeriet rent faktisk foregår på meget tættere bestande, end de data, der bruges til konsekvensvurderingen.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at kun 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes én gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt.

Fiskeri efter søstjerner med søstjernevoddet vil ikke påvirke havbunden på samme måde som muslingeskra-beren. Der er ikke foretaget systematiske undersøgelser af søstjernevoddet og dets effekt på bunden, og den præcise effekt kan ikke kvantificeres med den nuværende viden. Ved beregning af kumulative effekter som følge af søstjernefiskeri kan følgende imidlertid lægges til grund for beregningerne:

- a) Voddet vil ikke påvirke infaunale arter og effekt på bunddyr kan derfor som et groft estimat sættes til 50% af effekten af muslingeskra-beren;
- b) voddet vil ikke have samme effekt på blåmuslinger som muslingeskra-beren. Baseret på må-linger af bifangst af blåmuslinger på op til 2% sættes effekten af søstjernevoddet på blåmus-linger som et groft estimat til at være 10% af effekten af muslingeskra-beren;
- c) voddet er lettere end muslingeskra-beren og kan forventes at have mindre effekt på makroal-ger, men denne er ikke dokumenteret. Da der er blevet rapporteret om afrevne makroalge-blade i søstjernefangster (Holtegaard et al. 2009) sættes effekten af søstjernevoddet på ma-kroalger som et groft estimat til at være 100% af effekten af muslingeskra-beren.

For beregningerne nedenfor betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevoddet for økosystemkomponenten blåmuslinger = arealvirkningen af søstjernevoddet x 0,1 (2,3% x 0,1), for økosystemkomponenten bundfauna = arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 0,5 (2,3% x 0,5) og for makroalger er arealpåvirkningen af søstjer-nevoddet x 1 dog således, at der skal korrigeres for makroalgerne ikke homogene fordeling (2,3% x 1 x 0,745). Søstjernevoddet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der ikke må være nogen påvirkning af ålegræs-set. Der er i anbefalingerne lagt to ålegræskasser udenfor det lukkede område i Løgstør Bredning.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 7. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri i henhold til anmodningen fra Naturerhvervsty-relsen af både muslinger og søstjerner fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen ved søstjernefiskeriet til arealpåvirkningen for de enkelte økosystemkomponenter til de respektive scenarier for blåmuslingefiskeriet. Pga. af overlap i områder, der er blevet fisket i både fiskerisæson 2012/2013 og 2013/2014, så er det samlede

påvirkede areal for de to fiskerisæsoner en andelse mindre (1,7%) end for det samlede areal for begge sæsoner (1,8%). I de kumulative beregninger er der medtaget det reducerede areal.

**Tabel 7.** Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 2 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved 2 forskellige scenarier (sc 1-2) for 2014/15 (15.000 eller 10.000 t, se tabel 6). Begge scenarier inkluderer 5.000 t omplantningsmuslinger. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 74,5% af arealet af blåmuslinger (se tekst). Til arealpåvirkning af hver enkelt økosystemkomponent ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri på 7.000 t (se tekst). Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. black box data.

	Gendannelsestid (år)	2010/11	2011/12	2012/13 + 2013/14 (Black box data)		Kumuleret + 2014/15		Søstjerner
						sc 1	sc 2	
<b>Blåmusling</b>	3			1,7		6,8	5,1	0,2
<b>Makroalger</b>	>5	1,1	1,3	1,3		7,5	6,2	1,7
<b>Bundfauna</b>	2-4		1,7	1,7		8,5	6,8	1,2
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0	0	0

