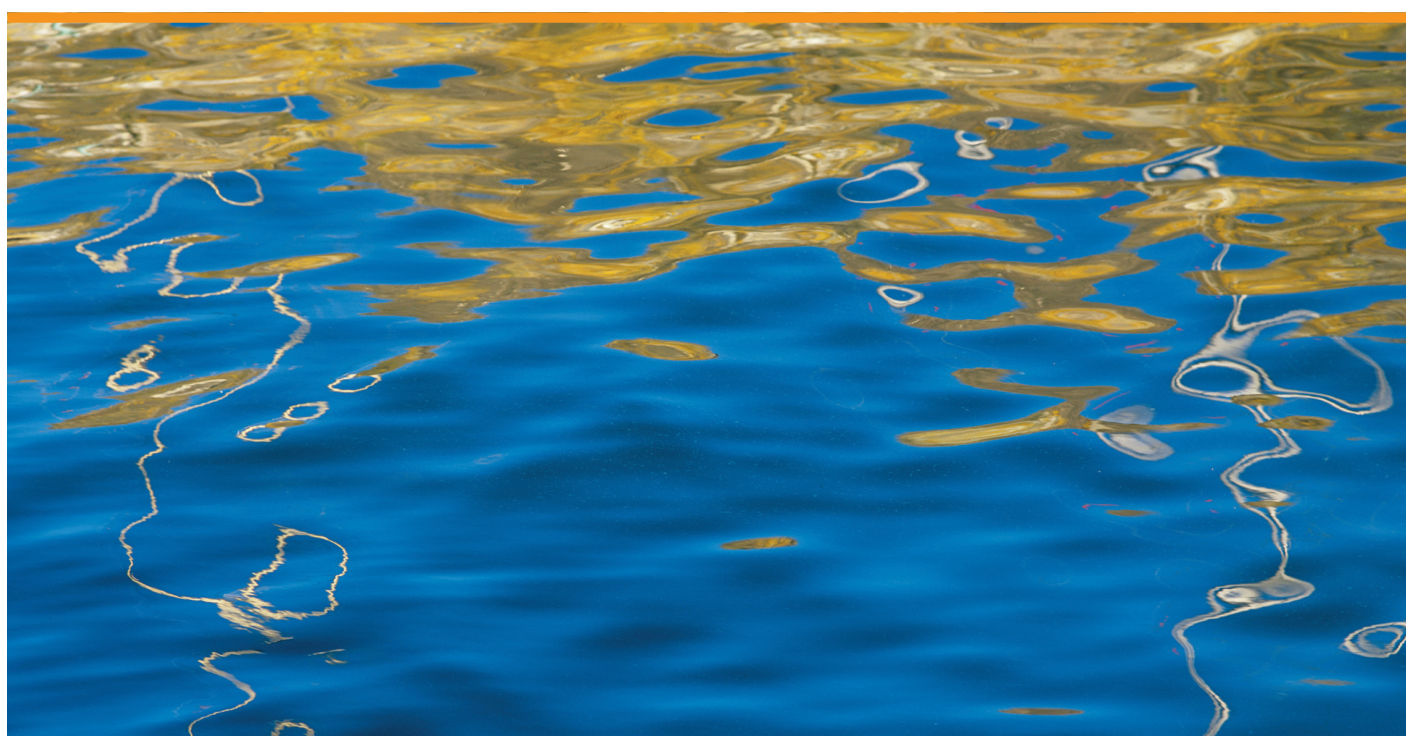


Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger ved og øst for Horsens Fjord samt Endelave 2017



DTU Aqua-rapport nr. 319-2017
Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés,
Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og
Jens Kjerulf Petersen

Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger ved og øst for Horsens Fjord samt Endelave 2017

DTU Aqua-rapport nr. 319-2017

Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés, Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

Kolofon

Titel	Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger ved og øst for Horsens Fjord samt Endelave 2017
Forfattere	Af Pernille Nielsen, Paula Canal-Vergés, Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen
DTU Aqua-rapport nr.	319-2017
År:	Januar 2017
Reference:	Nielsen P., Canal-Vergés P., Nielsen M. M., Geitner K. & Petersen J. K. Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger ved og øst for Horsens Fjord samt Endelave 2017. DTU Aqua-rapport nr. 319-2017. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 46 pp. + bilag
Udgivet af:	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing, skaldyrcenter@aqua.dtu.dk, www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-236-4

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	5
2	INDLEDNING	7
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	9
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer	9
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	9
3.3	Forvaltningen af muslingefiskeriet	9
4	GENERELT OM OMRÅDET VED HORSENS	11
5	ÅLEGRÆS	12
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	12
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	13
5.3	Data for ålegræs	14
5.4	Sigt dybde og udbredelse af ålegræs	17
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	18
6	MAKROALGER	20
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	20
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	21
6.3	Data for makroalger	22
6.4	Makroalger og sigt dybde	23
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	24
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	25
7	BLÅMUSLINGER	26
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	26
7.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Horsens Fjord	26
7.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af blåmuslinger	27
7.4	Biogene rev	28

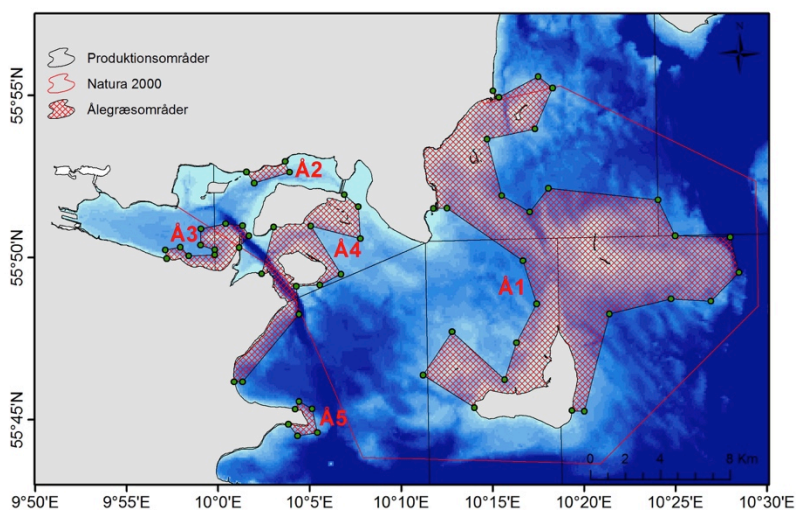
8	BUNDFAUNA	29
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	29
8.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	29
8.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af bundfauna	30
9	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	31
9.1	Baggrund og principper	31
9.2	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	31
9.3	Iltforhold	33
9.4	Konklusion for kumulative effekter	34
10	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	35
10.1	Beskyttede fugle	35
10.2	Bilag IV-arter	37
11	REFERENCER	40
	BILAG 1 ANMODNING FRA NATURERHVERVSTYRELSEN	47
	BILAG 2 FISKEPLAN FRA DANMARKS FISKERIFORENING PO	48
	BILAG 3 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR F36	50
	BILAG 4 UDPEGNINGSGRUNDLAGET FOR HABITATOMRÅDE 52	51
	BILAG 5 KOORDINATER FOR ÅLEGRÆSKASSER	52

1 RESUMÉ

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger i Habitatområde H52 og Fuglebeskyttelsesområde F36 og inkluderer naturtyperne 1110 "Sandbanke", 1140 "Vadeflade", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" samt arterne skarv (*Phalacrocorax carbo*), hvinand (*Bucephala clangula*), bjergand (*Aythya marila*), edderfugl (*Somateria mollissima*), fløjlsand (*Melanitta fusca*), hjejle (*Pluvialis apricaria*), splitterne (*Sterna sandvicensis*), dværgterne (*Sternula albifrons*), havterne (*Sterna paradisaea*), klyde (*Recurvirostra avosetta*), lille kobbersneppe (*Limosa lapponica*), odder (*Lutra lutra*), spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*). I henhold til Naturstyrelsens seneste kortlægning er der identificeret stenrev i området ved Horsens.

På anmodning af NaturErhvervstyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri efter blåmuslinger og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken. NaturErhvervstyrelsen har endvidere anmodet om, at der tages udgangspunkt i en minimumsdybdegrænse på 7 m, med mindre data for udbredelsen af ålegræs og sigtdybde understøtter en ændring af dybdegrænsen.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 30.000 t muslinger, som anmodet i fiskeplanen, på vanddybder >4 m samt udenfor de 5 ålegræskasserne (Figur A) og stenrevsbufferzonerne ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



Figur A. Natura 2000-område (N56) ved Horsens og de 5 foreslåede ålegræskasser. Ålegræskasserne er gældende for fiskerisæsonen 2017/2018.

Bestanden af blåmuslinger i N56 var i september 2016 på ca. 140.000 t blåmuslinger på vanddybder mellem 3-15 m. Et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger vil reducere bestanden med 21%. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger ikke vil påvirke udpegningsgrundlaget, hvis maks. antal fiskebåde ikke overstiger 6 i et område af gangen.

DTU Aqua har i sommeren 2016 for første gang foretaget omfattende videomonitoring på ålegræstransektorer for natura 2000-området ved Horsens og fandt ålegræs på 8 m, og det gælder udelukkende for enkelte frøspirede planter på ét transekt og med ringe chance for overlevelse, mens den nationale overvågning foretaget af SVANA fandt ålegræs på 5,6 m i 2016. Baseret på målte sigtdybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 7,6 m i 2016. Et fiskeri med muslingeskraber udenfor ålegræskasserne vil således betyde, at ålegræssets udbredelse i Natura 2000-området ved Horsens ikke påvirkes. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Der blev fundet makroalger på vanddybder >5 m i Naturstyrelsens monitoringer i 2015. Baseret på målte sigtdybder er den modellerede maksimale dybdegrænse i 2016 for brunalger 11,9 m og 13,3 m for andre arter. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri udenfor stenrevsbufferzonerne, ålegræskasserne og på vanddybder >4 m vil overlape med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger, men ikke i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i habitatområdet. DTU Aqua vurderer ligeledes, at en evt. påvirkning af opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger ved fiskeri efter muslinger ikke vil have betydning for disse algers udbredelse. Endelig vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, da antallet af både ikke overstiger 6 i hvert fiskeområde.

Der er bundfauna i hele området ved Horsens og muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I området ved Horsens vurderes effekten af muslingefiskeri på bundfauna at vare 4 år.

Fødebehovet for hvinand, edderfugl, fløjlsand og bjergand ved Horsens kan estimeres til 25.800 t blåmuslinger eller 18% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger på vanddybder >4 m ikke vil påvirke de muslingespisende fugle eller de andre beskyttede arter skarv, hjejle, splitterne, dværgterne, havterne, klyde, lille kobbersneppe, odder, spættet sæl og gråsæl.

Arealet (se nedenstående tabel), der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri efter 30.000 t er på 26,1 km² svarende til 6,1% af arealet af N56 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 2,3 kg m⁻², total areal af N56 på 427 km² og en effektivitet af muslingeskraberen på 50%.

Den samlede kumulative påvirkning for den foregående sæsons fiskeri (marts 2016-december 2016) og den estimerede arealpåvirkning for den kommende sæson er således på 6,85% for hver af økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna (se nedenstående tabel).