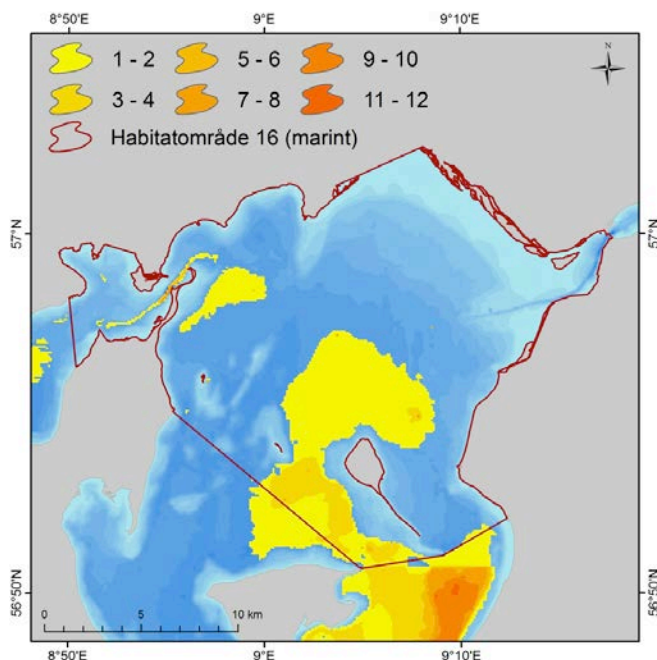
Beregningen af de kumulerede effekter er i meget høj grad påvirket af både målet for biomasse i de fiskede områder og estimatet af påvirkningsgraden for den enkelte økosystemkomponent, og begge elementer er behæftet med en betydelig usikkerhed. Hvis det fx antages, at makroalgerne er homogent fordelte og der ikke korrigeres for makroalgernes forekomst, og den kumulerede effekt beregnes som arealpåvirkningen af økosystemkomponenten blåmuslinger for 5 år vil den kumulerede effekt ved scenarie 1 for makroalger være 10,1% (1,5 + 1,7 + 0,6 + 1,2 + 5,1), hvortil skal lægges 2,3% påvirkning ved et søstjernefiskeri. DTU Aqua vil med de kvalitetssikrede black box data få præcise mål for arealpåvirkningen. Påvirkningen af økosystemkomponenterne vil dermed blive mere sikre. Yderligere data vedrørende substratsammensætning og nye data på videotransekterne i sommeren 2014 vil bidrage til at kvalificere beslutningsgrundlaget i fremtidige konsekvensvurderinger. Disse data vil formodentligt være til rådighed for analyserne i 2014/15.

### 10.3 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 Løgstør 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 af miljøcentre i Ringkøbing og Aalborg på en række faste stationer, herunder også i Løgstør Bredning. I sommeren 2014 er der indtil videre blevet målt iltsvind eller kraftigt iltsvind i dele af Løgstør Bredning i ugerne 27-28 og 30-31.

På Figur 27 er den gennemsnitlige hyppigheden af kraftigt iltsvind i Løgstør for perioden 1993-2012 vist. Som det fremgår af figuren er det primært de sydlige områder, der er blevet ramt af iltsvind, mens den nordlige del kun i begrænset omfang er blevet udsat for iltsvind eller kraftigt iltsvind. Iltsvind og specielt kraftigt iltsvind kan forventes, at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt.



**Figur 27.** Hyppigheden af kraftigt iltsvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Løgstør Bredning i årene 1993-2012. Data baserer sig på Naturstyrelsens observationer på deres iltvindstogter. Kraftigt iltsvind er defineret som <20% iltmætning i 2 uger eller <10% mætning i 1 uge.

## 10.4 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for to scenarier på hhv. 10.000 og 15.000 t fiskede blåmuslinger, og er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 7.000 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. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning. Dette er i et vist omfang forårsaget af lave landinger i de senere år.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.

## 11 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

### 11.1 Beskyttede fugle

#### 11.1.1 Muslingespisende fugle

Hele Løgstør Bredning og dermed produktionsområde 32-34 og 36-39 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde F12 (Bilag 2). I udpegningsgrundlaget er seks arter (hvinand, pibeand, sangsvane, toppet skallesluger, kortnæbbet gås og dværgterne) som alle forekommer i det marine område. Hovedparten af de fuglearter, der udgør udpegningsgrundlaget, er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

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

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

DMU har beregnet, at den mængde muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Løgstør Bredning for hvinand ved en bestand på 12.000 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) er ca. 16.677 t blåmuslinger årligt (Clausen et al. 2008). 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 2014 angiver en bestand på ca. 49.000 t i fuglebeskyttelsesområde F12 i Løgstør Bredning på dybder større end 3 m. Derudover vil der være en bestand af blåmuslinger på lavere vanddybde, der ikke er medregnet. Fødebehovet for hvinand udgør ca. 34% af muslingebestanden i 2014. Et fiskeri af op til 15.000 t, som angivet i anmodningen fra Naturerhvervstyrelsen vil fjerne op til 31% af bestanden i området. DTU Aqua anbefaler et fiskeri af maksimalt 10.000 t og dette udgør maksimalt 20% af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning.