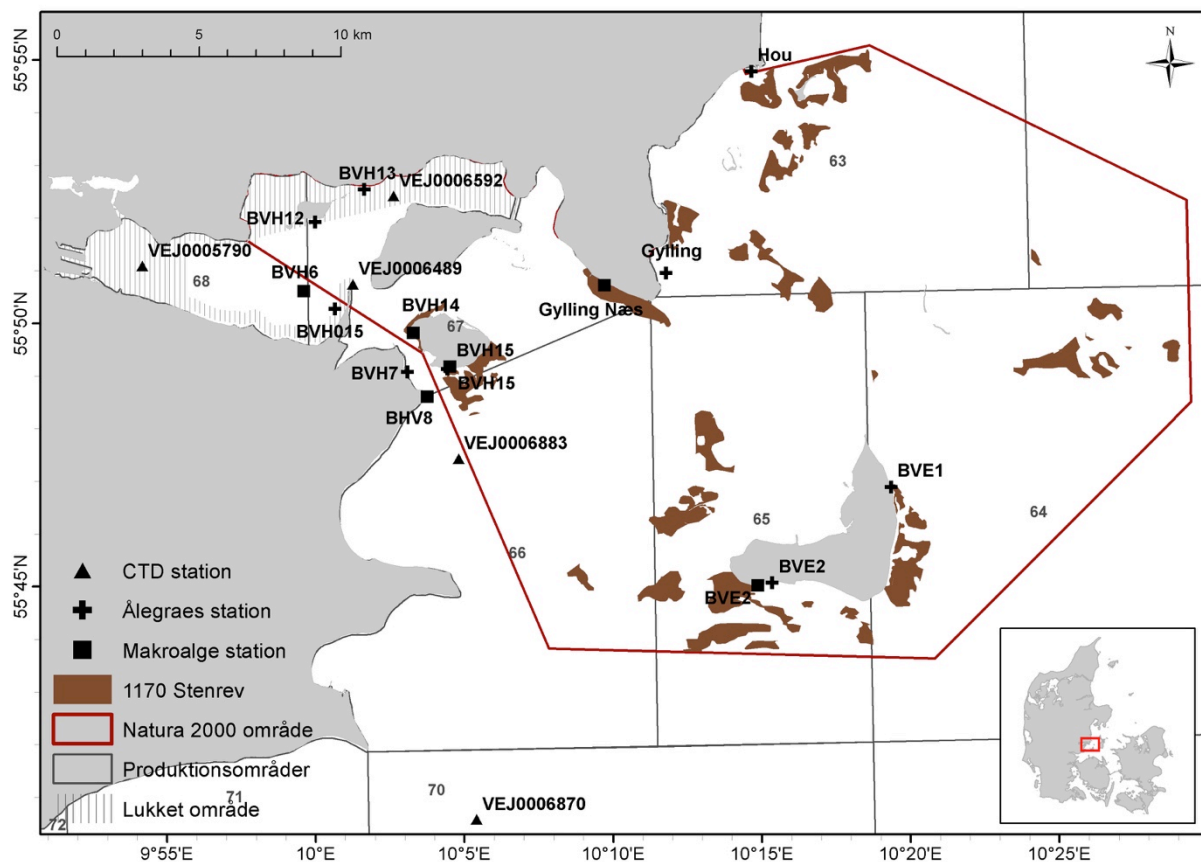
	Gendannelsestid (år)	2016 (%)	Estimeret 2017 (%)	Kumuleret (%)
Blåmuslinger	3	0,75	6,1	6,85
Makroalger	5	0,75	6,1	6,85
Bundfauna	4	0,75	6,1	6,85
Ålegræs	>20	0	0	0

2 INDLEDNING

Denne konsekvensvurdering er udarbejdet med henblik på at beskrive potentielle effekter af et fiskeri efter blåmuslinger i Natura 2000-område 56 (Figur 1) ved Horsens – omfattende habitatområde H52 og fuglebeskyttelsesområde F36 - i forhold til områdets udpegningsgrundlag og den anmodning om konsekvensvurdering (Bilag 1), som NaturErhvervstyrelsen har fremsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforening Producent Organisations fiskeplan (Bilag 2). I Habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget: 1110 ”Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af vand”, 1140 ”Mudder- og sandflader blottet ved ebbe”, 1150 ”Kystlaguner og strandsøer”, 1160 ”Større lavvandede bugter og vige” og 1170 ”Rev” (Bilag 3). Naturtyperne ”Mudder- og sandflader blottet ved ebbe” (1140) og ”Kystlaguner og strandsøer” (1150) ligger på så lavt vand, at de ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri og inddrages derfor ikke i konsekvensvurderingen. Naturtypen ”Rev” (1170) bliver beskyttet ved udlægning af bufferzoner rundt om kortlagte og verificerede stenrev, hvorfor muslingefiskeriet er forbudt. Udbredelsen af biogene rev er endnu ikke endeligt verificeret, hvorfor der i nærværende konsekvensvurdering ikke er inkluderet en vurdering af effekter af muslingefiskeri på biogene rev.

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 568 af 21/5 2014 §10e) kan tilladelse til fiskeri meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet. Dette er defineret i ”Guidance Document: Managing Natura 2000 sites” udarbejdet af EU-kommissionen i 2000: *”Hvad angår begrebet ”integritet”, skal det forstås 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 vurdering af aktivitetens betydning, en konsekvensvurdering, i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Konsekvensvurderingen forholder sig til Natura 2000-planen for Horsens Fjord, havet øst for og Endelave (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). I Natura 2000-planen er trusler for områdets naturværdier, vurdering af bevaringstilstand/prognose for arter og naturtypers udvikling og målsætning for arter og naturtyper beskrevet. Konsekvensvurderingen vurderer om det planlagte muslingefiskeri er i konflikt med målsætningen i Natura 2000-planen. Derudover forholder konsekvensvurderingen sig til Miljø- og Fødevareministeriets muslingepolitik samt specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning omkring en dybdegrænse på 7 m, en totalfangst i Natura 2000-området på 30.000 t og vurderer kun effekten inden for fiskeplanens tidsramme dvs. i perioden 1. marts 2017 til den 28. februar 2018 (Bilag 1 og Bilag 2).



Figur 1. Natura 2000-område N56 ved Horsens. De kortlagte stenrev, lukkede område og muslingeproduktionsområder er vist. Derudover er placeringen af SVANA's ålegræs- og makroalgetranssekter (hvv. + og ■) samt CTD-stationer (▲) angivet. Det er kun stationer og transekter indenfor eller i umiddelbar nærhed af Natura 2000-området (N52), som er blevet monitoreret indenfor den seneste årrække, der er angivet.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri efter blåmuslinger i Natura 2000-området N56, Horsens Fjord, området øst for og Endelave (Bilag 2). I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger fra bestande i området, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end 1,5 kg m² hvis muligt. Der vil ifølge fiskeplanen foregå fiskeri i naturtyperne 1110, 1160 og 1170 dog ikke på vanddybder lavere end 4 m og dybere end 13 m. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette afhjælper risikoen for fangst af enkeltliggende sten med diameter større end 25 cm. I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Naturtypen Rev (1170) vil være fritaget for fiskeri, da stenrev er blevet kortlagt og der er etableret forbundzoner for fiskeri omkring disse.

3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

NaturErhvervstyrelsen har 18. november 2016 anmodet DTU Aqua om en konsekvensvurdering af et fiskeri efter blåmuslinger i Natura 2000-området ved Horsens omfattende produktionsområderne 63-68 (Bilag 1). NaturErhvervstyrelsen fastsætter i anmodningen dybdegrænsen for fiskeriet til 7 m (Bilag 1), med mindre data for udbredelsen af ålegræs og sigtdybde understøtter en ændring af dybdegrænsen. Endvidere anfører NaturErhvervstyrelsen, at konsekvensvurderingen skal tage udgangspunkt i muslingepolitikken samt, at der rådgives om en bæredygtig kvote. Der er kun 6 licenser til muslingefiskeri ved Jyllands østkyst, hvorfor der maksimalt kan være 6 fartøjer i hvert produktionsområde.

3.3 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeri efter blåmuslinger er reguleret af bekendtgørelse nr. 568 af 21/05/2014 og bekendtgørelse nr. 488 af 26/05/2016. Udover de lovmæssige reguleringer har Miljø- og Fødevarerministeriet (MFVM) fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013 (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri 2013). Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver.

Muslingeskraab 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.

Samlet set er det muslingepolitikens mål at mindske miljøpåvirkningen som følge af muslingefiskeri.

I muslingepolitikken har MFVM opstillet kriterier for udarbejdelse af videnskabelige konsekvensvurderinger inden et fiskeri i Natura 2000-områder kan tillades. Dette skal ske for at kunne gennemføre en videnskabelig underbygget vurdering af muslingeskrabs betydning for Natura 2000-områdernes integritet. I den forbindelse skal der lægges vægt på:

- Bæredygtig muslingekvote.
- Nultolerance for påvirkning af ålegræs i forhold til vandplanernes mål for udbredelse.
- Nultolerance for påvirkning af stenrev og biogene rev.
- Acceptabel påvirkning af bundfauna.
- Acceptabel mængde landinger af sten.
- Bæredygtig påvirkning af havpattedyr, fugle og andre beskyttelsesværdige arter.

MFVM har derudover udviklet en forvaltning med fokus på kumulativ arealpåvirkning fra muslingefiskeriet. Den maksimale kumulative påvirkning måles således på en række økosystemkomponenter (muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna) baseret på kriterierne for beskrivelsen af marine naturtypers bevaringsstatus. Det maksimale niveau for acceptabel arealpåvirkning fastsættes til 15% i 2017 dog således, at ålegræsset ikke må påvirkes (arealpåvirkning = 0).

Hertil kommer vilkår med det formål at sikre den rette balance mellem fiskeri og miljø, som MFVM har formuleret, og som især omhandler udøvelsen af fiskeriet. Kriterier, der vil ligge til grund for evt. tilladelser, vil være:

- Kumulativ effekt af tidligere sæsoners muslingefiskeri i form af arealpåvirkning.
- Mængden af ilandbragte sten.
- Antallet af fartøjer pr produktionsområde.
- Påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter som i samspil med muslingefiskeri påvirker udpegningsgrundlaget kumulativt.
- Udbredelsen af iltsvind af specifik betydning for muslingebestanden og dermed kvoten.

Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingefiskeriet vil blive evalueret løbende i takt med at ny viden bliver tilført og erfaringer med den førte politik bliver evalueret.

4 GENERELT OM OMRÅDET VED HORSSENS

Hovedparten af produktionsområdet 67 og mindre arealer af produktionsområderne 63-66 og 68 ved Horsens er udpeget som Natura 2000-område N56. Natura 2000-området inkluderer Fuglebeskyttelsesområde F36 og Habitatområde H52. Udpegningsgrundlagene er angivet i Bilag 3 og 4 og er omfattet af Natura 2000-planen for Horsens Fjord, havet øst for og Endelave (Miljø- og Fødevarerministeriet 2016).

Datagrundlaget for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer data fra miljøcentrenes overvågningsprogram (NOVANA-programmet). De tidligere amter, Naturstyrelsen og nu Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (SVANA) har på en række faste stationer og transekter gennemført indsamling af data i forbindelse med de marine overvågningsprogrammer, data som er tilgængelige i DCE's åbne database MADS og i faglige rapporter eller ved kontakt til SVANA. Fordelingen af stationer/transekter for ålegræs, makroalger og CTD-stationer (sigtdybde) er præsenteret i *Figur 1*. Frekvens og antal stationer i SVANAs dataindsamling har generelt været faldende gennem de seneste 10 år, og for Natura 2000-området ved Horsens (N56) har monitoringen maksimalt omfattet 9 ålegræstransekter, 6 makroalgetransekter samt 5 CTD stationer (sigtdybde) i eller lige udenfor N56. DTU Aqua har gennemført en kortlægning af forekomst og biomasse af blåmuslinger i området ved Horsens i 2009, 2014 og 2016 samt foretaget en omfattende kortlægning af ålegræsforekomsterne via videomonitoring i sommeren 2016. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for muslingespisende fugle, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes de reviderede fugletal (Petersen et al. 2016) samt beregningsmetoder udviklet af Laursen og Clausen (2008).

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, bladene danner, og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al. 2003, Marbá et al. 2006, Hansen & Reidenbach, 2012). Endelig 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 på 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 (Canal-Vergés et al. 2010, Valdemarsen et al. 2011). 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).

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 rodsrud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på $<30 \text{ cm år}^{-1}$ (Olesen & Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirede planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Churchill 1983, Hootsmans et al. 1987, Harrison 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994, Valdemarsen et al. 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter har overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen & Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyste, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Nyere forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

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

Direkte effekter: Muslingeskrab kan forårsage skade på ålegræsbestande gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan & Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment, som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første forekommer der sjældent større forekomster af muslinger i tætte ålegræsbede, 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 området ved Horsens ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster. Ålegræsbede 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 (Dawes et al. 1997, Rasheed 1999, 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 i 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 redskabstypen, og hvor dybt redskabet går under skrabning. Hollænderskraberer er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm, og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DTU Aqua i Limfjorden 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.

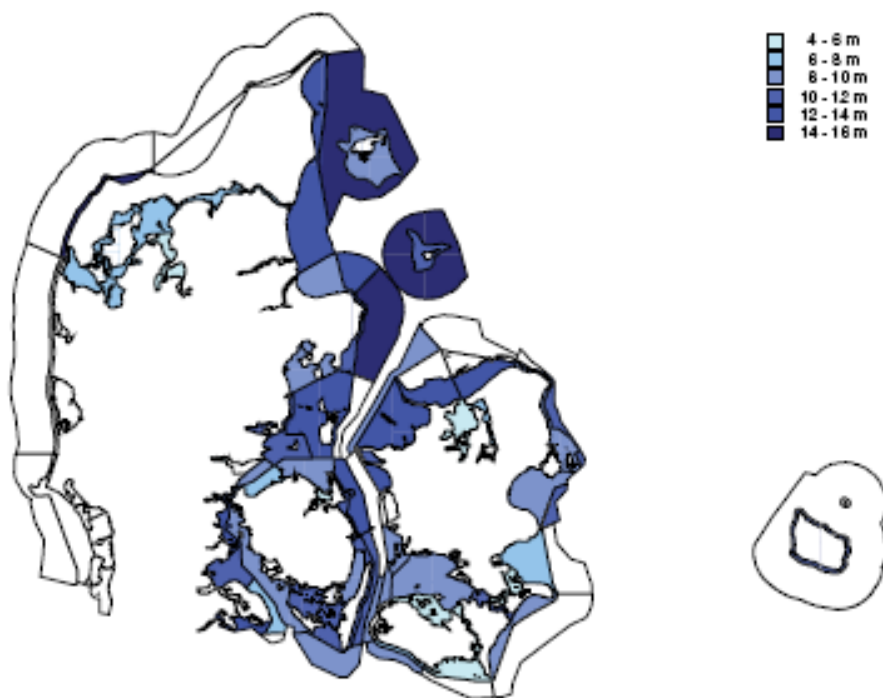
Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved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

og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekoloniseringen af infauna (Robinson et al. 2005).

Endvidere kan resuspension ved skrabning påvirke sigtddybden, som 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. Foreløbige undersøgelser viser, at forøget lysudslukning som følge af resuspenderet materiale ophvirvlet i forbindelse med fiskeriet kun i begrænset omfang spreder sig udover et meget snævert nærområde.

5.3 Data for ålegræs

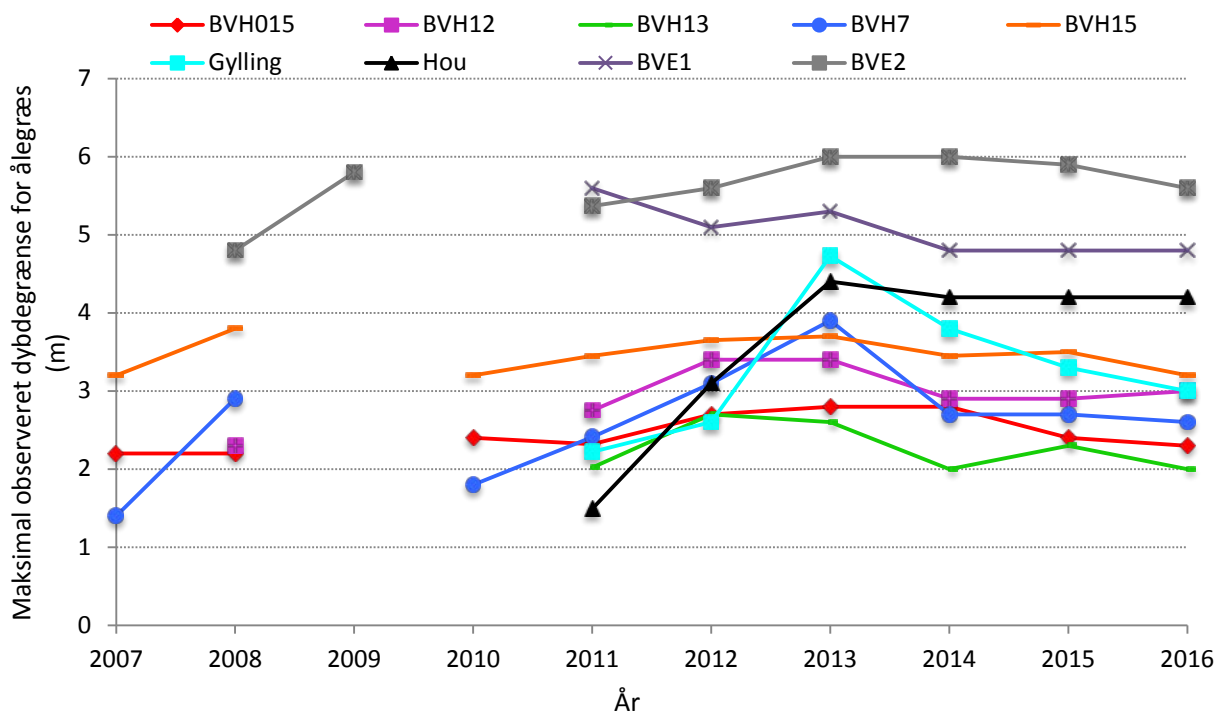
Historiske undersøgelser viser, at ålegræsset for 100 år siden i området ved Horsens var udbredt til 10-12 m (Krause-Jensen & Rasmussen 2009) (Figur 2). Denne udbredelse kan betragtes som en upåvirket referencestatus for området ved Horsens.



Figur 2. Historisk udbredelse af ålegræs i danske vandområder. Kortet er baseret på observationer af dybdeudbredelse i perioden 1890-1930 (Krause-Jensen & Rasmussen 2009).

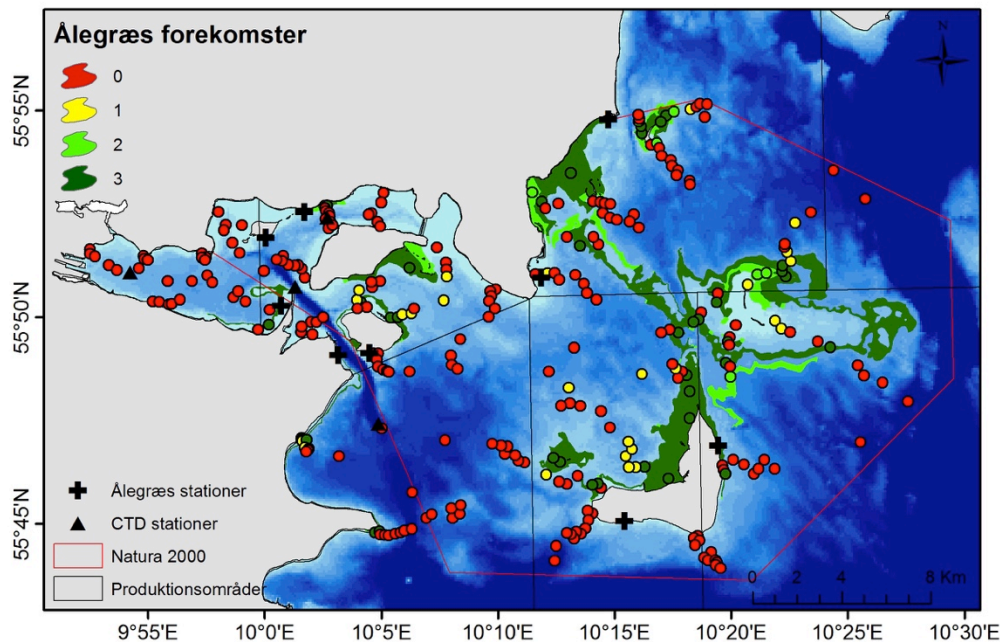
Dybdeudbredelsen for ålegræs indenfor Natura 2000-området har siden 1989 været en måleparameter i NO-VANA-programmet. Indenfor de sidste 10 år har ålegræssets dybdeudbredelse i området været relativt stabil

(Figur 3), dog med store ændringer i dybdeudbredelsen på enkelte transekter på op til 1,5 m fra et år til det efterfølgende. I 2016 var den maksimale observerede dybdeudbredelse på 5,6 m (Transekt BVE2).



Figur 3. Den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs på transekter i og umiddelbart nærhed af Natura 2000-området ved Horsens i perioden 2007-2016 (SVANA Kronjylland, 2016). Transekt BVH7 og BVH015 ligger begge lige udenfor Natura 2000, mens de resterende 7 transekter ligger indenfor Natura 2000-området (N56).

DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræs i N56 i juni-juli 2016 på i alt 33 transekter (Figur 4) omfattende dybder ud til 16 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 (i alt 288) analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte forekomster af ålegræs og 1) enkeltstående frøspirede planter. Forekomsterne blev herefter interpoleret til at visualisere den mest sandsynlige rumlige fordeling i området ved Horsens. Interpolationen giver mulighed for at sandsynliggøre potentielle forekomster af ålegræs i sammenhængende områder. I Figur 4 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og mindre spredte forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter (gul), da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige.



Figur 4. Dækningsgraden af ålegræs på 33 transekter i Natura 2000-området ved Horsens i 2016. På hvert transekt blev der for hver dybdemeter monitoreret 90 m parallelt med kysten, hvorfor der sammenlagt er foretaget 288 videomonitoringer. Forekomsten af ålegræs blev inddelt efter følgende kategorier: 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 spredte forekomster (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 34% af transekterne på både 1 og 3 m vanddybde blev der fundet ålegræs i en af de tre kategorier. På 2 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 42% af transekterne, på 4 m blev der fundet ålegræs på 25% af transekterne, på 5 og 6 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 19% af transekterne og på 7 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 10% af transekterne. På 8 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 5% af transekterne (transekt 16). Her var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 8 m og det gælder udelukkende for enkelte frøspirede planter på ét transekt og med ringe chance for overlevelse. Den dybeste forekomst af et reelt bed (kategori 3) blev fundet på 7 m. På vanddybder >8 m blev der ikke fundet ålegræs.

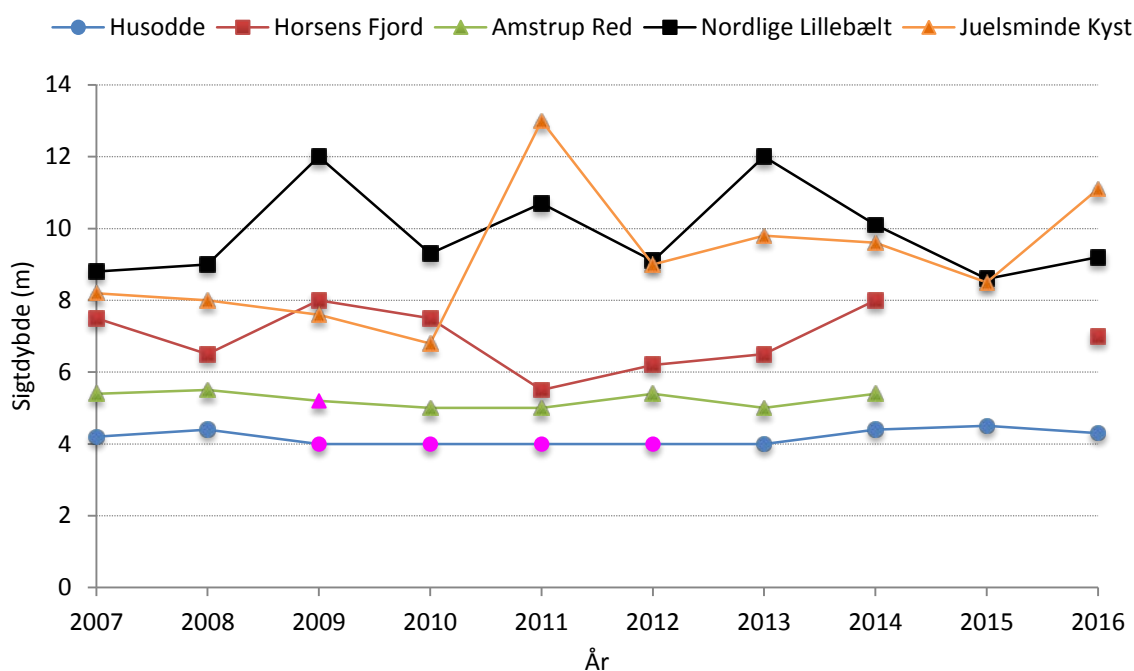
DTU Aquas omfattende undersøgelser af ålegræs foretaget i juni-juli 2016 viser, at tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes primært i 5 områder i natura 2000-området ved Horsens (Figur 4). Store dele af en ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster >1 m² har en god chance for at overleve til det følgende år (Pedersen et al. 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ forering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse dækker 5 større områder i området ved Horsens, hvorfor det må formodes, at foreringen vil foregå både via vegetativ forering (ålegræsskud) samt frøspredning.