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

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger og dværgterne) kan blive påvirket af muslingefiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000, forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Natura 2000 planen angiver, at dværgterner har ugunstig bevaringsstatus og at prognosen for toppet skallesluger er ukendt. Ifølge DMU har dværgterne ugunstig bevaringsstatus og toppet skallesluger en gunstig national bevaringsstatus (Pihl et al. 2003). Fiskerier af blåmuslinger er, siden DMU's statusvurderinger blev gennemført, reduceret fra ca. 75.000 t årligt til under 25.000 t årligt. Endvidere viser undersøgelser (Tomczak et al. 2012) af fiskefaunaen på større dybde end 3 m



et skift fra store bundfisk (rødspætte, skrubbe) i 1990'erne til pelagiske arter (sild og brisling). I de senere år er disse bestande reduceret og erstattet af små bentiske arter som kutlinger mv., og dermed er der sket en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Det konsekvensvurderede muslingefiskeri kan således ikke forventes at forringe de to fuglearters status.

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af det planlagte muslingefiskeri. Et muslingefiskeri af 15.000 t eller 10.000 t forventes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for de to arter af planteædende fugle i Løgstør Bredning (pipeand og sangsvane).

### 11.1.3 Forstyrrelse af fugle

Natura 2000 planen angiver i trusselvurderingen næringsstofbelastning, forstyrrelse og fiskeri, som trussel mod gunstig bevaringsstatus for flere ikke specificerede fuglearter. Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for dværgerterne, og prognosen er ukendt for hvinand og toppet skallesluger. Ved muslingefiskeri vil der maksimalt forekomme 15 fartøjer i et produktionsområde af gangen, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end andre mere hurtigsejlende fartøjer.

For dværgerterne er forstyrrelse på redepladserne en trussel mod bevaringsstatus. En dybdegrænse på 5 m kan sikre, at ynglende og rastende fugle, fx dværgerterne, ikke vil blive forstyrret. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 m fra vigtige fuglelokaliteter herunder Feggeklit.

### 11.1.4 Kumulative effekter for fugle

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter på hvinand og toppet skallesluger samt øvrige aktiviteter i Løgstør Bredning have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri. Den muslingeædende art, hvinand, skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 16.667 t blåmuslinger, hvilket svarer til 34% af den totale muslingebiomasse. Fiskeædende arter (toppet skallesluger og dværgerterne) vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Planteædende fugle forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeriet med dybdegrænse på 5 og 6 m. DTU Aqua vurderer derfor, at muslingefiskeriet ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, hvis >15 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

## 11.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Det er kun havlampret (*Petromyzon marinus*), som er udpeget som særligt beskyttet fiskeart i Løgstør Bredning. Særligt beskyttede pattedyr ifølge udpegningsgrundlaget er spættet sæl.

### 11.2.1 Fisk

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

**Havlampret:** Havlampretten var tidligere udbredt i farvandene omkring hele Danmark, men findes, så vidt vides, i dag kun i den vestlige og nordlige del af Jylland. Den lever som ådselsæder eller ved at suge sig fast

på andre fisk og æde af dem. En rigelig forekomst af egnede fødeemner er derfor et vigtigt krav til levestedet ([www.naturstyrelsen.dk](http://www.naturstyrelsen.dk)).

Muslingeskrab medfører minimal bifangst af fisk og fangst af havlampret er ikke kendt. I det omfang havlampretten kan nå at flygte fra skraberen, forventes der ikke at være direkte negative effekter af muslingeskrab på havlampretten. Dansk Skaldyrcenter 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 og DTU Aqua vurderer, at fiskeri efter søstjerner ikke vil have en betydende effekt på fiskearter.

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et fiskeri af 15.000 t eller 10.000 t blåmuslinger og 7.000 t søstjerner kan ved den nuværende biomasse i Løgstør Bredning fiskes på 5,1 eller 3,4% og 2,3% af habitatområdet H16, og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for havlampret i Løgstør Bredning (H16).