5.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Den potentielle dybdegrænse for ålegræsset i området ved Horsens kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtdybden. Empiriske analyser i en række kystområder har vist en lineær sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for ålegræs (Nielsen et al. 2002). Datagrundlaget, der ligger til grund for sammenhængen, er meget omfattende og stammer hovedsageligt fra fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes af Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

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

hvor \pm angiver standardafvigelsen på parametrene i formlen (Nielsen et al. 2002). Sigtdybden er målt i eller tæt ved Natura 2000-området på fem stationer (vist som \blacktriangle i Figur 1), hvoraf Husodde, Juelsminde Kyst og Nordlige Lillebælt ligger udenfor Natura 2000-området. Sigtdybden har været svingende for nogle af transekterne, men den maksimale sigtdybde har siden 2007 generelt ligget >9 m for stationerne "Nordlig Lillebælt" og "Juelsminde Kyst". I 2016 er sigtdybden 9,2 m for "Nordlig Lillebælt" og 11,1 m for station "Juelsminde Kyst" (Figur 5), dog er først målte sigtdybde fra juli for "Juelsminde Kyst".



Figur 5. Den gennemsnitlige sigtdybde i eller tæt ved Natura 2000-området (N56) ved Horsens i perioden 2007-2016. Den gennemsnitlige sigtdybde inkluderer kun data fra ålegræssets vækstperiode (marts-oktober). Bemærk, at et pink datapunkt angiver sigtdybde til bunden for det pågældende år.

Den gennemsnitlige sigtdybde i 2016 blev for data indsamlet i ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) beregnet til 9,2 m ("Juelsminde Kyst" omfatter kun målinger fra juli-oktober), hvorfor den maksimale dybde-

udbredelse for ålegræs i 2016 kan beregnes til 7,6 m ved at bruge ovenstående model. Af Tabel 1 fremgår observerede og estimerede dybdegrænser for ålegræs i området ved Horsens indenfor de seneste 6 år.

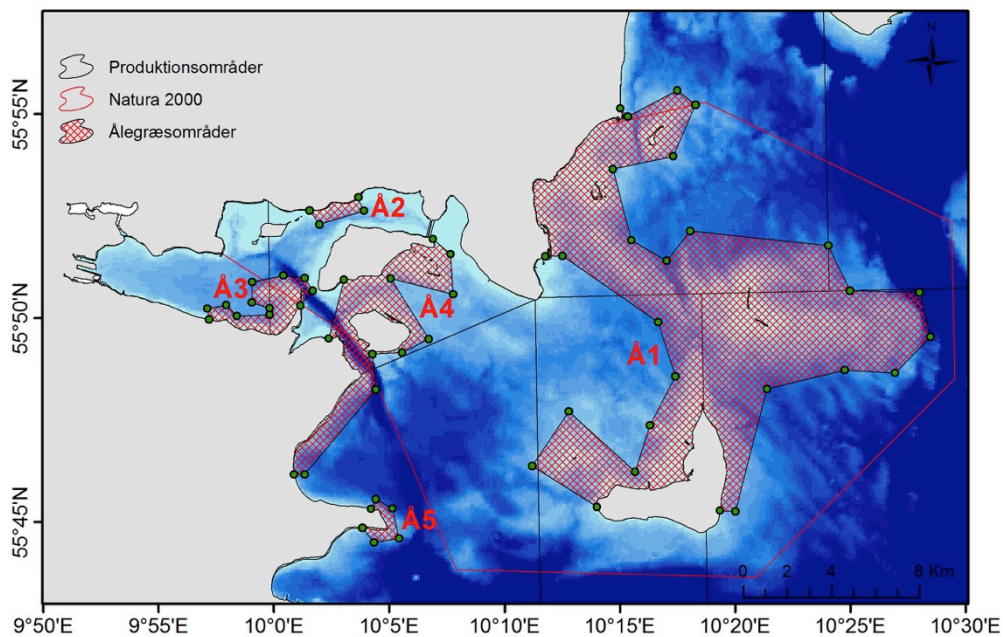
Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Natura 2000-området ved Horsens indenfor de sidste 6 år (2011-2016). Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)).

Potentiel dybdegrænse (m)	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Sigtdybde (m) (data SVANA)	13,0	9,1	12	10,1	8,6	9,2
Obs. Dybdegrænse (m) (SVANA transekt)	5,6	5,6	6,0	6,0	5,9	5,6
Model-estimeret dybdegrænse	10,6	7,5	9,8	8,3	7,1	7,6
DTU Aquas monitorerede dybdegrænse (m)	-	-	-	-	-	8

Der har 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 forbedrede miljøforhold 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. Naturstyrelsen har konkluderet, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011), og derfor kan de modelberegne dybdegrænser således ikke i sig selv bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Imidlertid er der i år en god overensstemmelse mellem den model-estimerede dybdeudbredelse (7,6 m) og DTU Aquas monitorerede maksimale dybdeudbredelse af ålegræs (8 m) i Natura 2000-området N56.

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 5 sammenhængende områder, hvor der er forekomst af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 300 m bufferzone omkring bedene. Imidlertid er der pga. simplificering af udformningen af ålegræskasserne nogle steder, hvor bufferzonen er større end 300 m (Figur 6). Kasserne er valgt som sammenhængende områder uanset dybdegrænser og at bedene forekommer spredt indenfor hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 300 m fra bedene er valgt på baggrund af foreløbige studier af sedimentspredning i forbindelse med fiskeri. Koordinaterne på de af DTU Aquas foreslåede ålegræskasser kan ses i bilag 5.



Figur 6. Placering og udformning af 5 ålegræskasser i Natura 2000-området ved Horsens, hvor muslingefiskeri i ålegræskasserne er forbudt. Koordinaterne på ålegræskasserne findes i bilag 5.

DTU Aqua vurderer, at fiskeri på vanddybder 4-13 m og udenfor de 5 angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelsen i Habitatområde H52 ved Horsens. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2016 vil ikke forekomme, og fiskeriet i fiskerisæsonen 2017/2018 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 hverken i tætte bede af ålegræs eller i områder med enkelte frøspirede planter

I forbindelse med fiskeriet vil der ske en resuspension af sediment. Ved fiskeri i Natura 2000-området ved Horsens vil maksimalt 6 fartøjer kunne fiske i et produktionsområde samtidig. Der kan lokalt forekomme en forringelse af sigtdybden i området lige omkring fiskeriet. Bufferzoner på 300 m omkring de sammenhængende ålegræsforekomster vil således sikre, at en eventuel forringelse vil være kortvarig og ikke forventes at påvirke ålegræsset. DTU Aqua vurderer, at fiskeriet ikke kan forventes at have en betydende effekt på sigtdybden i Natura 2000-området ved Horsens (N56) i fiskeplanens løbetid.

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 tilgængelighed af 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 har 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 (Middelboe et al. 2000, Nielsen et al. 2004).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringsalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv. Ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter (Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Valiela 1997, Nielsen et al. 2002, Bergamasco et al. 2003). I eutrofierede områder vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (se fx Krause-Jensen et al. 2007 for henvisninger). De ikke-fastsiddende opportunistiske makroalgearter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømlæ, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation, og lede til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algerne. 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. 2011).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringsalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Fletcher 1992, Cuomo et al. 1993, Mazé et al. 1993). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Mazé et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2013). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringsstoffer i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx Møhlenberg et al. 2008 for henvisninger). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs

en klippekyst ud for Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgesamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørstof/m². På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m⁻². I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl, pers. kom.). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige revelementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50-90% (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 (North-east Region EFHSC 2002). Tab af strukturerende elementer vil imidlertid medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger og rurer, hvorfor det ikke er givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af makroalgebiomasse ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabeområde, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, primært fordi det er et kriterium i muslingepolitikken, at kortlagte stenrev beskyttes mod muslingefiskeri, men også fordi der er meget få muslinger og at redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (jf. afsnit 6.5). Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller. Makroalger er afhængig af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgensamfundene. 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).

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigt voksende makroalgearter (herunder opportunistiske arter) og fytoplankton en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem.

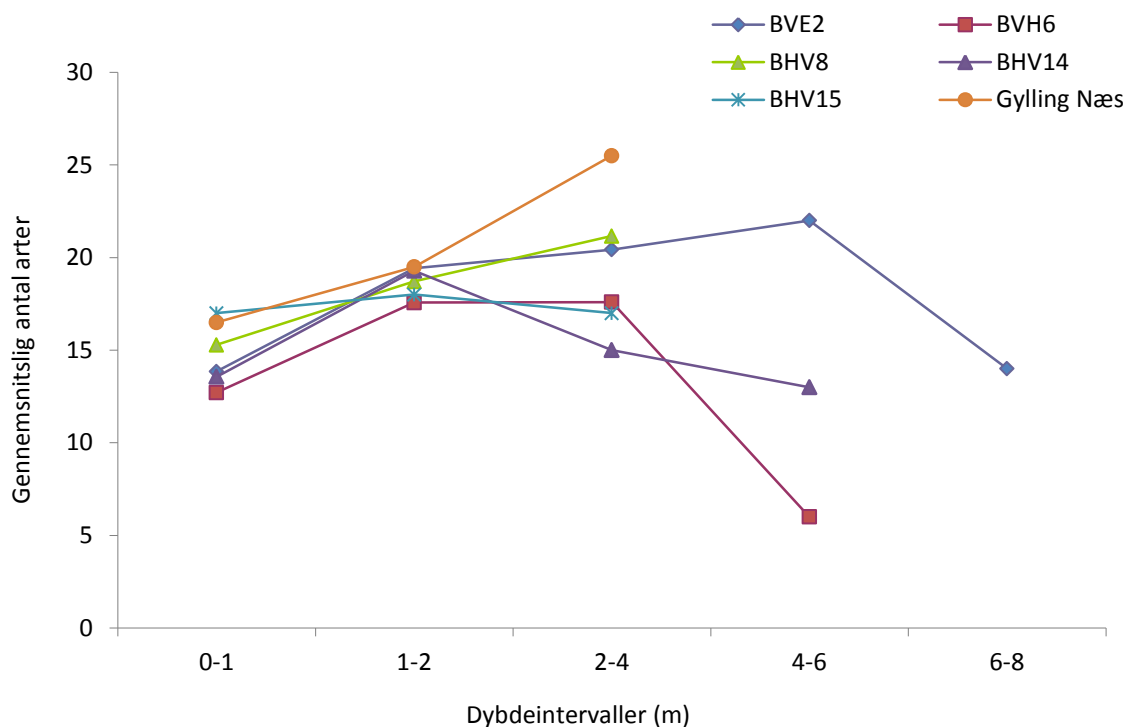
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter bliver ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtdybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgensamfund. Muslingeskrab medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket er vist kan have negative effekter på sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996).