### 11.2.2 Havpattedyr

**Sæler:** Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder spættet sæl. Der er udpeget tre sælreservater i Natura 2000 området i Løgstør Bredning: Livø Tap, Blinderøn og Ejerslev Røn (Figur 28), erhvervsfiskeri er tilladt i reservaterne. Basisanalysen angiver, at der forekommer en bestand af spættet sæl i Løgstør Bredning, der sammen med bestanden i Nibe bredning er forbundet med den store delbestand i den vestlige del af Limfjorden (Miljøcenter Aalborg, 2006).

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

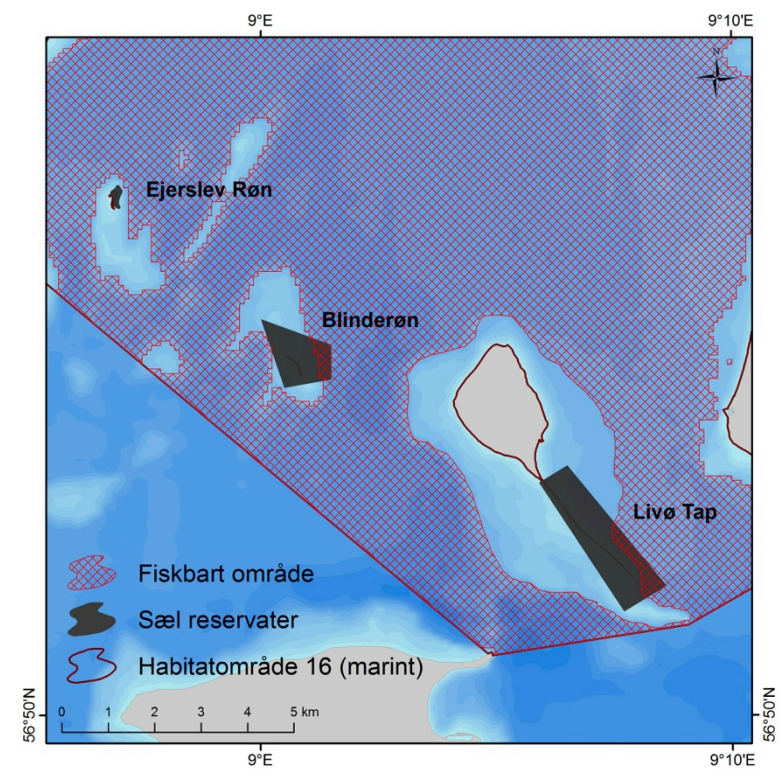
Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder den vestlige Limfjord. De vigtigste yngle- og hvilepladser for spættet sæl findes i Vadehavet, vestlige Limfjord, Læsø, Anholt, Hesselø, farvandet omkring Samsø, Avnø Fjord og Rødsand ved Gedser. Spættet sæl har været fredet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

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

Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslinge- og søstjernefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet hørsans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 15 fartøjer der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 5 m i 2014/2015 sikrer, at der opretholdes en

afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 m fra rev og banker NV for Livø, herunder Ejerslev Røn. Dybdeforholdene omkring Livø Tap reservatet er anderledes, dybdegrænsen på 5-6 m vil medføre at afstanden på det tætteste sted er ca. 180 m og den største afstand er ca. 1,8 km omkring Livø Tap.



**Figur 28.** Sælreservater i habitatområdet Løgstør Bredning (H16). Det Fiskbare område er defineret som dybder over dybdegrænsen på 5 m og >6 m omkring Livø Tap ifølge anmodningen fra NaturErhvervstyrelsen. Sælreservaterne er ikke lukkede for erhvervsfiskeri.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingfiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Løgstør Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler æder mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 (5,1 eller 3,4% (muslinger) + 2,3% (søstjerner)) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslingfiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør Bredning.

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

## 12 REFERENCER

- Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012) winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of sea Research* 72:106-112.
- Anonym (2013). Marin habitatnaturtype-kortlægning 2012. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.
- Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zoostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW(2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology*. 350:46-72.
- Buschbaum C, Chapman AS and Saier B (2006) How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Mar. Biol.* 148: 743-754.
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Canal-Vergés P, Poulsen LK, Geitner K, Christoffersen M, Holm N, Petersen JK (2013). Konsekven-svurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014. DTU Aqua-rapport nr. 270-2013.
- 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 (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvende. 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.
- Christoffersen M, Poulsen LK, Geitner K, Aabrink M, Kristensen PS, Holm N, Dolmer P (2011) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2011/12. DTU Aqua-rapport nr. 243-2011.
- Clausen, P., Laursen, K. og Petersen, K.I. (2008). Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer, P. et al. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport august 2008.
- 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 testudinum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dolmer P (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.

- Dolmer P, 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.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001): Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Bassompierre M, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTUAqua-rapport nr. 212-09.
- 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) Muslinge fiskeri i Limfjorden. Havmiljøet ved årtusindskiftet. ed. / B.Å. Lomstein. Fredensborg : Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.
- Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011) Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 238.
- Engelen AH, Primo AL, Cruz T, Santos R (2013) Faunal differences between the invasive Brown macroalgae *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. *Biol Invasions* 15:171-183.
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frandsen R, Dolmer P (2002) Effects of substrate type on growth and mortality of blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to the predator *Carninus maenas*. *Marine Biology* 141: 253-262.
- 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.
- 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.
- Jennings S, Kaiser M J (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. Adv Mar Biol 34: 201-352.
- Jepsen PU (1976). Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 10 (4): 1-23.
- Johnson KA (2002) A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.
- Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008) Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projekttitle: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Krause-Jensen D & Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755.
- Kristensen PS, Hoffmann E (2000) Fiskeri efter blåmuslinger i Danmark 1989-1999. DFU-rapport nr. 72-00. 130 p. + English summary. 12 p.
- Lang AC, Bushbaum C (2010) Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. Journal of sea research 2010, Volume 63, Issue 2, pp. 119-128.
- Laursen K, Clausen P (2008) Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- 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. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- Manning JH (1957) The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.

- Manzi JJ, Burrell VG, Klemanowicz KJ, Hadley NH, Collier JA (1985) Impacts of a mechanical harvester on intertidal oyster communities in South Carolina. Final Report: Coastal Energy Impact Program Contract # CEIP-83-06. Governor's Office, Columbia (SC):31p. + tables and figures.
- Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum 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 næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993) Stabilization of "green tides" *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology* 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and Krause-Jensen D (1998) Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. *Journal of Phycology*, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia*: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljøministeriet (2007). Basisanalyse for Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg- N16.
- Miljøministeriet (2011) Natura 2000-plan 2010-2015. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16, Habitatområde H16, Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljøministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-116-0.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013). Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskab og øvrig muslingeproduktion i Natura 2000 områder. <http://naturerhverv.dk/fiskeri/erhvervsfiskeri/muslinger-og-oesters/muslingepolitikken/#c6898>
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- 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.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002) Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.

- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series 106:147-156.
- Olesen B (1996) Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. MEPS 134: 187-194.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2008), fremlagt ved *ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters!*, Nice, 25.1.2009 - 30.1.2009. PUBLICERET ABSTRAKT.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København 1908.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999) Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen JK (2008a) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtdybde 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, IK., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M., Fox, A.D. (2006). Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petraitis, P.S. & Methratta, E.T. (2006): Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *Jour Exp Mar Bio Ecol* 338:222-232.
- Pihl S, Clausen P, Laursen K, Madsen J, Bregnballe T (2003) Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet 2003. Danmarks Miljøundersøgelser.130 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 462. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Polte P and Buschbaum C (2008) Native pipefish *Entelurus aequor* are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. *Aquat.Biol.* 3: 11-18.
- Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen J-K, 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 and Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- Rheault RB (2008) Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.
- Riemann B, Hoffmann E (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.



- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011) Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistence between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research*, 2011 – Elsevier.
- Ruffin KK (1995) The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.
- Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997) Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- 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.
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Tomczak MT, Dinesen GE, Hoffmann E, Maar M, Støttrup JG (2012) Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187.
- Troell M, Rönnbäck P, Halling C, Kautsky N, Buschman A (1999) Ecological engineering in aquaculture: use of seaweed for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology* 11:89-97.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119e130.
- Valdemarsen, T. B, Wendelboe, K, Egelund, JT, Kristensen, E. & Flindt, M. (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 410, s. 45-52.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105e1118.
- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011). Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: Abenchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012). Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* (2013) 67:191–201.
- Vining R (1978). Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.