6.3 Data for makroalger

Data fra det nationale overvågningsprogram for makroalger er fra 2014 og et enkelt transekt i 2015. Der er indsamlet data omkring makroalgernes maksimale dybdeudbredelse fra 6 forskellige transekter (vist som ■ i Figur 1) i eller tæt ved Natura 2000-området i perioden 2007-2015 (Figur 7). Transekt BVH6 og BHV8 ligger lige udenfor, mens de resterende transekter ligger indenfor Natura 2000-området. Overvågningen af makroalger registrerer ikke de maksimale dybdeudbredelser, men kun ud til den dybde hvor det hårde substrat udgør >10%, også selvom der stadig er en dækningsgrad af makroalger på 100%. De observerede dybder kan derfor ikke forventes at repræsentere de maksimale dybdeudbredelser for makroalger.

Naturstyrelsen har i perioden 2007-2015 monitoreret makroalger ud til ca. 8 m (Figur 7), mens der i 2014 var observeret makroalger >5 m. Den reelle maksimale dybdeudbredelse for makroalger findes derfor på >8 m dybde i Natura 2000-området.



Figur 7. Antal arter fordelt på dybdeintervaller på de seks transekter i Natura 2000-området (N56) ved Horsens i perioden 2007-2015 (Data fra Naturstyrelsen Kronjylland).

6.4 Makroalger og sigtddybde

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger ved Horsens kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtddybden.

En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002):

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

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

hvor (\pm) angiver standardafvigelsen på parametrene. Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger/modeller for flere funktionelle grupper (Nielsen et al. 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtddybde. Ved en sigtddybde i 2016 i perioden marts-oktober på 9,2 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 11,9 m og

for andre makroalger til at være 13,3 m (Tabel 2), hvilket er dybere end den observerede udbredelse for hele perioden 2007-2015 (ca. 8 m).

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset, og der 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 fx vinklen på indstrålingen og vandsøjleens sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er imidlertid muligt for visse makroalgarter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til <0,01% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

Tabel 2. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i området ved Horsens i perioden 2011-2016. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. 2002). Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i området ved Horsens er beregnet for brunalger og andre algarter efter Nielsen et al. (2002).

Potentiel dybdegrænse	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Sigtdybden (m)	13,0	9,1	12,0	10,1	8,6	9,2
Observeret dybdegrænse (m)	>5	>5	>4	>5	>5	-
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	17,3	11,7	15,9	13,2	11,0	11,9
Estimeret dybdegrænse andre (m)	19,3	13,2	17,7	14,7	12,4	13,3

6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

Naturtypen Rev (1170) er defineret som geologiske eller biogene strukturer og udgør vigtige hårbundshabitater. Fiskeriet vil ikke foregå i områder udpeget som naturtypen rev (1170) men kan foregå i områder, hvor der kan være spredte forekomster af sten, som dog ikke er udpeget som rev. Fjernelse af hårdt substrat, fx mindre sten, kan potentielt reducere et habitats kompleksitet (Sewell et al. 2007) og dermed kvantitet og kvalitet af levesteder for en række planter og dyr (Magorrian 1996, Hill et al. 1997, Hermsen et al. 2003).

I Fiskeplanen angives det, at fiskerne vil genudlægge større sten direkte i forbindelse med fiskeriet samt, at der på muslingeskraberen vil være påmonteret en rist, der frasorterer sten >25 cm. Desuden vil muslingeindustriene, der modtager muslinger fra Natura 2000-området ved Horsens registrere mængden af sten i fangsterne. I den forgangne fiskerisæson (marts-december 2016, begge måneder inkl.) er det landet 4.9 t sten for Natura 2000-området ved Horsens, dog mangler der registreringer af sten for to af fartøjerne. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere udbredelse af makroalger og bunddyr, som lever fasthæftet på stenene eller mere mobilt mellem stenene. Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne. Derudover vil der i forbindelse med muslingefiskeri blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæft-

ning. Muslingefiskeriets fjernelse af biogent substrat kan derfor have en indirekte effekt på forekomsten af arter, selvom muslingeskaller generelt er et ustabil substrat for især større arter af makroalger.

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i Fiskeplanen vil potentielt overlappe med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i området ved Horsens. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >4 m og den største forekomst af makroalger i området er på vanddybder <8 m. I 2015 er der observeret forekomster af makroalger på >5 m. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med stigende vanddybde, men et fiskeri på vanddybder >4 m vil påvirke makroalgerne. DTU Aqua vurderer således, at et fiskeri med muslingeskraber udenfor stenrevsbufferzonerne, ålegræskasserne og på vanddybder >4 m vil overlappe med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger i N56, men ikke i betydende grad påvirke udbredelse i habitatområdet. DTU Aqua vurderer ligeledes, at en evt. påvirkning af opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger ved fiskeri efter muslinger ikke vil have betydning for disse algers udbredelse. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Dette gælder især ved fjernelse af større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af store makroalgearter.

Makroalgerne i området ved Horsens er teoretisk set ikke lysbegrænsede i deres udbredelse indenfor Fiskeplanens område, og DTU Aqua vurderer, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, da antallet af både ikke overstiger 6 i hvert fiskeområde.

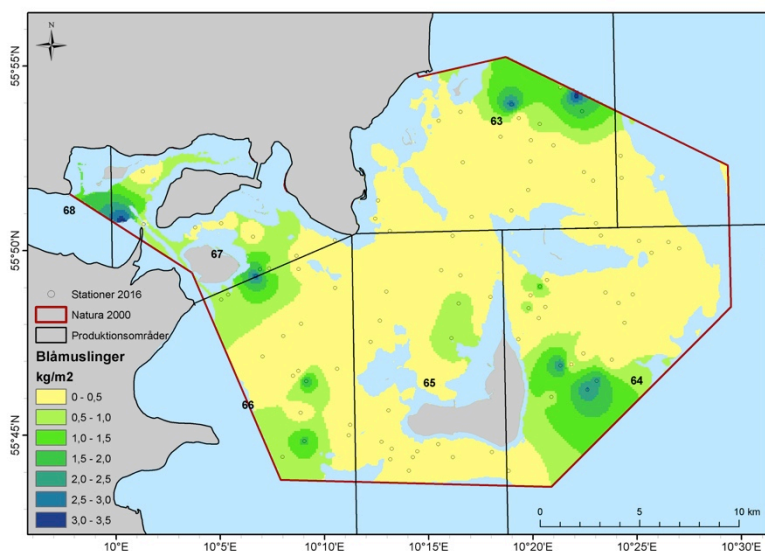
7 BLÅMUSLINGER

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 epibentiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (se fx Svane & Setyobudiandi 1996). I Appendix 1 i "Marine Habitat definition" udgør muslingebanker derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype "1170 Rev". Der er ikke udpeget og verificeret biogene rev i området ved Horsens, men på nationalt plan, er der en proces i gang med at udpege biogene rev som en del af naturtype 1170. Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008a) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybe i en række bredninger i Limfjorden. Lignende sammenhænge mellem store forekomster af filtrerende bunddyr og enten koncentrationen af fytoplankton eller andre mål for vandets klarhed er vist for andre områder (Petersen et al. 2008). Muslinger kan således have en kraftig påvirkning på strømme af materiale og føde i et område.

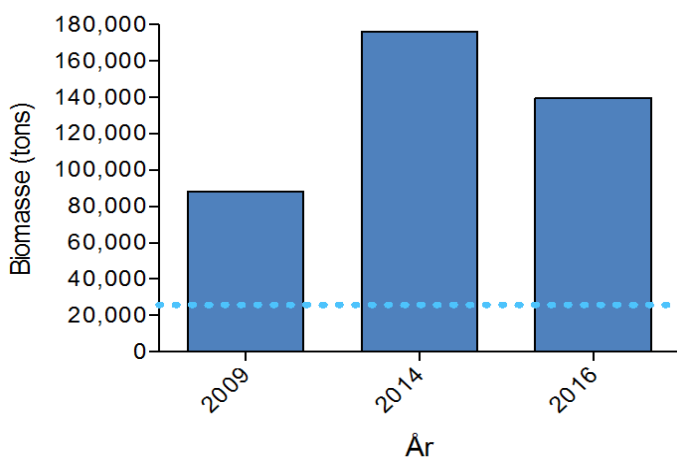
7.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Horsens Fjord

DTU Aqua har estimeret blåmuslingebestanden i Horsensområdet i 2009, 2014 og 2016. Undersøgelserne er foretaget med DTU Aquas standardmetoder, som ikke omfatter områder på vanddybder <3 m eller vanddybder >15 m.



Figur 8. Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger på vandybder større end 3 m og mindre end 15 m i Natura 2000-området N56 ved Horsens i september 2016.

På baggrund af bestandsundersøgelsen foretaget i september 2016 kan den samlede biomasse af blåmuslinger i området ved Horsens på vandybder fra 3-15 m ud fra en interpolation af biomassefordelingen (Figur 8) beregnes til 140.000 t. Derudover er der en bestand af blåmuslinger på lavere (<3 m) og dybere (>15 m) vandybde, der ikke er medregnet. Biomassen i 2016 er faldet med 21% i forhold til 2014, hvor biomassen blev estimeret til ca. 176.000 t (Figur 9).



Figur 9. Bestandsudviklingen i Natura 2000-området (N56) ved Horsens i 2009, 2014 og 2016 på vandybder mellem 3-15 m. Den vertikale stiplede streg angiver mængden (25.800 t) af muslinger afsat til muslingespisende fugle.

Biomassen af muslinger i områder med tætheder på $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$ var i 2016 på $2,3 \text{ kg m}^{-2}$ og denne værdi er brugt i beregningerne af arealpåvirkning af den kommende sæsons muslingefiskeri (se afsnit 9.2).

7.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af blåmuslinger

Muslingebestanden i områder på vandybde mellem 3-15 m er i N56 i september 2016 estimeret til at være 140.000 t og er reduceret med ca. 21% i forhold til 2014. Muslingernes vækst er bl.a. påvirket af fødegrundlag, prædation, fiskeri samt iltvind. Derudover vil ændringer i rekruttering, individuel vækst og dødelighed have en stor effekt på blåmuslingernes populationsdynamik.

Et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger vil fjerne 21% af de 140.000 t estimeret ud fra bestandsundersøgelsen fra september 2016 på vandybder mellem 3-15 m. Det vurderes, at det ønskede fiskeri ikke vil medføre en betydende påvirkning af bestanden af blåmuslinger i N56, ligesom det heller ikke vil have betydning for de muslingespisende fugle i udpegningsgrundlaget (se afsnit 10.1.1).

7.4 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition"¹ udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype rev (1170). Der er endnu ikke identificeret og verificeret biogene rev i N56, hvorfor det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at vurdere,

hvor stor en del af eventuelle biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det anmodede fiskeri. Fiskeriet vil fjerne 21% af bestanden og vil være målrettet tætte forekomster af blåmuslinger. 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.

¹ http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm

8 BUNDFAUNA

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som fx en muslingskraber har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings & Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der i øvrigt påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af fx roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering.

8.2 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 muslingskraber 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 3). 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 seks 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 derudover også være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 3. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (Newell et al. 1998).

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

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri efter 3-4 år gamle muslinger (Dolmer et al. 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiskeri blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne, men efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al. 2001). Lige efter fiskeri med et skrabende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat, men efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al. 2001). Undersøgelserne viser samlet, at muslingefiskeri påvirker forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger) samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al. 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser af langtidseffekten af muslingefiskeriet i Limfjorden (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.

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings & Kaiser 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderede DCE (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. DCE konkluderede i notat om Vandrammedirektivet ”med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed er det sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

8.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af bundfauna

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår (4-13 m) i naturtyperne Sandbanker (1110) og Større lavvandede bugter og vige (1160) i N56, mens der ikke vil foregå muslingefiskeri på naturtypen Rev (1170). DTU Aqua vurderer, at effekten af muslingefiskeri vil vare 4 år på naturtype 1110 og 1160 og at muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

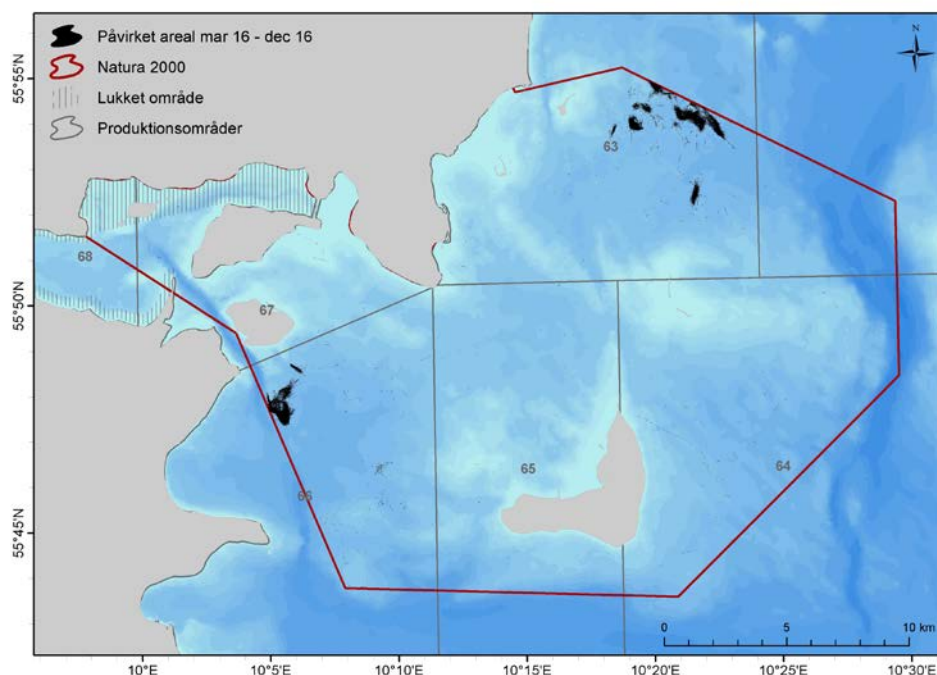
9 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

9.1 Baggrund og principper

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme område. For at begrænse den kumulative effekt af gentaget fiskeri, er der i MFVMs muslingepolitik fastsat grænser for, hvor store arealer, der kumulativt må blive påvirket. Arealpåvirkningen beregnes for en årrække fastsat for de enkelte økosystemkomponenter ålegræs (ingen påvirkning), makroalger (5 år), blåmuslinger (3 år) og bundfauna (4 år). Til at beregne påvirket areal anvendes black box monteret på alle fartøjer med tilladelse til at fiske efter blåmuslinger. Black box'en består af to delelementer: En GPS, der noterer skibets position og kan anvendes til at bestemme skibets sejl fart samt sensorer på skibets spil, der noterer spillets bevægelser. For begge delelementer (position og spil-aktivitet) samles der data hvert 10. sekund. Ved at sammenholde de retningsbestemte bevægelser for skibets spil kombineret med fartøjets hastighed er det muligt at kortlægge, hvornår der foregår fiskeri. Indførelsen af black box-resulterer således i meget nøjagtige angivelser af, hvor store arealer og hvilke arealer, der bliver påvirket af fiskeri. Black box-data er derfor blevet anvendt til beregning af kumulative effekter ved udarbejdelsen af konsekvensvurderinger for muslingefiskeri indenfor Natura 2000-områder i Limfjorden siden 2014 (Canal-Vergés et al. 2014, Nielsen et al. 2014) og Lillebælt siden 2015 (Nielsen et al. 2015). For muslingefiskeriet på Jyllands østkyst har det siden 2014-sæsonen været påbudt at bruge black box ved fiskeri. Black box-data i nærværende konsekvensvurdering vil således blive brugt til beregning af kumulative effekter for blåmuslingefiskeriet for sæsonen 2016 (marts-december begge måneder inkl.).

9.2 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Der har indenfor gendannelsestiderne for blåmuslinger, makroalger og bundfauna (hhv. 3, 5 og 4 år jf. tidligere afsnit) kun været fiskeri efter blåmuslinger i Natura 2000-området (N56) ved Horsens i fiskerisæsonen 2016, hvorfor der kun er beregnet effekten af 2016/2017-sæsonen og det ansøgte fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger for fiskerisæsonen 2017/2018. Fiskeriet i 2016 (marts-december) har påvirket 3,2 km², svarende til 0,75% af det marine areal af natura 2000-området N56 (Figur 10). For den kommende fiskerisæson er det påvirkede areal for et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger estimeret til at påvirket 26,1 km² svarende til 6,1% af den marine del af Natura 2000-området (Tabel 4). I beregningerne er der anvendt et areal for N56 på 427 km² og en effektivitet af muslingeskraberen på 50%.



Figur 10. Areal påvirket af muslingeskrab i fiskerisæsonen 2016 (marts-december) i Natura 2000-området ved Horsens. Arealet er genereret ud fra black box-data.

Tabel 4. Arealpåvirkning i den marine del af Natura 2000-området ved Horsens. For 2016/2017 sæsonen er det påvirkede areal genereret ud fra black box-data for perioden marts-december (begge måneder inkl.). For den kommende sæson er det den ansøgte mængde (30.000 t), der er udgangspunktet for beregningen. I beregningerne er der anvendt et areal for N56 på 427 km² og en effektivitet af muslingeskraberens på 50%.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område (kg m ⁻²)	Arealpåvirkning	
			(km ²)	(%)
2016/17	12.012		3,2	0,75
2017/18	30.000	2,3	26,1	6,1

Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen, giver derfor ikke mening. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at vare henholdsvis 5, 3 og 4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af black box-data, biomasse af blåmuslinger, ansøgt kvote 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 det seneste års fiskeri, og det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskerisæsonen 2017/2018.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at kun 50% 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, hvis fiskeriet forgår som beskrevet i fiskeplanen. De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 5.

Tabel 5. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af Natura 2000-området N56. Kumuleret areal- påvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna er angivet som procentdel af arealet der påvirkes. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 4 år. Blåmuslinger, makroalger og bundfauna er antaget påvirket svarende til det skrabeareal. Den estimerede arealpåvirkning for 2016/2017-sæsonen er beregnet ud fra et fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger.

	Gendannelsestid (år)	2016 (%)	Estimeret 2017 (%)	Kumuleret (%)
Blåmuslinger	3	0,75	6,1	6,85
Makroalger	5	0,75	6,1	6,85
Bundfauna	4	0,75	6,1	6,85
Ålegræs	>20	0	0	0

9.3 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. Fx er der i Limfjorden i forbindelse med iltvindshændelser registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4.

Iltkoncentrationer i området ved Horsens er siden 1970'erne blevet målt af de tidligere amter, Naturstyrelsen og nu af SVANA på faste stationer. Omfanget af iltvind i området ved Horsens er efterfølgende beregnet ved hjælp af en model (HELCOM 2003). I 2016 er der i og omkring Natura 2000-området (N56) ved Horsens målt iltkoncentrationer i perioden juli-oktober. Der er rapporteret kraftig iltvind i den ydre del af Horsens Fjord indenfor Natura 2000-området i begyndelsen af oktober. I områder tæt ved er der rapporteret moderat iltvind i Horsens inderfjord i starten af juni og kraftig iltvind i As Vig sidst i september og i begyndelsen af oktober (Data fra DCEs iltsvindsrapporter for 2016).

9.4 Konklusion for kumulative effekter

Arealpåvirkningen af det ansøgte fiskeri inkluderer arealpåvirkningen for fiskerisæsonen 2016 (marts-december) og det konsekvensvurderede fiskeri efter 30.000 t blåmuslinger. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der konflikt med max. 15% arealpåvirkning (Tabel 5).

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 50% 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.

Forekomst af iltsvind i Horsensområdet vurderes til ikke at medføre betydende kumulative effekter i forhold til fiskeriet.

10 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

10.1 Beskyttede fugle

10.1.1 Muslingespisende fugle

Natura 2000-området ved Horsens er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (F36) og udpegningsgrundlaget for fugle er angivet i Bilag 4. I udpegningsgrundlaget indgår 11 marine arter skarv, hvinand, bjergand, edderfugl, fløjlsand, hjejle, klyde, lille kobbersneppe, split-, dværg- og havterne, som potentielt kan blive forstyrret af muslingefiskeri. Fire arter, hvinand, edderfugl, fløjlsand og bjergand, er muslingeædende og deres fødegrundlag kan potentielt blive påvirket. Hvinand, edderfugl, fløjlsand og bjergand er trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

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 på 12-23 mm (Madsen 1954). Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet efter blåmuslinger vil foregå i den samme periode, som ænderne ankommer for at overvintrere. 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 fortrinsvis til mellem 1-6 m og sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Natura 2000-området ved Horsens er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland bekræfter den tidligere beskrivelse (Petersen et al. 2006). Her blev henholdsvis 74,2% og 20,6% af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 4,7% noteret på dybder mellem 4-8 m, og de resterende 0,5% på dybder mellem 8-22 m.

På baggrund af data fra Natura 2000-området i Løgstør har DCE beregnet den mængde muslinger, der skal være til rådighed for en enkelt hvinand. I Natura 2000-området ved Horsens er bestanden af hvinænder 1.107 individer (jf. Petersen et al. 2016) og dermed er den mængde muslinger, der skal være til rådighed ca. 1.540 t blåmuslinger årligt (Clausen et al. 2008). Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden (Goss-Custard et al. 2004), hvorfor det reelle fødebehov vil være mindre end de 1.540 t blåmuslinger.

Bjergand og fløjlsand overvintrer ligesom hvinand i Danmark og har samme sæsonmæssige forekomst. Da bjerg- og fløjlsand har samme fødepræference som hvinand, og med en fødesammensætning bestående af ca. 60% muslinger (Nilsson 1972), beregnes fødebehovet for bjerg- og fløjlsand med samme beregningsmetode som for hvinand. Data fra DCE viser, at bjergand vægtmæssigt er 36% større end hvinand, hvorfor bjergands og fløjlsands fysiologiske fødebehov er beregnet som 1,36 gange hvinands fødebehov. Den mængde muslinger, der skal være til rådighed for bjergand og fløjlsand i Natura 2000-området N56 er 10.036 t blåmuslinger. Heri er medregnet, at ikke alle muslinger er tilgængelige som føde for bjerg- og fløjlsand (Goss-Custard et al. 2004). Både bjergand og fløjlsand fouragerer på blåmuslinger i størrelsesordenen <30 mm.

Edderfuglen overvintrer ligesom hvinand, fløjlsand og bjergand i Danmark. Edderfuglen er den største af de danske dykænder, og også den bedste dykker (Madsen 1954), og den kan dykke ned til 20 m, men dykker

dog oftest på lavt vand (<10 m). Edderfugl lever overvejende af blåmuslinger, søpindsvin og snegle, men æder også krebsdyr, pighuder, små fisk og orme (www.dof.dk). Edderfugl er rapporteret at kunne fouragere på muslinger af størrelser fra 0-80 mm, men med en præference for muslinger med en størrelse på ca. 30-40 mm i Kattegat (Madsen, 1954). Undersøgelser i Vadehavet har endvidere vist, at edderfugl foretrækker muslinger >30 mm (Nehls et al. 1997, Laursen & Clausen 2008). I Natura 2000-området ved Horsens er bestanden af edderfugle 22.527 og dermed er fødebehovet estimeret til ca. 14.200 t blåmuslinger (Clausen 2008). Heri er der medregnet, at ikke alle muslingerne vil være tilgængelige som føde for edderfuglene.

Tabel 6. Måltal for antal individer (Petersen et al. 2016), muslingemængde og byttestørrelse.