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

Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. 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.

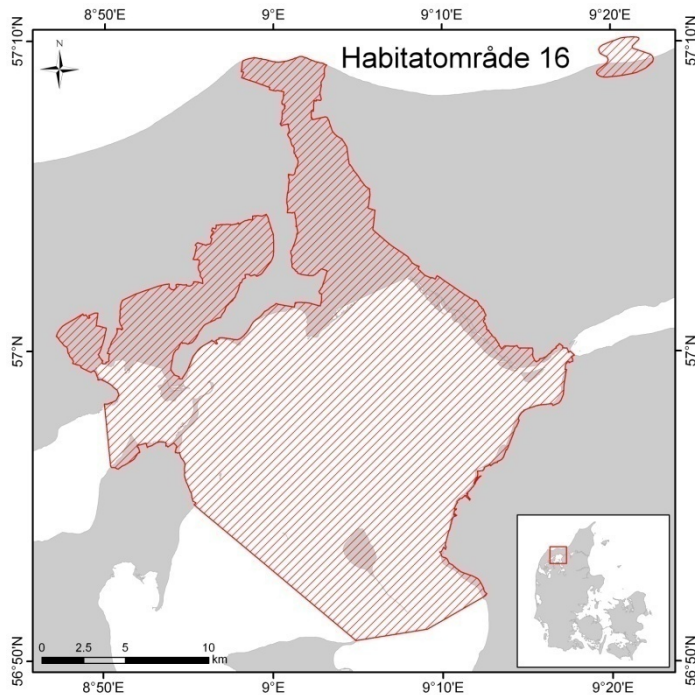
Wernberg T, Thomsen MS., Strær PA, Pedersen MF (2000). Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, vol43, s.31-39.

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 and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp.

## BILAG 1

### Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning. For opdeling i naturtyper se Figur 2.

#### H16 Løgstør Bredning, Vejerne og Bulbjerg

- 1095 Havlampret (*Petromyzon marinus*)
- 1166 Stor vandsalamander (*Triturus cristatus cristatus*)
- 1318 Damflagermus (*Myotis dasycneme*)
- 1355 Odder (*Lutra lutra*)
- 1365 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand
- 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe
- 1150 \* Kystlaguner og strandsøer
- 1160 Større lavvandede bugter og vige
- 1170 Rev
- 1210 Enårig vegetation på stenede strandvolde
- 1220 Flerårig vegetation på stenede strande
- 1230 Klinter eller klipper ved kysten
- 1310 Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
- 1330 Strandenge
- 2110 Forstrand og begyndende klitdannelser
- 2130 \* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
- 2140 \* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
- 2160 Kystklitter med havtorn
- 2170 Kystklitter med gråris
- 2190 Fugtige klitlavninger
- 3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden
- 3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger
- 3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks

**3160** Brunvandede søer og vandhuller  
**3260** Vandløb med vandplanter  
**4010** Våde dværgbusksamfund med klokkelyng  
**4030** Tørre dværgbusksamfund (heder)  
**5130** Enekrat på heder, overdrev eller skrænter  
**6210** Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (\* vigtige orkidélokalteter)  
**6230** \* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund  
**6410** Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop  
**7140** Hængesæk og andre kærersamfund dannet flydende i vand  
**7220** \* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand  
**7230** Rigkær  
**9110** Bøgeskove på morbund uden kristtorn  
**9190** Stilkegeskove og -krat på mager sur bund  
**91D0** \* Skovbevoksede tørvemoser  
**91E0** \* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Udpegningsgrundlaget gældende fra 2013.

## BILAG 2

### Udpegningsgrundlag for F12

Reference se Basisanalysen for Løgstør Bredning (Miljøcenter Aalborg 2007; www.naturstyrelsen.dk)

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

Y: Ynglende art.

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

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

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

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

SPA 12 Løgstør Bredning, Livø, Feggesund og Skarrehage				Vejledning
Dværgterne		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Lysbuget knortegås		T	F4
	Hvinand		T	F4,F6
	Toppet skallesluger		T	F4

## BILAG 3

### Fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør Bredning 2014/2015

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

#### Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Løgstør Bredning i 2014 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri på 15.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Der ønskes ligeledes mulighed for et omplantningsfiskeri på 5.000 tons, hvor den mængde muslinger der ikke udnyttes til omplantning skal tillægges den samlede mængde der må fiskes i området. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2014 – 1. juli 2015. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

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

Med henblik på at minimere området der påvirkes af muslingefiskeri, vil fiskeri af blåmuslinger i Løgstør Bredning finde sted i områder, hvor tætheden af muslingerne 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 på blåmuslinger i Løgstør Bredning er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 "Bekendtgørelse om regulering af fiskeri efter muslinger" og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 "Bekendtgørelse om muslinger m.m.". Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning i fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura 2000- området.

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

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

I Løgstør Bredning er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU-Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter foreslår erhvervet at disse delområder lukkes med kasser, der omkranser ålegræsset udbredelse. At drage konklusioner omkring en direkte relation mellem sigtdybde og ålegræsset udbredelse har vist sig ikke at kunne bruges (Konklusion fra arbejdsgruppen omkring ålegræs-værktøjet). Fiskeri efter muslinger kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af ålegræs i fangster.

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

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

## **Fiskeplan for søstjernefiskeri i Løgstør, Lovns samt Nissum Bredning 2014-15**

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et søstjernefiskeri i Natura 2000-områderne Løgstør, Lovns 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 og 2014 i Limfjorden vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 7.000 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 samt 2.000 tons søstjerner i Lovns Bredning i produktionsområderne 20 og 21. Der ønskes ligeledes mulighed for at fiske 4.000 tons i Nissum Bredning i produktionsområderne 1, 2, 3, 4 og 5.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2014 – maj 2015. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

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 videns grundlag 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 4

### Relevant uddrag af anmodning fra NaturErhvervstyrelsen for Løgstør Bredning

Til Mynd

NaturErhvervstyrelsen har modtaget vedlagte ansøgninger fra DFPO angående fiskeri efter muslinger i Natura 2000 områder i Limfjorden for den kommende sæson 2014/2015.

DTU Aqua anmodes om, at udarbejde konsekvensvurderinger for det ansøgte fiskeri efter muslinger i hhv. Løgstør Bredning og Lovns Bredning. Muslingepolitikens målsætninger og præmisser skal anvendes i konsekvensvurderingen – særligt niveauet for acceptabel kumulativ arealpåvirkning. Den påvirkning fiskeri efter søstjerner måtte medføre skal medtages i den samlede opgørelse over fiskeriet kumulative påvirkning.

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

Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr- område og fastsættelse af dybdegrænse så fiskeriet ikke foregår i og nærheden af områder med ålegræs.

#### **Løgstør Bredning**

Kvoten fastsættes til 10.000 tons (konsum) og 5.000 tons (omplantning). DTU Aqua anmodes om, at vurdere om denne kvote er bæredygtig for blåmuslingebestanden i området, som ifølge DTU Aqua er faldet i forhold til året før.

Dybdegrænsen for fiskeriet fastsættes til 5 meter og 6 meter omkring Livø i henhold til DTU Aquas ålegræsmålinger.

#### **Søstjernefiskeri**

Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingerne for hhv. Løgstør Bredning og Lovns Bredning. Dybdegrænserne er de samme som for muslingefiskeriet i de to områder.

Anja Gadgård Boye.



## **Kolofon**

### **Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2014/2015**

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

August 2014

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 285-2014

ISBN 978-87-7481-193-0

ISSN 1395-8216

Reference: Nielsen, P., Canal-Vergés, P., Geitner, K., Nielsen, C. F. & Petersen, J. K. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2014/2015. DTU Aqua-rapport nr. 285-2014. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 66 pp + bilag.

**DTU Aqua-rapporter** udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk).

**DTU Aqua reports** are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc.

The reports can be downloaded from [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk).

DTU Aqua  
Institut for Akvatiske Ressourcer  
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1  
2920 Charlottenlund  
Denmark  
Tlf: 35 88 33 00  
aqua@aqua.dtu.dk

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