Fugleart	Måltal (antal individer)	Muslingemængde (ton)	Byttestørrelse muslinger (mm)
Edderfugl	22.527	14.200	<80
Fløjlsand	27	51	<30
Bjergand	5.283	9.985	<30
Hvinand	1.107	1.570	12-23

Det totale maksimale teoretiske fødebehov for alle fire arter er derfor ca. 25.800 t blåmuslinger (Tabel 6). I estimatet på 25.800 t indgår fødebehovet for alle fire fugleart kumulativt, selvom fuglene har delvist forskellige størrelsespræferencer for muslinger. Det er således tidligere antaget (Dolmer et al. 2013) på baggrund af ekspertudtalelser fra DCE, at edderfuglenes fødebehov vil kunne blive dækket af den mængde muslinger, der er afsat til dækning af fløjlsands, bjergands og hvinands teoretiske fødebehov. Det kan således antages, at det reelle behov for blåmuslinger som en del af fødegrundlaget er væsentligt mindre end de 25.800 t estimeret, men den fulde mængde er udtryk for en formel summering af alle fuglearters behov.

10.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlaget for de fiskespisende fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget (skarv, dværg-, hav- og splitterne), kan blive påvirket af muslingefiskeri, hvis naturtyperne forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Der er observeret en meget begrænset bifangst af større fladfisk i forbindelse med blåmuslingefiskeriet, og der er ikke observeret bifangst af mindre pelagiske eller andre bundlevende fiskearter end fladfisk. Derfor vurderer DTU Aqua, at blåmuslingefiskeri ikke direkte vil påvirke fødegrundlaget for fiskespisende fugle i F36. Blåmuslingefiskeriet påvirker havbunden, men hvorvidt dette påvirker fødegrundlaget for fisk, og hvorvidt det har en negativ effekt på disse fisk vides ikke. Muslingefiskeriet vil foregå på et begrænset areal fordelt på flere måneder og fisk fordeler sig både rumligt og tidsmæssigt gennem året. DTU Aqua forventer derfor ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende negativ effekt på de fiskespisende fuglearters fødegrundlag i Natura 2000-området ved Horsens.

10.1.3 Forstyrrelse af fugle

Natura 2000-planen angiver i trusselvurderingen næringssalte, olieforurening, forstyrrelse fra færdsel og rekreative aktiviteter samt fiskeri med bundslæbende redskaber, som de væsentligste årsager til negativ påvirkning af fugle i udpegningsgrundlaget. For hvinand er forstyrrelsen kritisk i perioden for fældning. Det er i Fiskeplanen (Bilag 2) ikke angivet, hvor mange fartøjer der maksimalt vil forekomme i samme område af gangen, men der er udstedt seks licenser til muslingefiskeri ved Jyllands østkyst, hvilket derfor vil være det maksimale antal både, der kan forekomme i samme produktionsområde af gangen. Under fiskeri sejles der typisk med en hastighed på 3-4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end fx forstyrrelse af hurtigt sejlede surfere og speedbåde. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med 6 fartøjer i samme produktionsområde ikke vil virke forstyrende på de udpegede fuglearter.

10.1.4 Kumulative effekter på fugle

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter og den øvrige skibstrafik i området ved Horsens have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse. Bidraget fra muslingefiskeriet vurderes at være af minimal betydning.

DTU Aqua har estimeret bestanden af blåmuslinger på vanddybder mellem 3-15 m til at være 140.000 t. Det teoretiske maksimale fødebehov for de muslingespisende arter hvinand, bjergand, fløjlsand og edderfugl er 25.800 t. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeriet på 30.000 t, som angivet i Fiskeplanen, ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingespisende fugle, da det kun vil fjerne 21% af den estimerede muslingebestand i området.

DTU Aqua vurderer, at fødegrundlaget for de fiskespisende arter (skarv, dværg-, hav- og splitterne) ikke direkte vil blive påvirket ved muslingefiskeri. Muslingefiskeriet foregår på et begrænset areal og over flere måneder, og derfor forventes det ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskespisende fuglearters fødegrundlag i området ved Horsens.

Fiskeriet forventes ikke at kunne medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, idet maksimalt 6 fartøjer vil fiske i ét produktionsområde samtidigt.

10.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV arter). Særligt beskyttede pattedyr ifølge udpegningsgrundlaget er spættet sæl, gråsæl og odder.

10.2.1 Havpattedyr

Sæler: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter), herunder spættet sæl og gråsæl. Spættet sæl er Danmarks mest almindelige sælart (bestand 16.100 i 2012, Härkonen et al. 2013), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6-13% om året siden 1988. Ved tælling i 2014 var der i alt mere end 18.000 spættede sæler i danske farvande. Denne samlede vækst er sket selvom man har set

en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Gråsælen findes primært i Østersøen men observeres også ved fx Rødsand og i Nordsøen. Den er ved at etablere sig som ynglende art i Danmark efter at have været borte i en lang årrække. Antallet af Gråsæler i den østlige Østersø (ICES område 24-25) er fra 2004-2012 steget fra 260 til 1.800 individer. Både spættet sæl og gråsæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser. I området ved Horsens fjord findes der to ynglepladser for spættet sæl, mens gråsæl ikke yngler i området (Miljøministeriet 2014). Begge arter har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er de begrænsende faktorer for spættet sæl formentlig udbrud af PDV-virus tilgængelige fødemængder og antallet af egnede ynglepladser. Gråsælen er ikke følsom overfor PDV virus og begrænses derfor kun af føde og egnede ynglepladser.

Sælerne er følsomme over for forstyrrelse i perioder hvor de yngler og fælder på land. Den spættede sæl yngler i juni måned og fælder i august, hvor gråsælen yngler i februar-marts og fælder i maj-juni. Muslingefiskeriet foregår hele året, men typisk med en lavere frekvens i sommermånederne.

Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslingefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet høresans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberne.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Teilmann et al. 2006). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 6 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 vandybder >4 m samt ålegræskasserne i 2017/2018 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i området ved Horsens. Undersøgelser har vist, 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, at sælerne er nødt til at søge væk. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslingefiskeriet vil foregå i et begrænset område af N56 (6,1%) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i området ved Horsens.

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

Odderen er følsom over for forstyrrelse, specielt i yngleperioden. Muslingefiskeriet foregår hele året, men typisk i god afstand til kysten, hvor odderen skjulested findes. Skibstrafik, herunder muslingefiskeri kan forstyrre odderne. De 6 fartøjer, der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af odderen lokalt i kortere perioder og dybdegrænsen for fiskeri på >4 m vil

sikre, at der opretholdes en afstand til oddernes skjulesteder. Muslingefiskeriet vil imidlertid bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området.

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

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for odder. Imidlertid består odderens føde af mange forskellige fiskearter (Miljø- og Energiministeriet 1996), hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslingefiskeriet vil foregå i et begrænset område af N56 (6,1%) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i området ved Horsens.

11 REFERENCER

- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.
- Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology* 350:46-72
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Canal-Vergés P, Nielsen P, Nielsen CF, Geitner K, Petersen JK (2014) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015. DTU Aqua-rapport nr. 284-2014. 71 pp + bilag.
- 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 farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256.
<http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2012) Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.
- Churchill AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. *Aquat. Bot.* 16(1):21-29.
- Clausen P (2008) Vedr. dispensation til blåmuslingefiskeri i Vadehavet: Inklusive bilag 1. Aktualiseret ny beregning af energiomsætning og fødebehov for muslingeædende vandfugle i Vadehavet baseret på seneste forekomster og med noter om udviklinger i arternes antalsudvikling af 11. februar 2008 (Notat til Skov- og Naturstyrelsen)
<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Dispensation1102.pdf>
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2008) Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M (2009) Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009, 127 p.
- Cuomo V, Merrill J, Palomba I, Perretti A (1993) Systematic collection of *Ulva* and mariculture of *Porphyra*: biotechnology against eutrophication in the Venice lagoon. *International Journal of Environmental Studies* 43:2-3.

- 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.
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997) Regrowth of the seagrass *thalassia testidium* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dolmer P (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001) Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Christoffersen M, Geitner K, Larsen F, Dinesen GE, Holm N (2013) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2013. DTU Aqua-rapport nr. 261-2013.
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, Jensen JK, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. *ICES C.M.* 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Fletcher RL (1992) The 'Green Tide' problem. In Delepine R, Morand P (eds), *Production and Exploitation of Entire Seaweeds. Proceedings of the third COST 48 Sub-Group workshop. Paimpol & Saint-Malo (France).*
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research* 1:1, 2-19.
- 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.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003) Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.
- Goss-Custard, JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, le V dit Durell, SEA, McCroarty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.
- 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.
- HELCOM (2003) The 2002 oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea and Western Baltic Balt. *Sea Environ. Proc. No.* 90.

- Hermesen JM, Collie JS, Valentine PC (2003) Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* 260:97-108.
- Hill AS, Brand A, Veale LOV, Hawkins SJ (1997) The assessment of the effects of scallop dredging on benthic communities. Contractor: Port Erin Marine Laboratory, University of Liverpool. MAFF Rep no CSA 2332. Feb 97.
- 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.
- 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 MJ (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352.
- Jepsen PU (1976) Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23.
- 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.
- Krause-Jensen D, Carstensen J, Dahl K (2007) Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Mar Poll Bull* 55:114-125.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 755. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- Laursen K, Clausen P (2008) Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet (Notat til DTU Aqua). Notat fra DMU 15. 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.
- Magorrian BH (1996) The impact of commercial trawling on the benthos of Strangford Lough, Northern Ireland. PhD Thesis, Queens University of Belfast, 218 pp.
- Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, Århus Universitet 1-96.
- 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.

- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993) Stabilization of “green tides” *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology* 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K, Krause-Jensen D (1998) Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. *Journal of Phycology*, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39(3): 245-257.
- Miljø- og Energiministeriet (1996) Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. ISBN: 87-7279-006-7.
- Miljøministeriet (2014) Natura 2000-basisanalyse 2015-2021. Revideret udgave. Horsens Fjord, havet øst for og Endelave Natura 2000-område nr. 56 Habitatområde H52 Fuglebeskyttelsesområde F36. ISBN: 978-87-7091-092-7.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016) Natura 2000-plan 2015-2021. Horsens Fjord, havet øst for og Endelave Natura 2000-område nr. 56 Habitatområde H52 Fuglebeskyttelsesområde F36. ISBN: 978-87-7091-751-3.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013) Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskrab og øvrig muslingeproduktion i Natura 2000 områder.
https://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Fiskeri/Erhvervsfiskeri/Muslinger_og_oesters/Muslingepolitikken/Muslingepolitikken_final_200613.pdf
- 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.
- Nehls G, Hertzler I, Scheiffarth (1997) Stable mussel *Mytilus edulis* beds in the Wadden Sea – They’re just for birds. *Helgo Meeresunters.* 51:361-372.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock DR (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Nielsen P, Canal-Vergés P, Geitner K, Nielsen CF, Petersen JK (2014) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2014/2015. DTU Aqua-rapport nr. 285-2014. 66 pp + bilag.

- Nielsen P, Nielsen CF, Geitner K, Petersen JK (2015) Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015. DTU Aqua-rapport nr. 292-2015. 48 pp. + bilag.
- Nilsson L (1972) Local distribution, food choice and food consumption of diving ducks on a south Swedish lake. *Oikos* 23:82-91.
- 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 (1996) Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *Marine Ecology Progress Series* 134: 187-194.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147-156.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009) Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999) Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M, Fox AD (2006) Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petersen JK (2008a) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden- DMU notat juni 2008.
- Petersen JK (2008b) Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen JK, Hansen, Laursen MB, Clausen J, Carstensen J, Conley DJ (2008) Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18 (2): 497-510.
- Petersen IK, Clausen P, Nielsen RD, Laursen K (2016) Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder. Notat fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Petraitis PS, Methratta ET (2006) Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *Jour Exp Mar Bio Ecol* 338:222-232.
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S, Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.

- Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- 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. Consistency between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research* 66(3): 187-194.
- 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.
- Sewell J, Harris R, Hinz H, Votier S, Hiscock K. (2007) An assessment of the impact of selected fishing activities on European marine sites and a review of mitigation measures, SEAFISH, SR591, ISBN – 0 903941 69 4.
- 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.
- Teilmann J, Tougaard J, Carstensen J, Dietz R, Tougaard S (2006) Summary on seal monitoring 1999–2005 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Denmark. 22 pp.
- 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: 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: A benchmark 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: Consistency between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* 67:191–201.

Vining R (1978) Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hard-shell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.

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

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

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

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 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen



Miljø- og
Fødevarerministeriet
NaturErhvervstyrelsen

Mynd, DTU Aqua
mynd@aqu.dtu.dk

EU & Fiskeriregulering
J.nr. 16-7400-000045
Ref. jpda
Den 18. november 2016

Anmodning om rådgivning: Bestilling af konsekvensvurdering for Natura 2000 området Horsens Fjord

NaturErhvervstyrelsen har den 15. november 2016 modtaget en fiskeplan fra Bælternes Fiskeriforening/Danmarks Fiskeriforening PO om fiskeri efter 30.000 tons blåmuslinger i Natura 2000 området Horsens Fjord. NaturErhvervstyrelsen bestiller hermed en konsekvensvurdering af et fiskeri efter blåmuslinger i Natura 2000 området Horsens Fjord i perioden 1. marts 2017 til 28. februar 2018. DTU Aqua bedes vurdere, om et sådant fiskeri i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter. Der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken.

Kvote

Bælternes Fiskeriforening/Danmarks Fiskeriforening PO har ansøgt om en kvote på 30.000 tons muslinger. På baggrund af seneste viden om muslingebestandens udvikling, anmodes DTU Aqua om at vurdere, om en kvote på 30.000 tons blåmuslinger er bæredygtig for bestanden i Horsens Fjord (2017 sæsonen). Hvis ikke DTU Aqua vurderer, at 30.000 tons er bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua angive en bæredygtig kvote for den kommende sæson (2017).

Minimums dybdegrænse

Baseret på målte sigtddybder var den modellerede maksimale dybdegrænse 7,1 m i 2015 og DTU Aqua vurderede, at et fiskeri med muslingeskaber på vanddybder >7 m ikke vil påvirke ålegræssets udbredelse. Dybdegrænsen sættes derfor som udgangspunkt til 7 meter. DTU Aqua bedes tilpasse minimumsdybdegrænsen, såfremt beregning af den potentielle dybdegrænse ud fra sigtddybden resulterer i en potentiel dybdeudbredelse af ålegræs på større vanddybder end 7 meter. DTU Aquas igangværende undersøgelser af ålegræs og makroalgers udbredelse i Horsens Fjord kan indgå i konsekvensvurderingen når resultaterne foreligger.

Rev

På baggrund af Styrelsen for Vand – og Naturforvaltnings seneste godkendte og verificerede kortlægning anmodes DTU Aqua om at lægge en beskyttelseszone om stenrevene, som vil indgå som stenrevskasser.

Frist

13. januar 2017.

Bilag 2 Fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening PO



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

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

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

15. november 2016

Fiskeplan for muslingefiskeri i Horsens Fjord 2017/2018

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening PO's side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura2000-området Horsens Fjord i de indre danske farvande i 2017.

Mængde og områder

På baggrund af DTU Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Horsens fjord fra 2016 ønsker Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening PO at der åbnes op for et fiskeri på 30.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområderne 63, 64, 65, 66, 67 og 68 i 2017.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. marts 2017 – 28./29. februar 2018. For fiskeriet i produktionsområderne 63, 64, 65, 66, 67, og 68 ønskes der mulighed for at kunne fiske ind til 4 meter.

Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil følge DTU Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri.

Ud over selve fiskeriet vil der foregå et forsøgsfiskeri, der vil udgøre ca. 1 % af det samlede fiskeri. Dette forsøgsfiskeri bruges til lokalisering af yngelnedslag og fiskbare muslinger i forbindelse med selvforvaltningen. Naturerhvervstyrelsen underrettes, hver gang det ønskes at udføre prøveskrab i Natura 2000-områderne.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet af blåmuslinger i de indre danske farvande er reguleret af de til enhver tid gældende bekendtgørelser om regulering af fiskeri efter muslinger og bekendtgørelse om muslinger m.m. Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning for fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura2000-området.

I Horsens fjord hvor fiskeriet vil foregå, indgår naturtyperne nævnt i habitatdirektivet 1110/ "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/ "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev". Der vil foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 meter og dybere end 13 meter.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet af blåmuslinger i de indre danske farvande 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 for fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura2000-området.

I Horsens fjord hvor fiskeriet vil foregå, indgår naturtyperne nævnt i habitatdirektivet 1110/ "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/ "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev". Der vil foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 meter og dybere end 13 meter.

Fiskeriet vil afhængig af data fra årets bestandsvurdering foregå i områder, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end 1,5 kg m² hvis muligt. Ved et fiskeri på høje tætheder af muslinger mindskes det areal, der påvirkes.

I forbindelse med fiskeri udsmitter fiskerne selv enkelte større sten, da vægten af stenene vil indgå i den enkelte fiskers ugekvote og således forringe økonomien i fiskeriet. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette fjerner muligheden for optag af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm.

Muslingeindustriene, der modtager muslinger fra Natura 2000-området, vil registrere mængden af sten i fangsterne.

Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter, hvor fiskeri foregår, lukkes disse delområder med kasser, der omkranser ålegræssets udbredelse. Fiskeri efter muslinger kan dog slet ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening PO vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af frisk ålegræs i muslingelandinger.

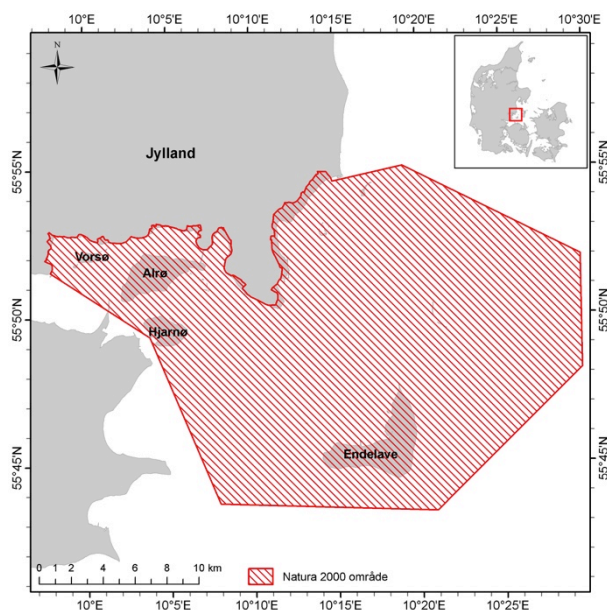
Bilag 3 Udpegningsgrundlag for F36

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

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 36		
Fugle:	skarv (TY)	bjergand (T)
	ederfugl (T)	fløjlsand (T)
	hvinand (T)	klyde (Y)
	hjejle (T)	lille kobbersneppe (T)
	splitterne (Y)	havterne (Y)
	dværgterne (Y)	

Udpegningsgrundlag for F36 i Natura 2000-område 52 Horsens Fjord, havet øst for og Endelave (Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

Bilag 4 Udpegningsgrundlaget for habitatområde 52



Det samlede areal der er omfattet af Natura 2000-område (N56), som omfatter habitatområde 52.

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 52			
Naturtyper:	Sandbanke (1110)		Vadeflade (1140)
	Lagune* (1150)		Bugt (1160)
	Rev (1170)		Strandvold med enårige planter NY (1210)
	Strandvold med flerårige planter (1220)		Kystklint/klippe (1230) NY
	Enårig strandengsvegetation (1310)		Strandeng (1330)
	Forklit (2110)	NY	Hvid klit (2120) NY
	Grå/grøn klit (2130)		Klithede* (2140) NY
	Klitlavning (2190)	NY	Kransnålalge-sø (3140)
	Brunvandet sø (3160)		Tør hede (4030)
	Kalkoverdrev* (6210)		Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)		Rigkær (7230)
	Bøg på mor med kristtorn (9120)		Bøg på muld (9130)
	Ege-blandskov (9160)		Stilkeke-krat (9190)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)		Elle- og askeskov* (91E0)
Arter:	Odder (1355)	NY	Gråsæl (1364)
	Spættet sæl (1365)		

* angiver at der er tale om en prioriteret naturtype (Miljø- og Fødevarerministeriet 2016).

Bilag 5 Koordinater for ålegræskasser

Å1	55	54.92309 N	10	15.40985 E	1
	55	54.71881 N	10	15.72005 E	1
	55	55.34244 N	10	17.89989 E	1
	55	54.98174 N	10	18.68142 E	1
	55	53.72419 N	10	17.68335 E	1
	55	51.68967 N	10	15.78934 E	1
	55	51.16659 N	10	17.30166 E	1
	55	50.35219 N	10	25.24885 E	1
	55	50.26993 N	10	28.2662 E	1
	55	49.17811 N	10	28.70534 E	1
	55	48.30667 N	10	27.13227 E	1
	55	53.4398 N	10	15.04204 E	1
	55	51.89317 N	10	18.34153 E	1
	55	51.46668 N	10	24.34994 E	1
	55	48.40063 N	10	24.94721 E	1
	55	47.98225 N	10	21.56876 E	1
	55	44.99927 N	10	20.08902 E	1
	55	45.01876 N	10	19.4183 E	1
	55	45.17101 N	10	14.08421 E	1
	55	46.20021 N	10	11.29973 E	1
	55	47.51961 N	10	12.91987 E	1
	55	46.01871 N	10	15.76795 E	1
	55	47.1443 N	10	16.43539 E	1
	55	48.33935 N	10	17.58572 E	1
	55	49.67057 N	10	16.87971 E	1
	55	51.33045 N	10	12.78631 E	1
	55	51.33191 N	10	12.03214 E	1

Å2	55	52.857	N	10	3.934017	E	2	
	55	52.5143	N	10	4.171067	E	2	
	55	52.20923	N	10	2.214229	E	2	
	55	52.55065	N	10	1.794513	E	2	
Å3	55	50.21964	N	10	1.353386	E	3	
	55	50.57783	N	10	1.88279	E	3	
	55	50.89115	N	10	1.534073	E	3	
	55	50.96269	N	10	0.610939	E	3	
	55	50.80933	N	9	59.2601	E	3	
	55	50.30744	N	9	59.23115	E	3	
	55	50.16356	N	9	59.99953	E	3	
	55	50.00948	N	9	59.99964	E	3	
	55	49.9889	N	9	58.58287	E	3	
	55	50.25701	N	9	58.11046	E	3	
	55	50.18123	N	9	57.29338	E	3	
	Å4	55	49.91279	N	9	57.3525	E	4
		55	49.40385	N	10	2.56237	E	4
55		50.84153	N	10	3.251858	E	4	
55		51.7991	N	10	7.149787	E	4	
55		51.41955	N	10	7.910805	E	4	
55		50.43292	N	10	7.979486	E	4	
55		50.85738	N	10	5.292461	E	4	
55		49.35626	N	10	6.910275	E	4	
55		49.03007	N	10	5.728783	E	4	
55		49.00203	N	10	4.425594	E	4	
55		48.14398	N	10	4.561339	E	4	
55		46.0808	N	10	1.423918	E	4	
55		46.08325	N	10	0.959544	E	4	
Å5	55	44.74858	N	10	3.897361	E	5	
	55	45.2122	N	10	4.26795	E	5	
	55	45.45472	N	10	4.495254	E	5	
	55	45.2089	N	10	5.196747	E	5	
	55	44.47619	N	10	5.459598	E	5	
	55	44.38295	N	10	4.384875	E	5	

Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Øroddevej 80
7900 Nykøbing M
Tlf: 96 69 02 83
skaldyrcenter@aquu.dtu.dk

www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk