Downloaded from orbit.dtu.dk on: Nov 07, 2026

DTU Library

Stenrev

Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder

Støttrup, Josianne; Stenberg, Claus; Dinesen, Grete E.; Christensen, Helle Torp; Wieland, Kai

Publication date:
2013

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

Link back to DTU Orbit

Citation (APA):
Støttrup, J., Stenberg, C., Dinesen, G. E., Christensen, H. T., & Wieland, K. (2013). *Stenrev: Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport No. 266-2013

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

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

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

Stenrev

Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder

DTU Aqua-rapport nr. 266-2013

Af Josianne G. Støttrup, Claus Stenberg, Grete E. Dinesen, Helle Torp Christensen og Kai Wieland

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Stenrev

Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder

DTU Aqua-rapport nr. 266-2013

Af Josianne G. Støttrup, Claus Stenberg, Grete E. Dinesen, Helle Torp Christensen og Kai Wieland

Danmark og EU investerer i bæredygtig akvakultur.

Projektet er støttet af Fødevareministeriet og EU.

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

Den Europæiske Fiskerifond

Indholdsfortegnelse

Indholdsfortegnelse 2
Dansk resumé 4
English abstract 5
1. Baggrund 6
2. Udvikling af fiske- og skaldyrsbestande 7
2.1 Betydning for fiskebestande 7
2.1.1 Danske stenrev og vragfiskeri 7
2.1.2 Estimering af effekt af stenrevsområder for fiskebestande 14
2.1.3 Hvad betyder områdets størrelse? 14
2.1.4 Lukkede områder i Kattegat 14
2.2 Tiltrækning eller produktion 15
2.2.1 Fødegrundlaget 15
2.2.2 Skjulemuligheder 18
2.3 Effekt på skalddyr 20
2.3.1 Hummer 20
2.3.2 Muslinger 24
3. Biodiversitet 26
3.1 Makroalger på stenrev 26
3.2 Fiskesamfund på stenrev 29
3.3 Typer af stenrev 30
4. Kystsikring 31
5. Næringsstofomsætning, primær produktion og energioverførsel til sekundær produktion 33
5.1 Eutrofiering 33
5.2 Stenrev med makroalger 34
5.3 Stenrev med blåmuslinger 35
6. Habitatbeskyttelse 36
6.1 Habitatnetværk og blå korridorer 37
6.2 Trusler mod bevarelse af blå korridorer 38
6.2.1 Begrænsning i vandbevægelse 38
6.2.2 Habitatødelæggelse 39
6.2.3 Ændringer i habitatkvalitet 39
6.2.4 For højt fiskeritryk 39

6.3 Trusler mod stenrev 40
6.3.1 Eutrofiering 40
6.3.2 Forurening 40
6.3.3 Fiskeri 40
6.3.4 Invasive arter 41
6.3.5 Klimaændringer 41
7. Vand- og habitatkvalitet (iltsvind og div.) 41
8. Rekreativt fiskeri på stenrev og omkringliggende område 42
9. Betydning som rekreativt undervandslokalitet 44
10. Oversigt over mulige effekter samt vidensbehov 44
11. Undersøgelse af nyligt etablerede eller planlagt udlægning af stenrev 48
12. Referencer 49

Forsidefoto:
Karsten Dahl, DCE - Aarhus Universitet

Taksigelser:
Denne rapport er finansieret af EU og Fødevareministeriet igennem ”Den Europæiske Fiskerifond: Danmark og EU investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur”. Tak til Josefine Egekvist for udtræk af fiskeridata, Jan E. Beyer for hjælp med fremskaffelse af fagligt materiale, Thomas Kirk Sørensen for tilføjelser og editering af kapitel 6 og Carina Anderberg for hjælp med litteratursøgning samt fremskaffelse af litteratur.

Dansk resumé

Stenrev har været genstand for et omfattende stenfiskeri, hvor et antal stenrev er blevet helt eller delvis fjernet fra de marine områder, specielt de lavvandede kystnære områder under 10 m dybde. Stenrev er kendt for deres store artsrigdom og som biologisk meget produktive. De er hjemsted for mange fisk, som anvender stenrev som skjulesteder. Specielt huledannende stenrev med høj kompleksitet er med sine mange små nicher (imellem og omkring stenene) kendetegnet ved at have stor artsdiversitet, være højproduktive og have en vigtig funktion som fourageringsområde for mange fiskearter og marine pattedyr. Der findes ingen kvantitative estimater af betydning og effekter af stenrev for fiskebestandene i danske farvande. Dog er sammenhæng mellem skjulemuligheder og overlevelsen vist for kutling samt for juvenile torsk. Større torsk tiltrækkes af stenrevene, især om efteråret inden de begynder deres gydevandring. Resultater af den første genetablering af stenrev i danske farvande viser en tydelig udvikling af både makroalger og bundfauna og flere fisk, der er tilknyttet stenrev. De mange fisk har sandsynligvis tiltrukket marsvin, som nu observeres hyppigere og i længere tid i området. Den europæiske sorthummer forekommer i saltholdig vand (> 25 promille) på 2-40 m dybde ved algebevoksede stenrev eller klippegrund, og derfor udgør dette habitat et vigtigt levested for sorthummer. Af de fastsiddende bunddyr fremhæves blåmuslinger, som findes i flere forskellige typer habitater, herunder på stenrev, og er en af de arter, der er først til at kolonisere nye habitater – som eksempelvis nyetablerede stenrev.

English abstract

Boulder reefs have been the subject of extensive mining where a number of reefs have been wholly or partially removed from the marine areas, especially the shallow coastal waters less than 10 m depth. Reefs are known for their high species richness and are biologically very productive. They are home to many fish using reefs for refuge. In particular cavernous reefs with high complexity and many small niches (between and around stones) are characterized by high species diversity, high productivity and have an important function as a feeding area for many species of fish and marine mammals. There are no quantitative estimates of the impact and effects of reefs for fish stocks in Danish waters. However, the relationship between refuge options and survival was shown for goby, as well as for juvenile cod. Larger cod are attracted to reefs during autumn before they start their spawning migration. Results of the first reef restoration project in Danish waters showed a clear development of both macro-algae and benthic fauna and in fish abundance for fish normally associated with reefs. The many fish had probably attracted porpoises, which are now observed more frequently and for longer periods in the area. The European lobster occurs in salty water (> 25 parts per thousand) at 2-40 m depth around vegetated reefs or rocky ground, and therefore, this habitat is an important habitat for lobster. Of the sessile invertebrates highlighted, mussels were found in several different types of habitats, including reefs and is one of the species that are first to colonize new habitats - such as newly established reefs.

1. Baggrund

Et stort antal stenrev er blevet helt eller delvis fjernet fra de marine områder i Danmark. Specielt de lavvandede (<10 m) kystnære områder er blevet påvirket. Stenene er fjernet ved målrettet stenfiskeri og ralsugning (råstofindvinding). Stenfiskeri begyndte omkring 1900-tallet og var særligt aktivt i perioden fra 1920-1960'erne. De opfiskede sten blev brugt til havnebyggerier, kystsikring og andre anlægsarbejder på land. I nyere tid er det specielt i forbindelse med muslingefiskeri, at der er sket og sker fjernelse af sten. Stenene bliver bragt på land med muslingelandingerne og bliver dermed fjernet fra havmiljøet.

Denne rapport er en gennemgang af den biologiske og økologiske viden der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder.

Stenrev kan ifølge Dahl et al. (2003) defineres som "*et langstrakt område eller en grund, der hæver sig fra den omkringliggende havbund*", og hvor enkelte spredte sten eller en samling af sten > 6,4 cm dækker mindst 5 % af havbundens overflade indenfor et samlet areal på ≥ 10 m^2.

Stenrev er rester af morænebunker, efterladt af ismasserne fra den sidste istid, hvor havstrømme og bølger efterhånden har vasket sandet og leret væk, så kun de hårde dele i form af sten og grus ligger tilbage som bunker på havbunden. Stenrevene har ligget jævnt fordelt i de danske farvande, og man har derfor ikke skulle sejle ret langt væk fra byggepladsen for at finde egnede råmaterialer. Stenfiskerne har omhyggeligt taget stenene fra de mest kystnære stenrev og har især fjernet stenene fra toppen af revene.

Der er ikke foretaget en systematisk opmåling af stenrev, så forekomsten og udbredelsen af naturlige stenrev i danske farvande er i dag ukendt. Der er endvidere ikke systematisk indsamlet viden om råstofindvindingens omfang, herunder hvor stenene er blevet hentet fra, eller hvor mange og hvilken størrelse sten, der er blevet fjernet.

Naturstyrelsen har været, og er fortsat, ansvarlig for tilladelserne, og i dag skal stenfiskere indberette hvor mange m^3 sten, der indvindes pr. last, og på hvilke positioner indvindingen har fundet sted (Dahl et al. 2003). Informationerne er kun blevet indsamlet siden 1991, hvor stenfiskeriet allerede var stærkt aftagende. Før 1996 kunne der hentes sten overalt, hvor det ikke var forbudt (eksempelvis ikke < 200 m fra kysten). I 1996 blev stenfiskernes generelle tilladelser opsagt med den i henhold til loven 10-årige opsigelsesperiode. De generelle tilladelser til stenfiskeri udløb således den 1. januar 2007 (ved udløb af opsigelsesperioden), men blev erstattet af reglerne i bekendtgørelse nr. 519 af 15. juni 1999. Pr. 1. juli 1999 blev der således i henhold til bekendtgørelse nr. 1082 af 11. december 1996 udlagt 18 geografisk afgrænsede råstofindvindingsområder med en fastsat totalkvote. Tilladelser blev kun givet til konkrete projekter, og tilladelsen

udløb ved projektets afslutning. Tilladelserne blev alene givet til reparation og mindre udvidelse af eksisterende havne og moler mv., hvor der i forvejen var anvendt søsten, men ikke til nye anlægsarbejder. Ifølge Stig Helmig (Naturstyrelsen) var stenfiskeriet i praksis allerede stoppet, da bekendtgørelsen trådte i kraft, med ganske få reparationsopgaver tilbage. Kravene til en ansøgning og dokumentation for det konkrete projekt var så vanskelig og tidskrævende, at aktiviteten stoppede af sig selv. Ifølge Stig Helmig er der ikke indvundet søsten > 20 cm siden 2002.

Et forsigtigt skøn er, at der i de sidste 50 år er blevet fjernet 40 km^2 blotlagt stenoverflade fra stenrev i kystnære danske farvande (Dahl et al. 2003). Den miljømæssige effekt kendes ikke, og man har endnu ikke kendskab til stenrevenes nuværende samlede areal i de danske farvande. Der er tale om fjernelse af de største sten på revene, og så godt som alle huledannende rev (stablede sten af varierende størrelse) er blevet opfisket. Opfiskningen har været fokuseret på lavt vand, herunder områder, hvor stenene på toppen har været blotlagt ved lavvande (Stig Helmig, pers. komm.). De opfiskede sten repræsenterer hårdbundshabitater og særlige biologiske nicher, der er fjernet fra områder på ≤ 10 m vand (Dahl et al. 2003). Det er endvidere i denne dybdezone, at lysmængderne giver de bedst livsbetingelser for algevegetation.

Ralsugning (stenstørrelse ≤ 20 cm) er fortsat tilladt, også på geografisk afgrænsede områder.

2. Udvikling af fiske- og skaldyrsbestande

2.1 Betydning for fiskebestande

Viden om betydningen af naturlige rev for fiskebestandene i de nordøst atlantiske farvande og de indre danske farvande er meget sparsom. Der findes ingen kvantitative estimater af betydningen af rev for fiskebestandene i de danske farvande. Imidlertid er det almen viden blandt fiskere, at visse fiskearter med fordel kan fiskes på eller nær stenrev, vrag eller andre hårde genstande på havbunden. Dette hænger godt sammen med det kendskab, man har til, at genstande på havbunden tiltrækker nogle fiskearter, hvorved der dannes områder med lokal høj tæthed af fisk. Fiskerne kender til en del af disse områder, da de her opnår de højeste fangster pr. fangstenhed (CPUE).

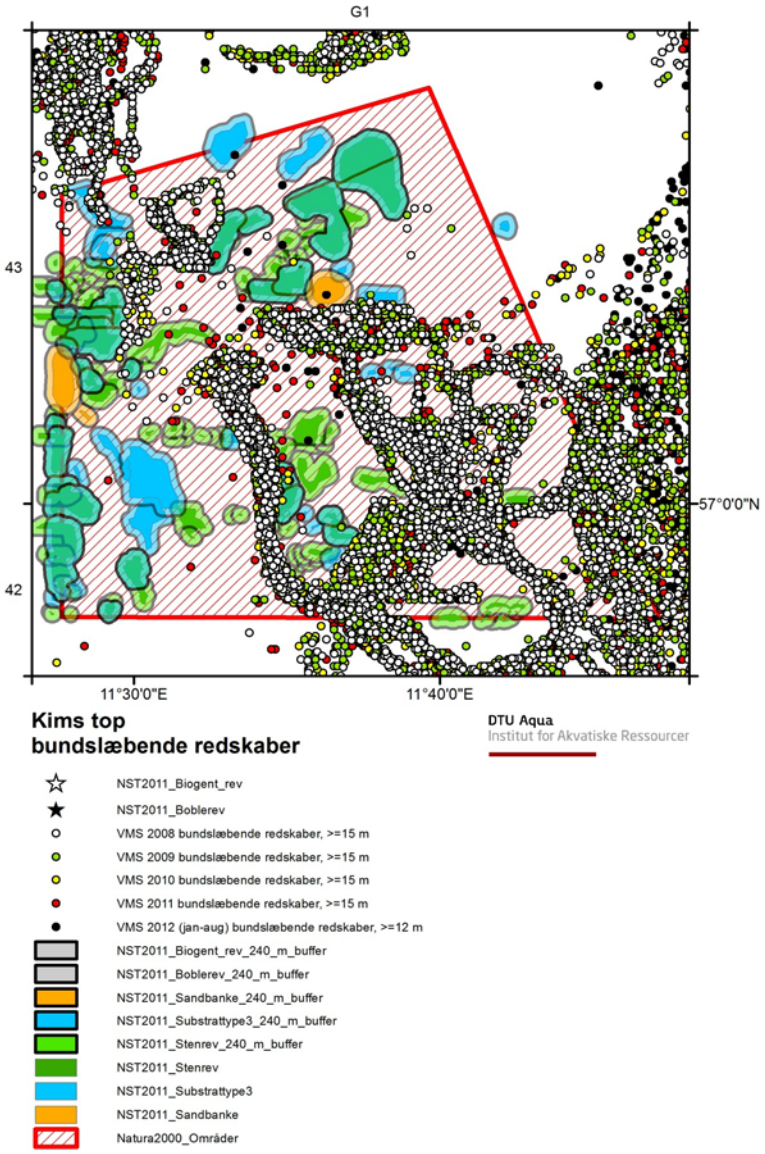
2.1.1 Danske stenrev og vragfiskeri

Den første analyse af dansk revfiskeri blev gennemført i 1996 baseret på oplysninger fra 15 fiskere, der primært fiskede på stenrev og vrag (Krog 1997). På baggrund af disse 15 fiskere blev der registreret omkring 3.200 vrag samt ~800 forekomster af sten og stenrev i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat. Fiskeri med bundslæbende redskaber pågår generelt udenfor stenrevsområder for at hindre tab af udstyr. Dette bekræftes af nyere data fra VMS-monitering af fiskeri med bundslæbende redskaber fra fartøjer ≥ 12 (15)

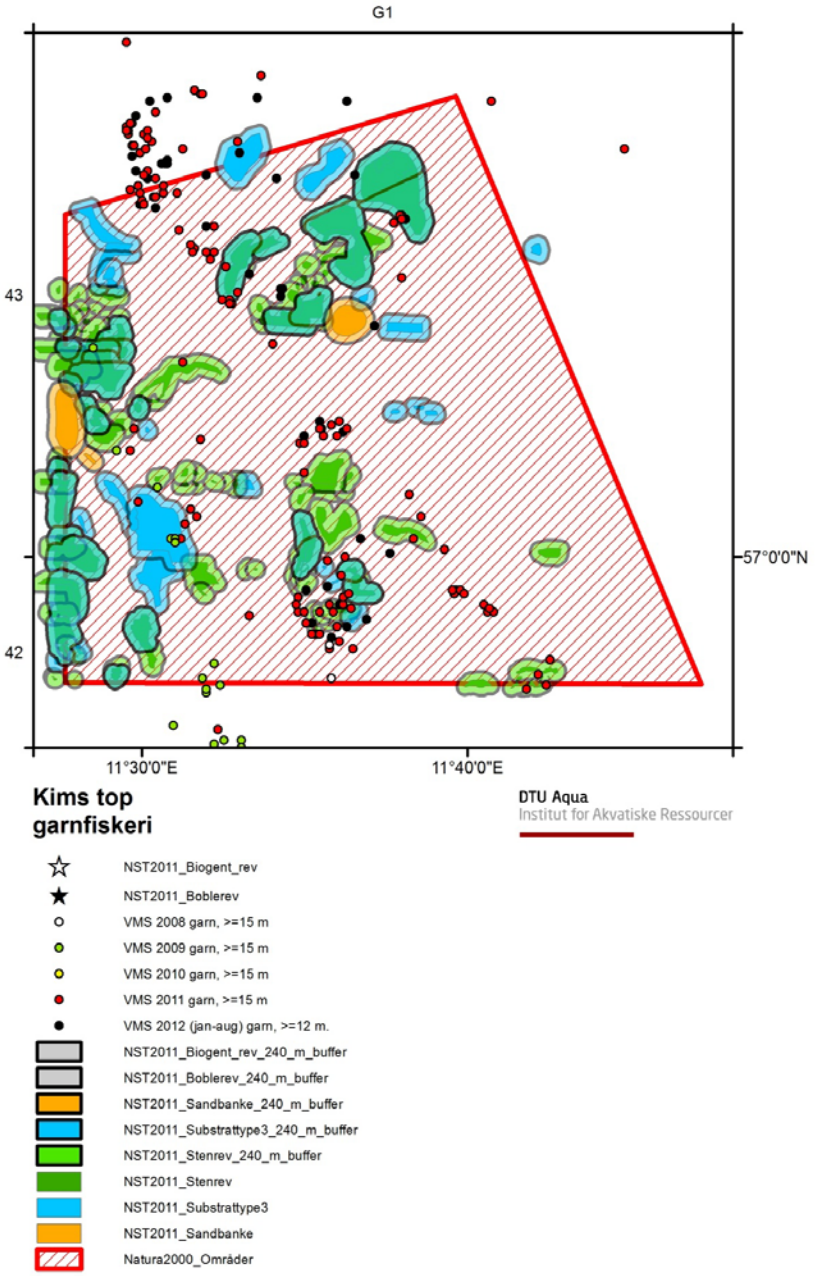
m længde (figur 2.1). Det er især garnfiskere, der benytter sig af revområder. Dette ses også i VMS-data (figur 2.2). Der bliver primært fisket med garn på stenrev og vrag, på forholdsvis lave vanddybder (< 75 m; afhængig af strømforhold) og normalt på læsiden, hvor fiskene erfaringsvis står i ly for strøm. Store torsk eller torskefisk står ofte oven på vraget/stenrevet. Fisk fanget ved de dybere rev (> 20 m) var oftest større end fisk fanget på rev på lave vanddybder. På de fleste vrag blev der fanget torsk, men på visse vrag blev der kun fanget mørksej, lyssej og lange. Fiskeforekomsterne var høje på det enkelte vrag baseret på den enkelte fiskers indberettede udbytte. Da flere fiskere fiskede på samme rev eller vrag, tyder det på en høj tiltrækning af fisk på disse genstande på havbunden. Selvom rev- og vragfiskeriet foregår året rundt, tyder det på, at der er sæsonvariation i forekomsterne, og det blev berettet, at revene hurtigt "fyldes op" med torsk i januar-februar, hvilket tyder på en større vandring i disse måneder, som er gydesæson for torsk. Det blev rapporteret, at fangsterne var forholdsvis ensartede, både hvad angår art og størrelsen. Det er ikke muligt ud fra VMS-data at opgøre, hvor stor en andel af indsatsen, der udgøres af garnfiskere på vrag i forhold til på andre bundtyper.

Det første danske naturgenopretningsprojekt i havet er Blue Reef-projektet finansieret af EU. Formålet med Blue Reef var at stabilisere den lavvandede del af et større stenrev, reducere eller hindre erosion af det tilbageværende rev, genskabe revets oprindelig laveste punkt, samt genskabe huledannende formationer, der rager op fra bunden. Stenrevet på Læsø Trindel, beliggende 11 km nord-øst for Læsø, havde været påvirket af stenfiskeri, hvor især de største sten var fjernet, således at der ved slutning af 80'erne kun var få store sten tilbage. De mindre sten, der lå tilbage på revet var meget udsat i forhold til bølge- og strømpåvirkning, og revet var efterhånden betydelig nedbrudt af bølger og strøm, særligt under stormepisoder. Tangskoven på revet bar præg af disse forringede forhold og bestod primært af enårige alger, undtagen på de få tilbageværende store sten, hvor de flerårige makroalger, der karakteriser et sundt stenrev, kunne vokse. Projektet er endnu ikke afsluttet, og analyser af effekten af genetableringen forestår. Der blev gennemført en biologisk monitering af bundfauna, makroalger og fisk, inden der i 2008 blev udlagt omkring 86.000 tons store sten på Læsø Trindel. Foreløbige resultater viser, at tangskoven er under god udvikling på de udlagte sten, og der er fundet flere arter af bunddyr og fisk end før genopretningen. Resultaterne forventes at foreligge i forsommeren 2013.

Det øgede antal fisk på revet er sandsynligvis årsagen til den observerede hyppigere forekomst og længere ophold af marsvin (Mikkelsen et al. i tryk) og sæler i området (Karsten Dahl, pers. komm.).



Figur 2.1. VMS-data for bundslæbende redskaber i området ved Kims Top. Fremstillet af Josefine Egekvist, DTU Aqua.

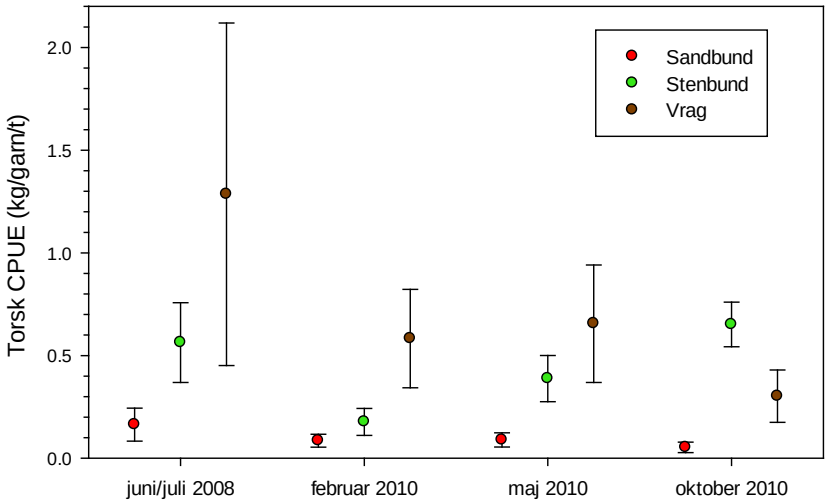


Figur 2.2. VMS-data for garnfiskeri i området ved Kims Top. Fremstillet af Josefine Egekvist, DTU Aqua.

Torsk foretrækker groft substrat (Gregory & Anderson 1997). Studiet, som er gennemført i kystområdet ud for Newfoundland, viste at mere end 80 % af torsk > 15 cm længde foretrak områder med groft substrat og bund med stor hældning (klipper, rev, og sten > 1m), mens 59 % af unge torsk < 15 cm fortrak småstenet bund (stendiameter ≤ 2 cm sten) og bund med lav hældning. Ifølge teorien om

fordelingsmønstre for fisk vil en fiskebestand fordele sig på de mest ideelle levesteder, når bestandens størrelse er faldende (MacCall 1990). Derfor vil antallet af fisk først stige i disse ideelle områder, når bestanden er ved at genetablere sig eller er stigende (Wieland et al. 2009). Da bestandsstørrelsen af torsk i Kattegat estimeres ud fra togter, der gennemføres i foråret og efteråret med trawltræk på primært jævnbund (sandbund), kan fordeling af torsk have betydning for nøjagtigheden af estimatet (Wieland et al. 2009). Dette vil især have betydning, når bestandene og individerne er fåtallige, og hvis fiskene samles på deres ideelle levesteder, hvor de ikke vil blive repræsenteret i trawltrækkene på jævnbund.

I et dansk studie gennemført i 2006 i Nordsøen (Wieland et al. 2009) fandt man signifikant højere fangster af torsk på grov bund i efterårsperioden, men ikke i forårsperioden. Dette blev bekræftet i et senere studie (Beyer et al. 2011), hvor man fiskede med garn på tre forskellige bundtyper (sandbund, stenbund og vrag) samtidig på < 25 m dybde i juni-juli 2008 og i tre perioder februar, maj og oktober i 2010 (figur 2.3). Her blev der med garn ligeledes fanget flere torsk pr. fangstenhed (CPUE) på



Figur 2.3. Fangst pr. fangstenhed (CPUE) af torsk fanget med garn på sandbund, stenbund og vrag på fire forskellige tider i Skagerrak, nord for Hirtshals-Skagen. Figur fremstillet af Kai Wieland- data fra Beyer et al. (2011).

stenbund fremfor på sandbund, især om efteråret i oktober 2010, mens CPUE i februar var nogenlunde ens på de tre substrattyper. De højeste fangster forekom på vrag, med undtagelse af oktober 2010, hvor torsk CPUE var højest på stenbund. Den højere CPUE på vrag kan skyldes, at vragenes stejle sider er mere tiltrækkende, end den stenbund, hvor undersøgelsen foregik. Stenbunden her bestod af større stensætninger, men der er ikke angivet præcise information om bundens relief. Den observerede samling af torsk omkring stenrev i efterårsperioden bekræfter vigtigheden af stenrev og stenbund for

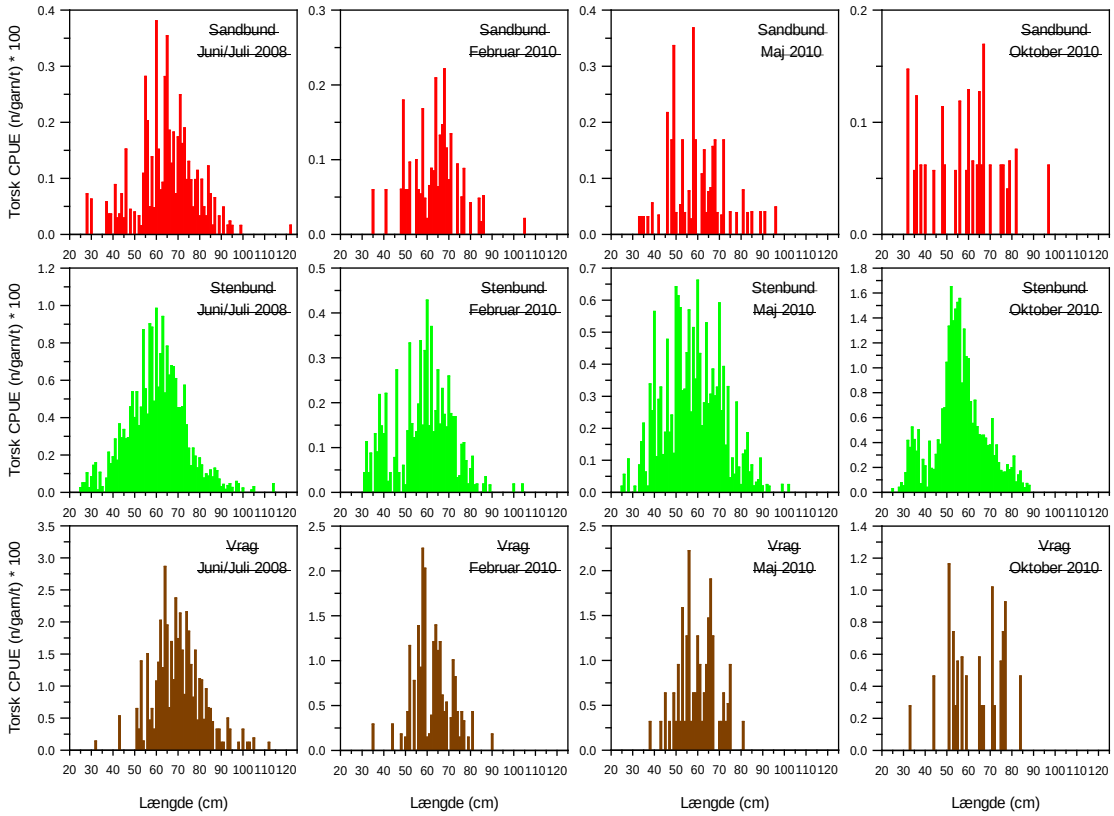
torskene i perioden, inden de tager på gydevandring. Størrelsen på torskene i disse tre områder, sandbund, stenbund og vrag, var nogenlunde ens (figur 2.4).

I Oskar-projektet blev fire fiskere interviewede og delte deres erfaringer om, hvor fiskene fandtes, med forskere (Beyer et al. 2011). Oskar-projekt havde til formål at etablere en viden om den geografiske fordeling af bl.a. torsk i Skagerrak gennem året med henblik på at optimere fiskerierne i Skagerrak og mindske udsmid og uønsket bifangst af torsk. Udover fiskernes viden om torskeforekomster blev der også fra togtdata samlet viden om den geografiske fordeling af alle størrelser torsk i havet. Ud fra dette arbejde var det tydeligt, at stenrev var vigtige fiskepladser for torsk og andre torskefisk, som sej og kulmule, dog med tydelige sæsonvariationer.

Det er endvidere vist, at store, voksne torsk (> 70 cm) opholder sig på den grove bund, men trækker ud på blød bund for at finde føde (Wieland et al. 2010). Resultaterne indikerer, at efterårsfangster giver et underestimat af torskebestanden, og at efterårstræk på blødbund kun reflekterer en fraktion af den egentlig gydebestand. Det vil kræve en data-tidserie af fangster fra begge bundtyper, jævnbund og hårdbund, for at kunne give et bedre estimat af både unge og gydemodne torsk, og samtidig vil denne information kunne anvendes til estimater af den kvantitative betydning af hårdbund, og særligt stenrev, for bl.a. torskebestanden i Nordsøen og Skagerrak.

Har stenrev indflydelse på fiskebiomassen?

Der findes ingen kvantitative estimater af betydning og effekter af stenrev for fiskebestandene i danske farvande. Det er almen viden blandt fiskerne, at de med fordel kan fiske på stenrev, og de kender positioner for disse og andre genstande på havbunden. Det er dokumenteret, at torsk tiltrækkes af stenrevene, især om efteråret inden de begynder deres gydevandring. Her fanges der flere torsk pr. fangstenhed med garn på stenbund fremfor på sandbund. Resultater af den første genetablering af stenrev i danske farvande er ved at blive udarbejdet og evalueret. Her ses en tydelig udvikling af både makroalger og bundfauna og flere fisk, der er tilknyttet stenrev. De mange fisk har sandsynligvis tiltrukket marsvin, som nu observeres hyppigere og i længere tid i området. Ud fra et norsk studie om effekter af lukkede områder på en bestand af kysttorsk ses, at et område på størrelse med 1 km2 var tilstrækkelig til at øge torskeforekomsten og længden af torskene i denne lokale bestand. Man mener dog, at norske kystorsk er meget stationære og måske derfor kan drage fordel af et mindre lukket område.



Figur 2.4. Længdefordeling af torsk fanget i garn på sandbund, stenbund og vrag i juni/juli 2008 og februar, maj og oktober 2010. Figur fremstillet af Kai Wieland; data fra Oskar projektet (Beyer et al. 2011).

Ved oprettelse af havvindmølleparker introduceres 'øer' af hårdbund på en ellers oftest ren sandbund. Derfor fungerer havvindmøllefundamenter som kunstige rev og er på den måde en ny type habitat. Fordi fundamenterne er bygget med henblik på at beskytte vindmøllesoklerne, kan deres funktion som kunstig rev være begrænsede i forhold til et optimalt velfungerende stenrev. Undersøgelser af effekter af havvindmøllefundamenter i Nordsøen ved Horns Rev (Stenberg et al. indsendt) og ud for Belgien (Reubens et al. 2011) viste en markant øgning i fisk tilknyttet fundamenter, især tæt ved fundamenterne, hvor der også blev observeret flest fisk. Blandt stenrevsfiskene var især havkarusse og skægtorsk talrige. Tilsvarende er dokumenteret i Østersøen. Her dominerede især små stenrevs-tilknyttede fisk, som kutlinger (Wilhelmsson et al. 2006), der selv er byttefisk for mange kommercielt vigtige fiskearter. På Horns Rev udgjorde det introducerede nye hårdbundssubstrat < 0,5 km^2 indenfor et parkområde på 27,5 km^2. Alligevel var dette nye stenbundsareal på < 0,5 km^2 tilstrækkelig til at øge forekomsten af visse stenrevsfisk og demersale (bundlevende) fisk, som tunge og rødspætte, samt hvilling i park-området. Til gengæld var introduktionen af stenbundsarealet ikke

tilstrækkelig til at have en negativ effekt på arter, der normalt er tilknyttet sandbund, som eksempelvis tobis (van Deurs et al. 2012).

2.1.2 Estimering af effekt af stenrevsområder for fiskebestande

Med henblik på at give et estimat på hvor vigtigt et stenrevsområde er for f.eks. torskebestanden, er en mulighed at gentage Oskars undersøgelse (Beyer 2011, Arbejdspakke D) med et redskab, der fisker lige godt på de to typer habitater, henholdsvis jævnbund (mudder- og sandbund) og hårdbund (stenbund, stenrev og vrag) på forskellige tidspunkter af året (f.eks. hver af de fire sæsoner) samt sikre et rimelig antal stationer for at kunne bearbejde data statistisk. Data for forskellene mellem fangster på de to bundtyper sammenstilles med den spatiale dækning af de to typer habitater for dermed at estimere den andel af populationen, der opholder sig på den ene eller den anden bundtype gennemsnitligt over året. Ud fra dette vil man kunne estimere værdien af stenbunden for hver af de enkelte arter. Endvidere kunne data anvendes til at undersøge betydningen for bestandsvurderinger. Sidstnævnte vil kræve en data-tidsserie for minimum en 5-årig periode, som kunne indgå i bestandsassessment-modellen.

2.1.3 Hvad betyder områdets størrelse?

Sandsynligvis fordi stenrevenes arealer i de danske farvand har været små i de seneste ~40-50 år, har man antaget, at betydningen for fiskebestandene nok var ubetydelig. Derfor har der tidligere ikke været interesse for at få belyst betydningen af udbredelse og funktioner af stenrev og vrag. Den kvantitative betydning af stenrev for en fiskebestand er derfor stadig ukendt. Betydning af et områdes størrelse er kun belyst i litteraturen ud fra studier om effekten af MPAs (Marine Protected Areas – marine beskyttede områder). Fiskeriet er blevet lukket i et givent område, og efterfølgende er det blevet undersøgt, om en sådan fredning for fiskeriet har haft betydning for bestandens udvikling i årene efter. Et studie på den kystnære bestand af atlantisk torsk (her kaldet atlantisk kysttorsk) viste en betydelig effekt af lukning af et område på ~1 km^2, hvori der ikke længere blev fisket med garn eller ruser. Effekten blev observeret både som en øgning af torskeforekomster og som en øgning af torskestørrelsen (længden) (Moland et al. 2013). Torskene i det beskyttede område var gennemsnitligt 5 cm længere end torsk i tre kontrolområder. Samtidig blev der i det lukkede område fanget torsk flest gange i ruserne, efter at området blev lukket for fiskeri. Da det vurderes, at atlantisk kysttorsk er karakteriserede ved at være stationære og ikke migrere over længere afstande (Jørstad et al. 2008), er det uvist om sådanne fredede områder, har samme effekt på andre torskepopulationer.

2.1.4 Lukkede områder i Kattegat

I Danmark er der ligeledes gennemført et studie af effekten af en områdelukning med henblik på at beskytte torskebestanden i Kattegat (Vinther & Eero 2013). Området blev valgt ud fra et ønske om at beskytte især gydebestanden af torsk. Området blev inddelt i fire underområder med forskellige typer lukning (hel eller delvis sæsonlukning) af al

fiskeri og stedvis tilladelse af fiskeri med specifikke, selektive redskaber. Analysen af effekten var rettet mod at undersøge reduktionen i fiskeritrykket snarere end at kvantificere positive effekter på bestanden. Det er primært de store torsk, der samles omkring gydepladserne og fredningen var målrettet mod at beskytte torsken, dels i gydesæsonen og dels i gydeområdet. Resultaterne viste en reduktion i fiskeritrykket for netop de større torsk og især i gydeperioden. Det var ikke muligt at estimere effekten på bestanden, fordi bestanden fra Nordsøen blandes med Kattegatbestanden i Kattegat generelt, og det er ikke muligt at skille de to bestande, hverken i fangsterne eller i rådgivningen.

2.2 Tiltrækning eller produktion

Spørgsmålet om hvorvidt stenrev tiltrækker og koncentrerer fiskene, eller om der er tale om egentlig merproduktion, har været debatteret længe. Ifølge Bohnsack (1989) er det to sider af samme sag. Desværre er den videnskabelige dokumentation af produktionseffekt af naturlige stenrev i tempererede områder meget sparsom.

Stenrev kan producere fisk på to måder, dels ved at øge fødegrundlaget for de fisk der tiltrækkes, hvilket vil resultere i en øget vækst, dels ved at skabe gode skjulemuligheder, og dermed mindske dødelighed for fisk der lever tilknyttet til stenede områder. Vi vil her gennemgå litteraturen om produktion på stenrev.

2.2.1 Fødegrundlaget

De fleste fiskearter på tempererede stenrev lever af fisk eller bunddyr. Kun omkring 10 %, æder alger (Jones 1988). På Azorerne i Atlanterhavet var andelen af kødædende 40 %, og den andel, der lever udelukket af bunddyr, var 26 % (Bertoncini 2010). De fleste kødædende fisk lever af mobile byttedyr (mindre krebsdyr, havsnegle) på bunden, og kun få spiser udelukkende småfisk. Endvidere findes der planktivore fisk omkring stenrev, samt fisk der æder både planter og dyr (fastsiddende alger og mindre krebsdyr). Omkring Azorerne udgjorde 21 % af fiskesamfundet arter, der æder både planter og dyr. Stenrevet og den tilknyttede flora og fauna er derfor i sig selv vigtigt som fødegrundlag for størsteparten af de fisk, der lever her (Choat & Ayling 1987). En del af fiskene på stenrev fouragerer udenfor revområdet, men anvender stenrev som opholdssted (f.eks. skjul). Disse omtales i næste afsnit.

Den første og indtil videre eneste nyere undersøgelse af fødegrundlaget på hårdbund i vores farvande er en svensk undersøgelse baseret på data fra 1998, 2003 og 2004 (Stål et al. 2007). Undersøgelsen er gennemført på lavt vand (< 10 m), dels på sandbund uden vegetation, dels på et hårdbunds-habitatet med mellem 82 %-97 % vegetationsdækning bestående af især brunalger (Laminariales og Fucales), men der var også forekomst af rødalger. Det højeste antal bundfauna på hårdbunden var 17.800 ind. m^{-2}, som fandtes på helt lavt vand (0-3 m), og det laveste antal individer var 6.500 ind. m^{-2} på lidt dybere hårdbund (6-10 m). På den hårde bund på begge dybder dominerede havsnegle (gastropoder) og små krebdyr (amphipoder). Blandt fiskene dominerede havkarusser (70

% af alle fisk) på hårdbunden på lavt vand. Tilsyneladende bruger havkarusser dog både sandbund og hårdbund som fødekammer, hvor de æder havsnegle og bundlevende (harpacticid) vandlopper, samt muslinger og havsnegle fra den jævne sandbund. Torsk og havørred profiterede mest af byttedyrene på hårdbund på lavt vand. Torskens diæt reflekterede byttedyr fra den hårde bund med 87 % og bestod primært af små krebsdyr. Torsken fouragerede dog også på den jævne bund. Havørred åd fisk om sommeren og efteråret, men benyttede sig af byttedyr fra hårdbund (45 % af byttedyr undtagen fisk var bundfauna arter associerede med hårdbund) og i mindre omfang sandbund (32 % af byttedyr undtagen fisk var bundfaunaarter associerede med sandbundshabitat). Studiet viser, at stenbund byder på høje koncentrationer af vigtige byttedyr for en række arter såsom torsk, havørred og havkarusse, men at disse arter også fouragerer på sandbund. Da biomassen af byttedyr er væsentlige højere (≥ 200 %) på stenbund i forhold til sandbund, udgør stenbund en vigtig føderessource. Dette bekræftedes også af den væsentlige højere fiskebiomasse på stenbund (Stål et al. 2007).

Undersøgelser af bundlevende samfund, der etablerede sig på havvindmøllefundamenter, giver et fingerpeg om, hvad der kan forventes af produktion fra genetablering af hårdbundshabitater. Generelt etableres epiflora og fauna-samfund på selve hårdbunds-elementerne, mens de omgivende sandbundshabitater stort set er uforandrede (Horns Rev Havvindmøllepark, Leonhard & Pedersen 2006; Rødnæs Havvindmøllepark, Maar et al. 2009). I Horns Rev Havvindmøllepark blev der fundet over 1.000.000 ind. m^{-2} af blåmuslinger og små krebsdyr (Leonhard & Pedersen 2006). Begge arter er byttedyr for fisk. Kutlinger fandtes ikke i dette vind-eksponerede område ud for den danske vestkyst, men fandtes talrigt tæt på fundamenterne af havvindmøller i Østersøen (Andersson & Ôhman 2010).

Ved at undersøge bottom-up energi-overførsel på stenbund kan man identificere nærmere, hvor stor en andel af stenrevsproduktionen, der ender i fiskebiomasse. Taylor (1998) estimerede, at omkring 20 % af den totale epifauna (fastsiddende og mobile bunddyr, der lever på bunden) produktion blev omsat til fiskebiomasse på et stenrev ud for New Zealand på dybder mellem 2-9 m. Da epifauna (bl.a. mobile bunddyr som krebsdyr og havsnegle) tilsyneladende er den gruppe af organismer, der yder det største bidrag til energioverførsel til de højere trofiske niveauer, vil stenrevstyper, der har den højeste produktion af epifauna, have den største fiskeproduktion. Dette understreger betydning af kvantificering af epifauna på stenrev; noget som ses sjældent i litteraturen, nok fordi disse organismer er talrige og/eller vanskelige at kvantificere.

Det er imidlertid ikke nok at måle individtæthed eller biomasse eller andelen af den biomasse, der overgår til det næste led, uden at have en idé om produktionsraten. Dette måles sjældent, ikke fordi det ikke er vigtigt, men fordi det er en metodologisk udfordring. De fleste anvender P/B-ratio til at estimere produktionen (dvs. den årlig population produktion (P) over den årlig gennemsnitlige biomasse (B)). Denne rate varierer meget, både mellem arter, men også mellem livsstadier indenfor den enkelte

art. Eksempelvis er unge stadier af mange bundlevende organismer mere produktive end adulte stadier (Edgar 1990, og referencer heri). Edgar (1990) foreslår, at der anvendes generelle allometriske ligninger, som relaterer den daglige makrobentiske produktion, P (µg dag^{-1}) til den aske-fri tørvægt B (µg) og vandtemperatur T (°C) for henholdsvis adulte og juvenile bunddyr, sammenkoblet med en forholdsvis enkel prøvetagningsstrategi baseret på opdeling af dyreren i sigtestørrelses-intervaller. Ligninger for hhv. de adulte (1) og juvenile (2) bunddyr er:

$$(P = 0{,}0050 * B^{0.78} T^{0.92}) \quad (1)$$

$$(P = 0{,}0063 * B^{0.86} T^{0.80}) \quad (2)$$

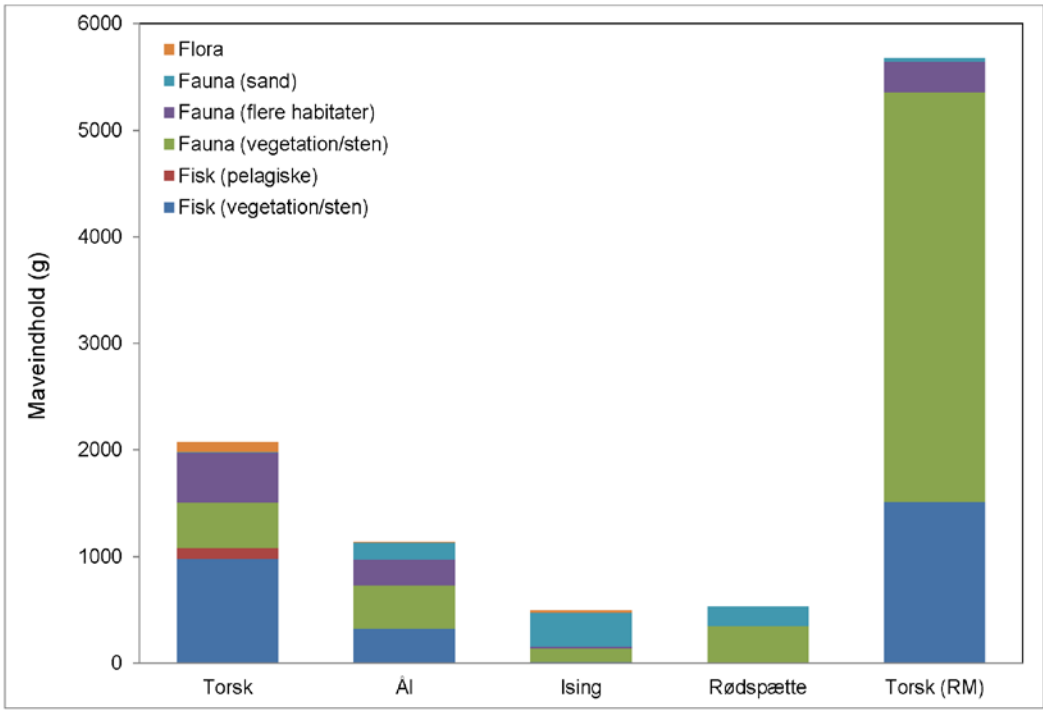
Kender man produktionen af bentiske bunddyr på et rev og ved anvendelse af 20 % overførsel til fiskebiomasse på stenrev på lavt vand (2-9 m) (Taylor 1998), vil fiskeproduktion på lavvandede stenrev kunne estimeres.

Produktion af bundfauna og især epifauna på danske stenrev kendes ikke. Der findes ældre undersøgelser af byttedyr i forskellige fiskearter (Blegvad 1916). Undersøgelserne dækker de fleste aldersgrupper af de enkelte fiskeart og er gennemført i de indre danske farvande (Kattegat og Bælthavet). Derfor er disse data meget generelle. I figur 2.5 er byttedyrene delt op efter, om de er knyttet til stenbund/vegetation eller ikke og afbildet med henblik på at vise fordeling af byttedyr i fiskemaverne i forhold til havbundstype. Omkring halvdelen af torskenes maveindhold bestod af fisk fra stenbundsområder og halvdelen af bundfauna (ca. ¼ del af maveindhold) var taget fra stenbundsområder. Store torsk kan forekomme i stort antal på hestemuslingerev, hvor de især æder pighude (~50 % af maveindholdets biomasse), men også ising og hvilling samt fiskeæg (sandsynligvis af stenbider), som også er almindelig på dette hårdbundshabitat. Biogene rev af hestemuslinger findes også på dybere vand i Kattegat og i bælterne på forskellige underliggende bundsubstrater (især på stenrev, men også på grus, sand og mudder), i mængder på op til 3 kg m^{-2} (~278 individer m^{-2}) (Petersen 1913a, b). Epifaunaen er især rig på buskformede polypdyr, store pighude (slangestjerner, søpølser og søpindsvin), samt større krebsdyr og havbørsteorme.

Størsteparten af føden i ål var også fisk eller bundfauna, der er tilknyttet stenrevs/vegetations områder, hvilket tyder på, at ålene også fouragerer i disse stenbunds/vegetationsområder. Ifølge Blegvad (1916) opholder store ål sig typisk i vegetationen, hvor de især æder krebsdyr (~25-50 % af maveindhold, varierende mellem geografiske områder), som tanglus, små krabber, tanglopper, rejer, og flere arter havbørsteorme. Af fisk æder ålen unge og voksne ålekvabber, hundestejler, kutlinger og tangsnarrer, samt rogn/fiskeæg af hundestejler, ulke og stenbider. I nogle områder (f.eks. Isefjorden) æder ålen desuden voksne blåmuslinger samt andre muslinger, hvoraf flere arter af blåmusling er tilknyttet stenrev og den associerede vegetation og epifauna.

Små ål og glasål ernærer sig især af tanglopper, tanglus, dafnier, insektlarver og små havbørsteorme.

Rødspætter ses om efteråret og foråret i algevegetationen, særligt i Østersøen, hvor yngel af blåmuslinger, hjertemuslinger og sandmuslinger udgør en væsentlig del af fiskenes føde.



Figur 2.5. Indhold i g af alger (flora), bunddyr (fauna) og fisk fra hhv. stenrevsområder (vegetation/sten) og andre områder for torsk, ål, ising og rødspætter samt for torsk fra hestemuslingerev (RM). Figur fremstillet af Grete Dinesen; data fra Blegvad (1916).

2.2.2 Skjulemuligheder

Størsteparten af den struktur der tilbydes fisk på tempererede stenrev skabes af makroalger, som er meget dynamiske og varierer både spatialt med dybden og temporært mellem sæsoner (Levin & Hay 2002). De forskellige typer makroalger giver mulighed for dannelse af komplekse levesteder med mange skjulemuligheder.

Når stenbunden dækkes af makroalger, skabes der yderligere kompleksitet, større biomasse af byttedyr og flere gemmesteder for fisk. Således ses en linear sammenhæng mellem brunalger og forekomst af en kutlingart *Coryphopterus* på Stillehavskysten ved USA (Steele 1999). Det blev demonstreret igennem dette feltstudie, at overlevelsen steg med stigende skjulemuligheder. Det samme var gældende for en anden art kutling *Lythrypnus*, men for denne art blev øget overlevelse ikke kun registreret ved tilstedeværelse af rovdyr, men også når rovdyrene ikke var til stede. Stenrev har således

potentiale som hjemsted for mange fisk afhængig af antal skjulemuligheder, også i fravær af rovdyr. Om lignende forhold eksisterer på stenrev i danske farvande er ikke undersøgt.

Juvenile torsk er rovfisk, der søger aktivt efter bytte. Derfor står den enkelte fisk med valget mellem at søge efter byttedyr og risikere selv at blive ædt, eller at skjule sig for rovdyr (uden føde). Det er derfor ikke overraskende, at juvenile torsk i et eksperimentelt forsøg ændrede adfærd med introduktion af et aktivt rovdyr (større torsk) ved at udvise præference for et tanghabitat som skjulested (Gotceitas et al. 1995). Ud fra disse iagttagelser konkluderede Gotceitas et al (1995), at juvenile torsk primært anvender tang-habitater som skjulested for rovdyr, idet de ellers ikke viste specielt præference for hverken den bare bund eller tanghabitatet. Når de blev tilbudt både tang og småsten som skjulested, valgte de oftest småsten, idet de kunne gemme sig mellem stenene og være mere utilgængelig for rovdyr, end når de gemte sig i tangskoven. Væksten hos juvenile torsk i et ålegræsområde var på omkring 0,6-0,7 mm dag^{-1} og omkring 0,2-0,3 mm dag^{-1} større end hos torsk på stenbund (Tupper & Boutilier 1995). Lavest var den på sandbund, hvor vækstraten lå langt under 0,1 mm dag^{-1}. Til gengæld var prædation på torsk lavest på hårdbundssubstrat målt som succesraten af fangst. Omkostningen ved at skjule sig i forhold til at søge føde blev dermed demonstreret af Tupper og Boutilier (1995), hvor man fandt en lavere vækstrate, men den højeste overlevelse hos torsk i stenrevsområder. Størrelsesforskellen mellem juvenile torsk ved slutning af den første vækstsæson kan være tilstrækkelig til, at de største torsk kan æde de mindste individer af den samme årgang og dermed øge prædationen på de langsomst-voksende individer og mindre fisk af andre arter.

Pérez-Matus & Shima (2010) fandt en klar sammenhæng mellem forekomst og diversiteten af makroalger og forekomst og diversiteten af stenrevsfisk (læbefiskfamilien). Der, hvor der var flest arter af makroalger, fandt man flest fisk. Det blev vist, at nogle arter af makroalger øger stenrevskvaliteten ved at tiltrække flere fisk og flere arter af stenrevsfisk. For nogle fiskearter (en art fra læbefiskfamilien) var denne tilknytning stadiebestemt, og f.eks. var der flest juvenile fisk i vegetationshabitat, mens voksne fisk fandtes udenfor vegetationsområdet. Om der findes lignende sammenhæng mellem danske stenrevsmakroalger og stenrevsfisk er ikke blevet undersøgt.

Tiltrækning eller produktion?

Produktion kan måles enten som øget vækst som resultat af det øgede fødegrundlag eller øget overlevelse på grund af bedre/flere skjulemuligheder.

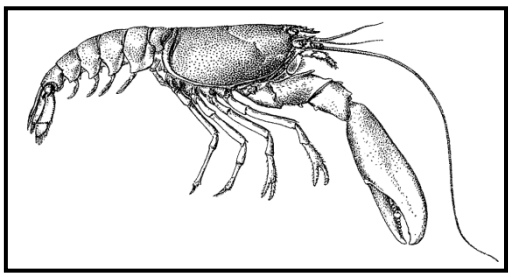
De fleste stenrevsfisk er kødædende og æder byttedyr som krebsdyr og havsnegle. Disse bunddyr er talrige på stenrev, især stenrev dækket af tangskov. Stenbund byder derfor på høje koncentrationer af vigtige byttedyr for en række fiskearter, og da biomassen af let tilgængelige byttedyr på stenbund er mindst det dobbelte af på sandbund, udgør stenbund et potentielt vigtige spisekammer for fisk. Omkring 20 % af den totale epifaunaproduktion bliver omsat til fiskebiomasse på et lavvandet stenrev.

Stenrev er hjemsted for mange fisk, som anvender stenrev som skjulesteder. Sammenhæng mellem skjulemuligheder og overlevelsen er vist for kutling samt for juvenile torsk.

Den enkelte torsk står med valget mellem at søge bytte og risikere selv at blive byttedyr eller skjule sig for rovdyr. Reelt er det valget mellem høj overlevelses chance og høj vækst.

2.3 Effekt på skalddyr

2.3.1 Hummer



(Boas 1916)

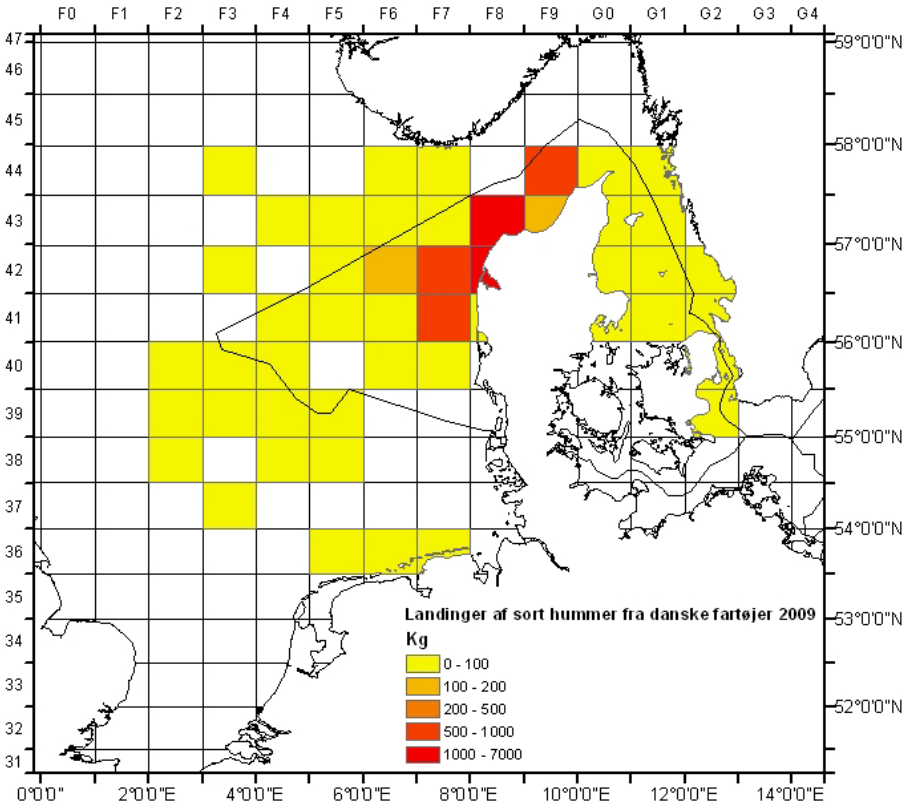
Levesteder og biologi
Den europæiske sorthummer forekommer på hård bund i Kattegat og Nordsøen. Hummeren kræver en saltpromille på omkring 25 eller derover for at kunne trives. Den er derfor hovedsaligt udbredt i Nordsøen, Skagerrak samt sydlig Kattegat og nord herfor (den findes ikke i Østersøen) på 2-40 meters dybde ved algebevoksede stenrev eller klippegrund. Hummeren graver huler i/omkring sten og hårdt ler, hvor den gemmer sig om dagen. Den er territorial og beskytter sin hule mod andre hummere. Om natten foretager den fødevandringer i nærområdet. Canadiske studier har vist, at et stenrevs potentiale som hummer-levested er særligt stort på rev med en rig tangsskov, da tangskoven indeholder en række vigtige byttedyr for hummeren. Studiet viste også, at fødekonkurrence og manglende skjulesteder kan være begrænsende faktorer for antallet af hummer på et rev (Miller et al. 1971). Om vinteren trækker hummerne ud på dybere

vand, hvor parringen finder sted om efteråret, når hunnen har haft skalskifte. Den bliver kønsmoden ved en alder på 4-6 år. Hunnen bærer rundt på de befrugtede æg indtil klækningen det følgende forår. De ny-udklækkede larver har et kort pelagisk stadie på ca. 14 dage, inden de søger ned mod havbunden, hvor hummerlaverne søger skjul under sten. Hummerens vækst og reproduktion er meget temperatur-afhængig. Erfaringer fra mærkningsstudier viser, at hummeren er relativt stedfast og ikke foretager vandringer væk fra et givent område, hvis de fysiske og biologiske betingelser er i orden. Hummeren er således i alle dens bundlevende stadier stærkt tilknyttet stenet bund og stenrev.

Artens tilstand og fiskeri

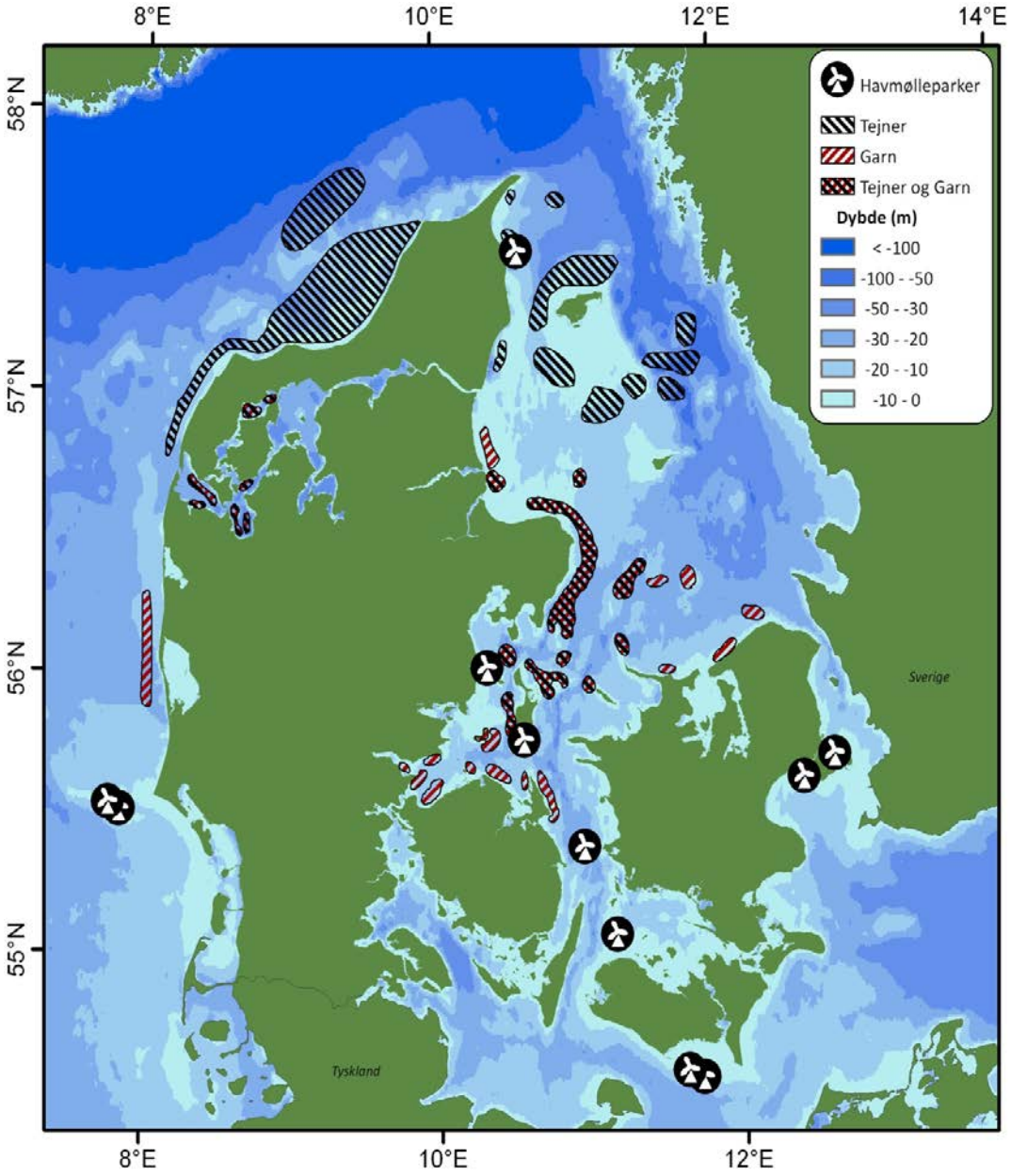
Der foretages ingen bestandsvurdering af hummeren i dansk farvand. Hummerens udbredelse og tæthed, baseret på logbøger, er vist i figur 2.6. Koncentrationen af hummerfiskeri er størst langs den jyske vestkyst fra Ringkøbing Fjord og op til Hirtshals-området inklusiv Nissum Bredning. Historisk er der beskrevet en række hummerfiskepladser langs vestkysten, som er overlappende med de der observeres i nyere tid, men der er også tidligere beskrevet en række hummerfiskepladser i Kattegat omkring Læsø og ned til Anholt og i farvandet fra Nordfyn til Mols samt Nordsjælland, hvor der i nyere tid ikke er registeret officielle landinger af betydning (figur 2.6). De gamle hummerfiskepladser, som er vist i figur 2.7, er primært på stenet bund eller egentlige stenrev. Historisk (1900-1960) har de registrerede totale landinger i hummerfiskeriet været stærkt svingende omkring 100 tons om året (Poulsen 1966). I nyere tid har der været en stor nedgang i landingerne i 1980'erne overalt i de danske farvande, men der er gennem de seneste 10 år atter sket en stigning i landingerne. Denne stigning er primært sket i Limfjorden, hvor de officielle landinger er steget fra omkring 2 tons i midten af 1990'erne til omkring 25 tons i 2010 og 2011.

Hummerens længdefordeling baseret på fangster fra IBTS i 2009 ses på figur 2.8. Længderne af hummerne er målt ud fra rygskjoldslængden. Der blev fanget hummer i længdeintervallet 3-17 cm med en gennemsnitlig størst repræsentation af individer i længden 8-9 cm. Der er ingen længde-målinger fra det kommercielle fiskeri.

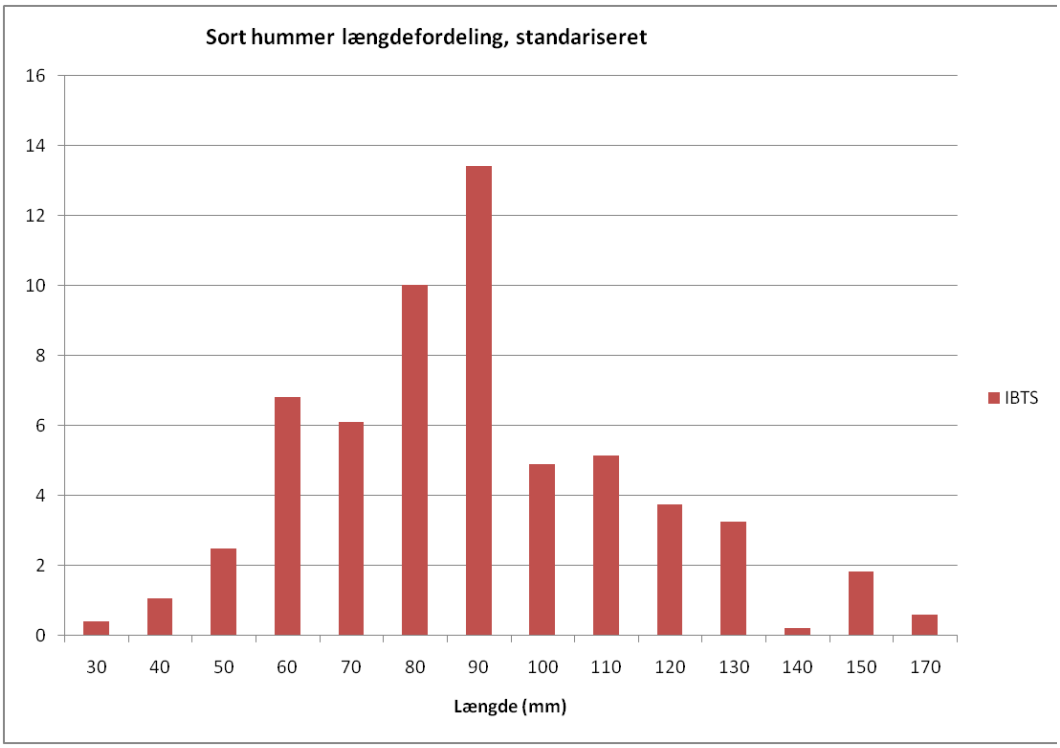


Figur 2.6. Udbredelse af hummer i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat baseret på landinger pr. ICES-kvadrant fra logbøger i år 2009.

Netop sorthummeren har haft vanskelige kår som følge af ødelæggelse og opfiskning af dens naturlige levested, dvs. stenrevene, i de danske farvande (Dahl et al. 2003). Stensætningerne omkring havmøllerne kan sandsynligvis være en god erstatning for de tabte levesteder. Fra andre lande har man gode erfaringer med at udsætte juvenile opdrættede hummere og derved opretholde en stor bestand. Hvis møllefundamenternes stensætninger kan udnyttes af europæisk sorthummer, er der således potentiale for et kombineret opdræt og fiskeri af en værdifuld art.



Figur 2.7. Hummerfiskepladser fordelt på redskab i Danmark i 1900-1920 (Poulsen 1927), samt havvindmølleparker i Danmark i 2011.



Figur 2.8. Længdefordeling af sorthummer baseret på observationer fra IBTS i Nordsøen i 2009.

2.3.2 Muslinger

Habitat og fødetilgængelighed
Blåmuslinger er en sessil (fastsiddende), aktivt filtrerende organisme, som derfor er afhængig af fødepartikler i vandsøjlen for at opnå vækst. Tilførslen af føde afhænger af den vertikale opblanding af vandsøjlen, der påvirkes af strøm, bølger, vind og havbundens kompleksitet (f.eks. Dame 2012; Nielsen & Maar 2007). Fødetilgængeligheden er afgørende for hvilken muslingebiomasse, der kan opnås, men også prædation fra f.eks. søstjerner, krabber og fugle har betydning for biomassen (Laudien &Wahl 1999; Reusch & Chapman 1997; Faldborg et al.1994).

Blåmuslinger findes i flere forskellige typer af habitater og har en bred niche (Gosling 1992). Direkte viden om blåmuslingers produktivitet på stenrev er sparsom, men der er gennemført en række studier på både kunstige revstrukturer i form af vindmøllefundamenter (Maar et al. 2009), på klippekyster (Petraitis & Methratta 2006) samt på opdrætsliner som er liner, der hænger ned fra overfladen og dermed hænger frit i vandsøjlen (Garen et al. 2004). Muslingers vækst blev undersøgt på tre produktionstyper (direkte på havbunden, liner suspenderet i vandsøjlen og pæle i vandsøjlen) i Pertuis Breton, Frankrig (Garen et al. 2004). Væksten blev fulgt over ét år, og resultaterne viste, at muslinger opnåede en skaltilvækst på omkring 12,4 mm på liner, 8,4 mm på pæle og 5,9 mm på havbunden (Garen et al. 2004). I vækstperioden fra

februar til september var kødtilvæksten til sammenligning 1,18 g på liner, 0,68 g på pæle og 0,25 g på havbunden. Det vil sige, at skalvæksten var omkring dobbelt så høj på suspenderede liner sammenlignet med blåmuslinger på havbunden, mens kødtilvæksten var mere end fire gange så højt (Garen et al. 2004).

Fødetilgængeligheden for blåmuslinger er generelt relativ lav ved havbunden, da den vertikale opblanding ikke følger muslingernes filtrationskapacitet, og der derfor opstår lagdeling af vandsøjlen (Dolmer 2000a; Frechette & Bourget 1985), hvilket medfører fødebegrænsning for muslingerne. Tætte muslingbestande på havbunden udnytter på grund af fødebegrænsning derfor ofte ikke deres fulde fødeoptagspotentiale (Dolmer 2000b). I vandsøjlen er muslingerne ikke på samme måde fødebegrænset, da føden er tilgængelig kontinuerligt (Maar et al. 2009). Modelsimuleringer af biomassen af blåmuslinger på vindmøllefundamenter i Nysted Vindmøllepark viste, at biomassen af muslinger steg signifikant med øget højde over havbunden, og biomassen var 7-18 gange højere, når muslingerne var placeret tæt ved vandoverfladen på møllefundamentet til sammenligning med muslinger placeret på den omkringliggende havbund (Maar et al. 2009). Således blev der målt biomasser på 0,5-1,0 kg tørvægt m^{-2} nederst på møllefundamentet (vanddybde 7,3 meter) og op til 5-6 kg tørvægt m^{-2} øverst på fundamentet (vanddybde 1,0 m) (Maar et al. 2009). Muslinger, der vokser på gunstigt substrat, såsom vindmøllefundamenter, suspenderede liner eller pæle, kan således opnå mere end dobbelt så høj vækst som blåmuslinger, der vokser på selve havbunden (Maar et al. 2009; Garen et al 2004).

Kolonisering

Studier af kolonisering efter etablering af stenrev eller afrensning af eksisterende rev viser, at blåmuslingen er en af de arter, der er først til at kolonisere det nye habitat (Møhlenberg et al. 2008; Petraitis & Methratta 2006), og artens levevis betegnes som opportunistisk. Blåmuslinger vokser hurtigt og når kønsmodning indenfor 10-18 måneder. De har et planktotroft larvestadie, hvor muslingelarver er frit-svømmende i vandsøjlen i 3-4 uger (Lutz & Hidu 1979) og derfor har et stort spredningspotentiale. I de fleste produktionsområder kan der findes frit-svømmende larver fra april til oktober (Bayne 1976), med primær settling i forårsmånederne.

På grund af den bedre fødetilgængelighed for blåmuslinger længere oppe i vandsøjlen kan det forventes, at biomassen af muslinger vil være højere på substrat oppe i vandsøjlen end biomassen, der kan opnås på havbunden (Møhlenberg et al. 2008). Blåmuslinger danner biogene rev på lavt vand, der fungerer som habitat for en række associeret fauna (Koivisto & Westerbom 2010; Norling & Kautsky 2008). Andersson & Öhman (2010) beskrev etableringen af vindmøllefundamenter som værende positive for blandt andet tilstedeværelsen af sessile invertebrater, såsom blåmuslinger. Det undersøgte møllefundament, der var domineret af blåmuslinger, var syv år gammelt og blev sammenlignet med fundamentet på et fyr, der var 50 år gammelt, og som var domineret af rødalger og kolonier af polypdyr (hydroider). Dette antyder, at tid er

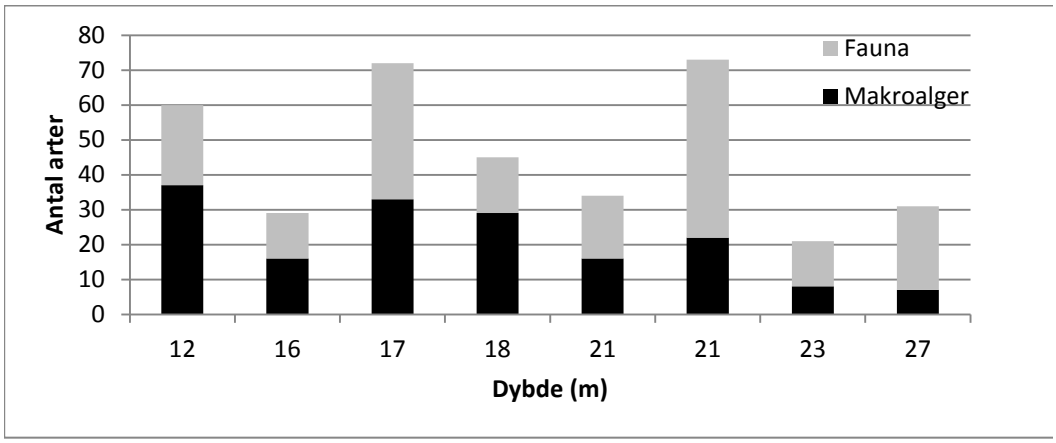
medbestemmende for hvilke samfund, der dominerer på hårdbundshabitater (Andersson & Öhman 2010). Udover at tiden kan ændre hvilke samfund (pga. succession af flora og fauna), der er dominerende på et stenrev, vil også tidspunktet for etableringen af revet være afgørende for, hvilke arter der først koloniserer revet. Uanset, vil revet i begyndelsen være domineret af opportunistiske arter. Fra produktion af blåmuslinger på liner i vandsøjlen ved man, at etableres liner til yngelopsamling for tidligt på året, er der risiko for, at de bliver bevokset af f.eks. hydroider og alger, inden muslingernes larver settler på linerne, men også efter settling af muslinger kan der komme påvækst af andre organismer (Fitridge et al. 2012). Dette vil forventeligt også gøre sig gældende på stenrev. Omfanget vil variere med tilstedeværelsen af forskellige arter og deres indbyrdes relation (pladskonkurrence, fødekonkurrence, prædation mv.) samt fødetilgængeligheden, etableringstidspunkt for stenrevet osv. på den enkelte lokalitet.

3. Biodiversitet

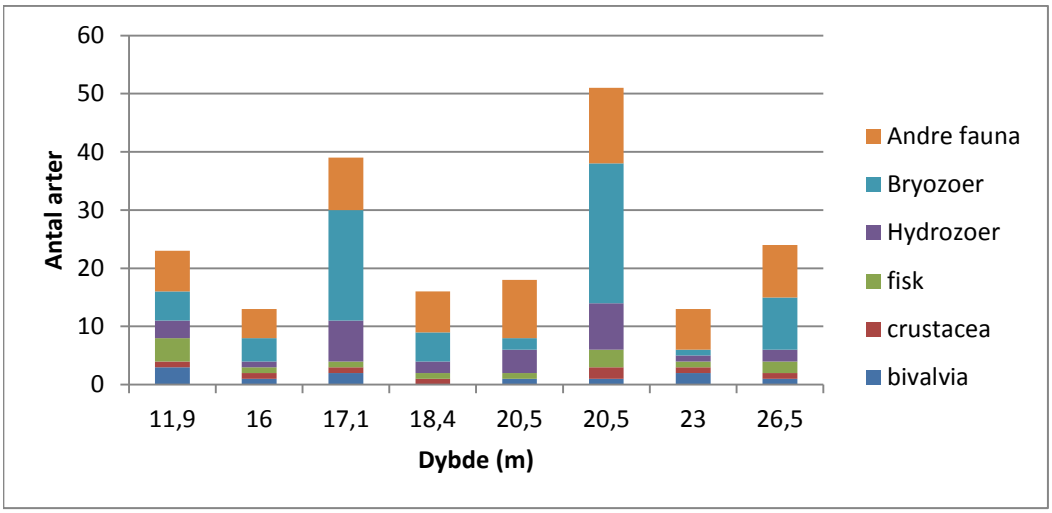
Stenrev er kendt for deres store artsrigdom og som biologisk meget produktive. Stenene danner hæftesteder for bunddyr og planter og skaber skjulesteder i form af hulrum og sprækker for mange organismer. Hulrum og sprækker vil ofte have lave lysintensiteter, og fastsiddende dyr vil derfor dominere stenenes overflader, uanset dybden af revet. Stenrev er karakteriseret ved høj fysisk kompleksitet og byder således på mange forskellige habitattyper. Specielt huledannende stenrev med høj kompleksitet er med sine mange små nicher (imellem og omkring stenene) kendetegnet ved at have stor artsdiversitet, være højproduktive og have en vigtig funktion som fourageringsområde for mange fiskearter og marine pattedyr. Stabilitet i tid og rum er et nøgleord for et velfungerende stenrev. Ændrede miljøforhold som resultat af menneskepåvirkning, invasive arter og klimaændringer kan bidrage til nedbrydning af et stenrev.

3.1 Makroalger på stenrev

Der findes kun enkelte økologiske undersøgelser af stenrev i Danmark. Lundsteen et al. (2008) undersøgte stenrev på otte lokaliteter midt i Kattegat varierende fra 12-26 m i dybde. De undersøgte stenrevslokaliteter var alle karakteriseret ved at have ≥ 75 % substratdækning af stabile sten. Som det ses i figur 3.1, blev der ved dykning og i laboratoriet identificeret mellem 7 og 29 makroalgearter og 13 og 39 bundfaunaarter på disse 8 stenrevslokaliteter. På figur 3.2 ses endvidere antal arter af forskellige grupper marin fauna, herunder fisk, der blev registreret enten via dykkerregistreringer eller i laboratoriet. Kvantitativ prøvetagning på hårdbund er kompliceret, og laboratorieundersøgelserne er meget tidskrævende. I denne undersøgelse blev dykkerundersøgelsen dels afbrudt ved en station, dels blev ikke alle prøver oparbejdet i laboratoriet. Tallene i figuren skal derfor ses som minimum estimater. Herudover vil der være dyr, som ikke bliver indsamlet, fordi de sidder fasthæftet på stenene eller lever mellem stenene eller undviger ved flugt.



Figur 3.1. Antal arter af makroalger og bundfauna registreret enten via dykkerregistreringer eller i laboratoriet. Da ikke alle laboratorieprøver blev oparbejdet, og dykningen ved 12 m-stationen blev afbrudt, skal estimatet af antal arter ses som et minimum (data fra Lundsteen et al. 2008).



Figur 3.2. Antal arter af forskellige grupper marin fauna, herunder fisk, registreret enten via dykkerobservationer eller i laboratoriet. Da ikke alle laboratorieprøver blev oparbejdet, og dykningen ved 12 m-stationen blev afbrudt, skal estimatet af antal arter ses som et minimum (data fra Lundsteen et al. 2008). Bryozoer=mosdyr, Hydrozoer=hydroider eller polypdyr, Crustacea=krebsdyr, Bivalvia=muslinger.

Makroalger, som består af grønalger, rødalger og brunalger vokser primært på stenrevene (Dahl et al. 2003). Lyset og dets gennemtrængelighed igennem vandsøjlen har stor betydning for, hvilke algeart man finder på de forskellige dybder. Der er dog stor variation i forekomst af brun- og rødalger mellem stenrev beliggende på samme

dybde. De store brune tangarter dominerer fra lavt vand og ned til omkring 15-16 m dyb (Dahl et al. 2007).

Stenrev på helt lavt vand samt havnemoler og andre kystnære konstruktioner er også begroet af makroalger og bunddyr. Rur, blåmuslinger og grønne makroalger forekommer hyppigt her. Når rur overtager et stenrev, ses ingen blåmuslinger eller grønne makroalger, og ligeledes ses rur og grønne makroalger sjældent når blåmuslinger dominerer i tætte bestande. Når den grønne makroalge *Ulva* er hyppig, ser man sjældent store mængder rur eller blåmuslinger. Små krebsdyr, som f.eks. tanglopper (=amphipoder) er ofte talrige på biogene rev dannet af blåmuslinger og hestemuslinger, hvor de er almindelige byttedyr for en række fiskearter.

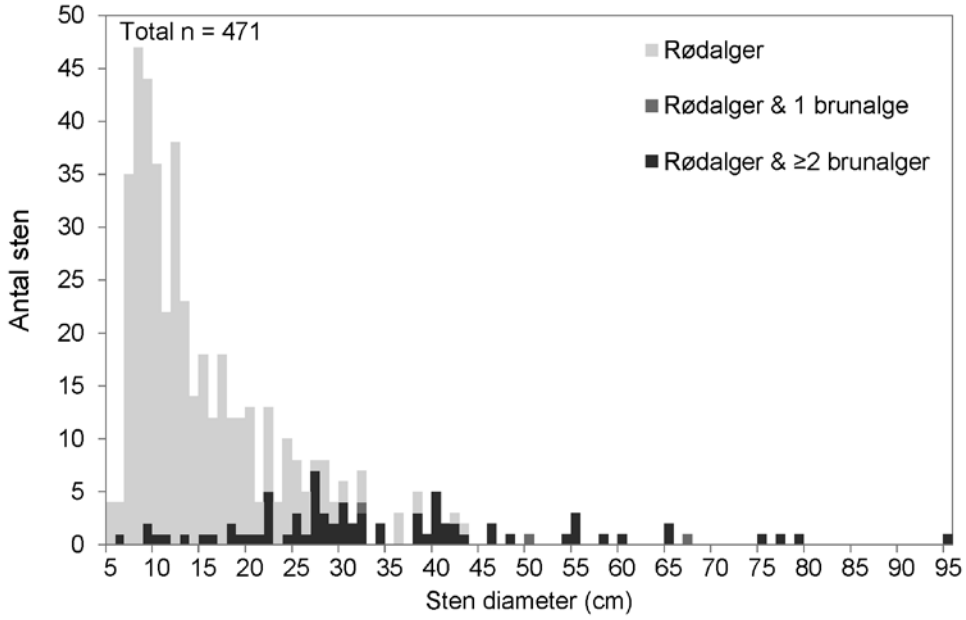
Trådformede og tynde, pladeformede grønalger eller rødalger har en effektiv optagelse af næringssalte og lys og har dermed også en effektiv vækst. Livsstrategien (opportunistisk) gør, at disse alger er hurtige til at kolonisere nye hårdbundssubstrater på lavt vand og har stor succes med at etablere nye populationer, hvilket giver god beskyttelse mod græsning. Til gengæld er de oftest enårige og dør hen efter en vækstsæson. Bladtangarter, såsom sukkertang og fingertang, er flerårige alger, der vokser med en slags stængel (stipes) på en bladplade, og som kaster (fælder) bladpladen af sig hvert år. Mange flerårige brun- og rødalger øger deres kulhydratindhold i 'stænglerne' i sensommeren for at kunne overvintre. Algerne vokser som regel langsomt og mange er tilpasset lave lysforhold og kan derfor overleve på dybere vand. En årlig nettoproduktion på 1.200-1.900 g C m^{-2} er rapporteret for disse bladtangarter (Lüning 1990), men produktionen for danske rev er ikke kendt. Algebiomassen på et stenrev med flerlaget vegetation blev målt til ~1.900 g askefri tørvægt m^{-2} hårdbund (Dahl et al. 2003).

Mange makroalger er oprette og har udviklet forskellige livsstrategier for at sikre sig optimal adgang til lys (f.eks. luftblærer på bladene). Andre typer alger anvender en anden strategi, nemlig at vokse på andre makroalger. Allerede ved 10-15 m dybde er mange arter af især de løvformede alger forsvundet, og der findes flere af de et-lagede, skorpeformede alger. Dybere end 15 m er der primært kun skorpeformede rød- og brunalger og få oprette rødalger tilbage. Betydning af algevegetation og tangskov for både det fysiske miljø og som levested for dyrene beskrives flere steder i øvrige afsnit i denne rapport.

Udover lys (og dybde), tilstrækkelig med næringssalte og strømforhold, har stenstørrelsen også betydning for, hvilke algearter der etablerer sig på stenrevene. I en dykkerundersøgelse gennemført på samme dybde ses en stigning i antal brunalger med stigende stenstørrelse (figur 3.3) (Dolmer et al. 2013). Forekomsten af søpindsvin har ligeledes betydning for dækning af makroalger på stenrev, idet de kan græsse en tangskov helt ned.

Hvorfor makroalger er vigtige i økologisk sammenhæng, er diskuteret under afsnit 5.2.

Ligesom for makroalger er der kun få undersøgelser af dyrelivet på stenrev i danske farvande, og de få undersøgelser, der er gennemført, er på rev i Kattegat og i Bælthavet. På stenrev findes der dyr, der enten har behov for fast substrat, er tilknyttet fast substrat



Figur 3.3. Forekomst af rødalger og brunalger i forhold til stendiameter på stenrev af samme dybde (4,5 – 8,5 m) i det sydlige Lillebælt. Figur udarbejdet af Grete E. Dinesen. Fra Dolmer et al. (2013).

men er fritlevende, eller som lever i den bløde bund mellem stenene og søger føde på eller mellem hårdbundssubstrater. Endvidere lever en række dyr tilknyttet algevegetationen, enten frit i tangskoven, hvoraf nogle græsser på algerne, eller fasthæftet på algerne, hvor de ernærer sig ved suspension. Stål et al. (2007) registrerede 127 arter på stenbund og kun 101 på blødbund (sand og silt). Ved de enkelte prøvetagninger blev der i gennemsnit registreret det dobbelte antal arter på blødbund i forhold til stenbund. Antal individer pr. m^2 samt biomassen varierede med dybden og var højest på helt lavt vand (0-3m) og lavest på 6-10 m.

3.2 Fiskesamfund på stenrev

Der findes ikke nyere danske sammenlignende undersøgelser af fiskesamfund på stenrev og blødbund eller glatbund. Stål et al. (2007) gennemførte en sådan analyse baseret på data fra 1998, 2003 og 2004. Her fandt de at antal fiskearter fanget i de to typer levesteder var ens, men det gennemsnitlige antal fisk og den gennemsnitlige

iomasse af fisk var signifikant højere på stenbund. Årstidsvariationen på de to bundtyper var ens, med højeste forekomster i juni.

3.3 Typer af stenrev

I et samarbejde med Aarhus Universitet og DTU Aqua har Naturstyrelsen udarbejdet et notat, hvor der er samlet gode råd om genopbygning ag stenrev (http://www.naturstyrelsen.dk/Nyheder/2013/Succes_med_stenrev.htm). I denne rapport er beskrevet forskellige typer af stenrev. Nomenklarturen for disse typer stenrev er bevaret og gengivet i det følgende, med modifikationer til selve beskrivelserne. I virkeligheden er der en glidende overgang mellem de forskellige typer, og beskrivelsen nedenfor skal kun ses som et overblik over mangfoldigheden.

Lavvandede stenrev med høj eksponering og meget lys
Tangskoven dominerer med få arter af brunalger med høj biomasse. Dybden strækker fra helt lavt vand og ned til ~6 m. Få arter af læbefiskfamilien samt juvenile og småfisk af andre familier dominerer på disse stenrev. Juvenile torsk findes ofte i disse områder og æder i det første leveår især vandlopper og yngel af tanglopper, kommakrebs, pungrejer, rejer og små havbørsteorme, og ved en kropslængde på >10 cm også kutlingeunger. I torskens andet leveår ændres føden til voksne tanglopper, tanglus (isopoder), pungrejer, og rejer, juvenile krabber samt en række mindre fisk, såsom hundestejler, småsild og ålekvabbeunger (Blegvad 1916). Vandrende stimer af voksne torsk (> 4 år) kan om efteråret ved daggry eller solnedgang ses i algebæltet, hvor de lever af krabber (store) og af småfisk (inkl. juvenile torsk), såvel som store ål, ålekvabber og ising.

Stenrev med moderat eksponering og gode-moderate lysforhold
Makroalgediversiteten er stor, og der er en flerlaget vegetation med en biomasse på omkring 1,9 kg askefri tørvægt m^{-2} hårdbund (Dahl et al. 2003). Denne revtype findes fortrinsvis mellem 4-15 m dybde. Læbefiskene dominerer her, men med flere arter end på de mere lavvandede og eksponerede stenrev. Det samme gælder kutlinger, hvor flere arter optræder (to-plettet-, sort-, og sand-kutling og på de dybere dele også glaskutling). Ål, torskefisk, ulke og havørred vil også typisk fouragere her.

Stenrev med ringe eksponering og lavt lysforhold
Vegetationen består af spredte alger og dominans af hårdbundsfauna, særligt af store bløddyr, krebsdyr og pighude. Fiskefaunaen domineres af større arter af læbefiskfamilien som f.eks. savgylt og berggylt, foruden hårhvarre, stenbider, voksne torskefisk, samt sand- og glaskutling. Havkat kan optræde på denne revtype, der findes på dybere vand.

Dybe stenrev med biogene revformationer
Her er der tale om rev der findes > 20 m dybde, og som ingen algebevoksning har, men som er dækket af hestemuslinger i mængder op til 3 kg m^{-2} (~278 individer m^{-2}) (Petersen 1913a, b). Her findes der eksempelvis store torsk, der forekommer i højt antal

på revet, hvor de især æder pighuder (Blegvad 1916). Disse biogene rev forekommer også på lavt vand (2-3 m) med algebevoksning i områder, hvor saliniteten er høj (>26-28 promille)

Stenrev med lav saltholdighed
Her dominerer blåmuslinger, fordi det lave saltindhold begrænser forekomst af søstjerner, som præderer på blåmuslinger. Fiskefauna er typisk artsfattig på grund af det lave saltindhold. Her findes især flere kutlingearter samt havkarusser, torsk, havørred og aborre.

Stenrev med mindre sten (grus-ral)
Disse stenrev findes typisk i områder med lav eksponering og på mellem-vanddybder, hvor der ikke er for stort lysniveau. Fiskearter er få og afhænger bl.a. af den vegetation og fastsiddende fauna, der kan vokse på disse småsten. Typisk finder man her torskefisk, kutlinger, tangspræl og ulke.

Stenrev med spredte sten
Her ses spredte forekomster af sten af forskellig størrelse på sand- og grus-bund. Disse områder byder på en høj variation af habitater, som kan resultere i en høj artsdiversitet af både makroalger, bunddyr og fisk. Især de sandede områder imellem stenene kan rumme fladfisk, som også fouragerer på bundfauna på stenene eller på de makroalger, der vokser på stenene.

4. Kystsikring

Behovet for kystsikring forventes at stige på grund af klimaforandringer, der forårsager højere vandstande og mere ekstreme vejrforhold. Der er udarbejdet en kystbeskyttelsesstrategi af Kystdirektoratet ”*en strategisk indsats for smukkere kyster*”, august 2011. Her er der fokus på kysterne med henblik på at sikre en koordineret udvikling af sikring af kysterne. Der er ønske om, at der tages hensyn til forskellige interesser, at der ikke kystbeskyttes for enhver pris, og at der vælges ’bløde’ løsninger frem for ’hårde’ for at optimere kystbeskyttelsen og gøre den langsigtet og tilpasset de naturlige omgivelser. Der afholdes konferencer og møder med inddragelse af interessenter med fokus på at koordinere de fysisk-tekniske parametre og de socio-økonomiske (naturmæssige, rekreative og økonomiske) parametre. De biologisk/økologiske parametre er stort set blevet ignoreret i denne proces. En økosystem-baseret tilgang eller systemtilgang skal indeholde alle parametrene tilsammen. Der findes kun få studier om effekten af kystsikring på kystbiologien og kystøkologien. Størsteparten af kystforandringer og kystsikringerne er sket uden forudgående undersøgelser af fauna og flora i det berørte og tilstødende havmiljø. Der er heller ikke lavet analyser af konsekvenserne for fiskesamfund i disse områder, som

netop ofte fungerer som opvækstområder og spisekammer for en række af de kommercielt vigtige fiskearter.

ICES (Det internationale havforskningsråd: www.ices.dk) har for nylig set på værdien af kystnære habitater for de kommercielle vigtige fiskearter (ICES 2012). Størsteparten (71 %) af de kommercielt vigtige arter anvender kystnære habitater på et tidspunkt i deres livscyklus, men for de fleste fiskearter er der ikke tilstrækkelig information til at kunne vurdere eller estimere, hvor vigtige kysthabitaterne er for rekruttering til fiskeriet. Der mangler information om, hvordan fisk udnytter kystnære habitater, især hårdbundshabitater og vegetationsområder. Der er således behov for at udvikle kvantitative metoder for at estimere kvaliteten og kvantiteten af habitater og deres betydning for fiskebestandene samt for rekruttering til fiskeriet.

Der findes på globalt plan kun få eksempler på etablering af undervands-rev med henblik på kystsikring, hvor man efterfølgende har fulgt op med monitering af effekterne. Et eksempel er et 1.260 m langt undervandsrev etableret ud for Floridas kyst for at beskytte mod stranderosion og mindske bølgeeffekten på en beskyttende mole (Dean 1997). Moniteringen var begrænset til de fysiske parametre og indeholdt ikke en biologisk/økologisk monitering. Revet var placeret på 3 m vanddybde og havde en frihøjde på ca 1,2 m. De enkelte enheder var 1,8 m høje, 3,7 m lange og 4,6 m brede. De var placeret på sandbund og sank efter de første 33 måneder i gennemsnit 0,84 m ned i sedimentet, især i forbindelse med en orkan. Et større antal, der blev sat ud efter orkanen, sank kun omkring 0,6 m ned. Reduktionen af bølge-effekten blev estimeret til mellem 5-15 %, men dette var ikke tilstrækkelig til at bremse erosionen. Frihøjden over revet mentes at være et vigtigt parameter for succes. Et andet vigtigt parameter var afstanden til kysten. Revet blev demonteret og genetableret på dybere vand, på 13 m som kunstig rev.

I Danmark er langt de fleste kystsikringsstrukturer placeret på land eller på grænsen mellem land og vand, med de dybeste dele af konstruktionen på kun 1-5 m vand. Såfremt der skabes et stenrev eller en nedsænket bølgebryder i Kattegat-området, vil disse blive koloniseret af makroalger, bunddyr og fisk. Så længe stenrevet ligger ≤ 10-15 m, vil makroalgerne være domineret af store brunalger, som savtang, forskellig arter af bladtang og skulpetang, som vokser hen over et tæt dække af tråd- og bladformede rødalger. De fasthæftede organismer vil primært være filtratorer, som blåmuslinger, mosdyr, søanemoner og havsvampe. De fritlevende dyr på stenene og den bløde bund mellem stenene udgøres af mange forskellige dyregrupper fra snegle, havbørsteorme og krebsdyr til fisk. Fiskesamfundet vil fordele sig mellem de mere eller mindre permanente arter tilhørende læbefiskfamilien (havkarusser, savgylter, berggylter) samt stenbider, som er tilknyttede stenrev igennem hele deres livscyklus, og andre arter, der bruger revet som fourageringsområde eller skjulested (kutlinger, små ørred og torsk) og kun findes periodisk på revet, enten på særlige tidspunkter af døgnet eller i særlige perioder af året. Ved konstruktion af bølgebrydere vil det være formålstjenligt at skabe

undervandsrev, således at der kan etableres fodfæste for makroalger. En fuldvoksen tangskov kan i sig selv være med til yderligere at dæmpe strøm og bølgeslag og dermed forstærke erosionsbeskyttelsen af kyststrækningen. Stablede sten eller en konstruktion (f.eks. af tetrapoder), der byder på mange forskellige hulrum og varierende habitater, vil være at foretrække, idet dette vil resultere i den største artsrigdom og sikre høj produktion. Det er vigtigt, at stenrevet er stabilt og kan modstå nedbrydning, er placeret på en bund, der kan bære det, og i et område hvor sedimentet ikke komprimeres eller tildækkes af sediment i løbet af få år. Tidspunktet for udlægning af et stenrev har også betydning for hvilke organismer, der koloniserer revet, og for den efterfølgende produktion. Et stenrev, der koloniseres med tætte forekomster af rur eller blåmuslinger, vil begrænsekolonisering af makroalger, som er med til at sikre en høj kompleksitet, diversitet og produktion.

5. Næringsstofomsætning, primær produktion og energioverførsel til sekundær produktion

Områder med høj kompleksitet spiller en stor rolle i næringsstofomsætningen indenfor et økosystem på grund af ændringer i turbulensen forårsaget af blåmuslingers eller makroalgernes forekomst eller reduktion af flowrater (Kovalenko et al. 2012). Et lavvandet rev koloniseres af enten alger, rur eller blåmuslinger (Petraitis & Methratta 2006) udover svampe, søanemoner og polypdyr. Produktion på stenrev varierer meget alt efter hvilket samfund, der etableres på stenrevet, dækningsgraden samt stenrevets dybde, form og kompleksitet (fladt grus- og stenlag eller huledannede rev) samt beliggenhed (lysforhold, saltindhold i vandet, nærhed til andre stenrev).

5.1 Eutrofiering

Næringsstoftilførsel fra land til kystnære farvande bidrager til en høj produktion af planktonalger og øget sedimentation af disse, når de dør. Øget produktion af planktonalger reducerer lysgennemtrængelighed i vandsøjlen og resulterer i en reduktion i udbredelse af ålegræs og makroalger på grund af skygning. Den øgede sedimentation øger mineralisering og biologisk omsætning i havbunden under forbrug af ilt, reducerer bufferkapaciteten i havbunden og resulterer i øget frekvens, varighed og udbredelse af iltsvind. Det vil sige, at en øget næringsstofkoncentration i kystnære havområder ændrer økosystemets trofiske struktur og funktioner. Fjernelse af sten reducerer fasthæftelsesmuligheder for makroalger og dermed egnede habitat for makroalger. Fjernelse af top-sten på stablede rev reducerer muligheden for etablering af makroalger på de dele af revet, som findes på dybder med tilstrækkelig lys for makroalgevækst, og reducerer ligeledes det egnede habitat for makroalger. Desuden fjerner det ikke-belyste overflader og derved fasthæftelsesmuligheder for en lang række fastsiddende, suspensionsernærende dyr, og dermed fjernes fødegrundlaget for andre

dyr. Fjernelse af top-sten fjerner desuden hulrum for større mobil bundfauna og fisk og dermed vigtige skjulemuligheder for disse. Øget produktion af planktonalger reducerer lysgennemtrængning i vandsøjlen og reducerer dermed den maksimale dybde for optimal vækst af makroalger. Dermed indskrænkes det egnede habitat for makroalger og tilhørende bundfauna og fisk.

5.2 Stenrev med makroalger

Flere undersøgelser har vist, at tangeskove har betydning for forekomst og tæthed af makrofauna. Christie et al. (2009) fandt op til 82.000 individer fordelt mellem i alt 238 arter af mobil bundfauna på en enkelt tangplante langs kysten i det centrale Norge. Mange af bunddyrene (f.eks. små krebsdyr og havsnegle) er vigtige fødeemner for fisk, især torskefisk (Nordenhaug et al. 2005).

Vigtigheden af disse tangskove for fisk blev demonstreret i et studie, hvor effekter af høst af tangskov ved Norges vestkyst blev undersøgt (Lorentsen et al. 2010). Antallet af torskefisk < 15 cm faldt med > 90% i det høstede område i forhold til et område, der ikke blev høstet, og med samme dækningsgrad af tangskov (> 50%). Efter et år var der også ~ 85 % færre torskefisk i det høstede område i forhold til det ikke-høstet områder med > 50 % dækning af tang (Lorentsen et al. 2010). Til gengæld var der ikke de store forskelle mellem høstede og ikke-høstede områder for større torskefisk, hvilket tyder på, at større torskefisk ikke er lige så afhængige af denne habitattype som de mindre torskefisk. At fravær af tangskov ikke havde indflydelse på forekomsten af større torskefisk, er en vigtig faktor i økosystemet, da de større torskefisk anses for at være vigtige rovdyr på søpindsvin, som til gengæld har stor betydning for udbredelsen af tangskov, idet de kan græsse en tangskov ned eller forhindre genetablering af tangskov (Sjøtun et al. 2006).

Interaktionen mellem hydrodynamikken, sediment-dynamikken og makroalger er kompleks. Hydrodynamikken og sediment-dynamikken har effekt på makroalgerne, men makroalgerne har også en effekt på de fysiske miljøforhold. Der findes ingen kvantitative studier af disse interaktioner i danske farvande. Vegetationsområder sænker strømhastigheden og bølgeenergien (Fonseca & Fisher 1986; Fonseca & Cahalan 1992; Koch 1996). Reduktion af bølge og strøm øger sedimentation inden for tangskove (Eleuterius 1975; Almasi et al. 1987) og sænker samtidig potentialet for resuspension af sedimentet (Fonseca & Cahalan 1992). Øgede sedimentionsrater og reducerede resuspensionsrater øger tilsammen lystilgængeligheden på havbunden og fremmer dermed vækst og reproduktion af makroalger. Højden af makroalger på stenbunden har også betydning for resuspensionen af sedimentet. Når makroalgerne optager hele vandsøjlen, vil strømmen effektivt sænkes og sedimentationen øges, hvorimod effekten er mindre, hvis vandhøjden er større (Madsen et al. 2001 og reference heri).

Ligesom planteplankton, optager makroalger næringsstoffer fra vandet. Biotilgængeligt kvælstof findes i forskellige former i havet, som eksempelvis nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-)

og ammonium (NH_4^+). Disse former for kvælstof optages af algerne for at danne aminosyrer og opbygge proteinmolekyler. Når planteplankton eller makroalger græsses af dyreplankton og bunddyr overføres organisk kvælstof videre op i fødekæden. Ammonium frigives igen til vandet, når organisk kvælstof metaboliseres af organismer.

I en rapport fra DHI (Møhlenberg et al. 2008) om stenrev som supplerende virkemiddel, blev der dels set på makroalgesamfunds betydning for nærings- og iltforhold i Limfjorden, dels gennemført en række modelscenarier, der kvantificerer effekter af genetablering af stenrev i Limfjorden. Den maksimale vækstrate for Sargassotang blev estimeret til 0,1 d^{-1} i juni måned og med en årlig middelvækstrate på 0,05 d^{-1}. Den maksimale vækstrate blev estimeret til at svare til en maksimal iltproduktion på 3,4 – 6,8 g O_2 $m^{-2}d^{-1}$. På baggrund af information om biomasser af tæt makroalgebevoksning, der vokser under optimale forhold, blev den maksimale bruttoproduktion estimeret til 25-36 g O_2 $m^{-2}d^{-1}$. Dette blev reduceret med en femtedel under den antagelse, at algesamfundet på stenrev på 6,5 m kun vil dække 20 % af stenrevet. Dvs. 5-7 g O_2 $m^{-2}d^{-1}$. Respiration blev sat til 15 %, som svarede til en nettoproduktion på 4-6 g O_2 $m^{-2}d^{-1}$. På baggrund af dette tal blev det estimeret, at et revareal på 2 km^2 i stille sommervejr vil give en reduktion i sedimentets N-flux på mellem 510 og 650 tons ved iltproduktion 0,5-1 m over bunden (høj makroalgevækst). Der er en række antagelser i beregningen vedr. hvilke plantearter, der vokser på stenene, og deres biomasse, dækningsgrad, lystilgængelighed og vækstrater. Især hvilke biomasser, der etablerer sig på stenene, kan være svær at forudsige. På baggrund af en monitering vil disse antagelser kunne dokumenteres og estimeres mere nøjagtigt. Reduktionen sammenlignes med en reduktion i tilførsel fra oplandet på mellem 800 og 1000 tons N. Dette skønnes ud fra, at den estimerede N-reduktionen på mellem 510 og 650 tons foregår om sommeren, hvor den forventes at have en langt større effekt, end hvis en tilsvarende reduktion skulle foregå hele året. Dette begrundes med, at ”*en betydelig del af det kvælstof, som tilføres i vinterhalvåret fra land,'skylles' ud af fjorden og 'tabes' til atmosfæren ved denitrifikation, og ikke direkte indbygges i primærproduktion*”. Tallene er derfor baseret på en række antagelser og den sidste fordobling på et skøn, som vil være vanskelig at eftervise.

De store mængder alger på stenrevene opsamler væsentlige mængder næringsstoffer, men algerne skal høstes, for at der netto vil blive fjernet næringsstoffer fra det marine miljø. Endvidere skal der ved etablering af stenrev med henblik på iltproduktion i havområder tages hensyn til, på baggrund af erfaring fra Blue Reef, at koloniseringsperioden for tangalger er 3-5 år og er afhængig af en række faktorer såsom eksponering og kolonisering af bundfauna.

5.3 Stenrev med blåmuslinger

Studier, der sammenligner blåmuslinger fra naturlige banker på havbunden med muslinger opdrættet på suspenderede anlæg, dokumenterer, at muslingerne på grund af den større fødetilgængelighed vokser hurtigere, hvilket resulterer i et højere kødindhold

relativt til skalvægten for suspenderede muslinger sammenlignet med naturlige muslinger på havbunden (ikke publicerede data). Da langt størstedelen af de næringssalte, muslingerne optager gennem føden, såsom kvælstof (N), fosfor (P) og kulstof (C), bliver bundet i kødet, vil de hurtigt-voksende muslinger derfor binde relativt mere N og P end de langsommere voksende muslinger på havbunden (Fødevareministeriet 2004). På den baggrund forventes muslinger, der vokser på stenrev, til sammenligning med muslinger, der vokser på havbunden, at have en bedre vækst og dermed større optag af næringssalte, idet muslingerne på rev generelt har større fødetilgængelighed. Omfanget af det større optag vil afhænge af lokale forhold såsom strøm og vind samt mængden af føde i vandet. På baggrund af en række antagelser om vægt af muslingers bløddele og deres indhold af C, N og P er det muligt at beregne størrelsesordenen af den fjernelse af næringssalte og kulstof, som produktion af blåmuslinger indebærer (tabel 5.1).

Det høje kødindhold relativt til skalvægten hos blåmuslinger, der vokser i vandsøjlen, resulterer i en fjernelse af mere end 50 % C, N og P end blåmuslinger, der vokser på havbunden, hvis muslingerne opfiskes.

Tabel 5.1. Ved produktion af 1 ton levende blåmuslinger fjernes følgende mængder (i kg) af organisk kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P) (Fra Fødevareministeriet 2004).

	Muslingekød				Skaller			
	$TV_{kød}$	***C***	**N**	**P**	**TV_{skal}**	**C**	**N**	**P**
Muslinger dyrket på langliner								
Estimat	90	39	8,5	0,5	173	5,7	1,7	0,1
Min.	60	19	4,2	0,4	154	5,1	1,5	0,1
Max.	150	65	16,5	0,9	192	6,3	1,9	0,1
Fiskede muslinger								
Estimat	50	22	4,7	0,3	173	5,7	1,7	0,1
Min.	35	11	2,5	0,2	154	5,1	1,5	0,1
Max.	70	35	7,7	0,4	192	6,3	1,9	0,1

6. Habitatbeskyttelse

Stenrev er blandt de marine naturtyper, der er omfattet af EU Habitatdirektivet fra 1992, og som indgår i udpegningsgrundlaget for marine habitatområder. Der er for nyligt afsluttet en kortlægning af stenrev i Natura 2000-områder i bl.a. Kattegat (Naturstyrelsen 2012), men der mangler fortsat en kortlægning af øvrige Natura 2000-områder samt af naturtyperne i de resterende ikke-beskyttede havområder (Lundsteen et

al. 2008), som udgør den største del af havområdet indenfor den danske EEZ (den nationale farvande inden for EU's eksklusive økonomiske zone).

6.1 Habitatnetværk og blå korridorer

I Habitatdirektivet beskrives vigtigheden af dannelse af et netværk af beskyttede områder. Netværksbegrebet indebærer, at der er en økologisk sammenhæng mellem områderne (Martin & Nilsson 2006; Fenberg et al. 2012). Dette kan være en række forskellige habitater, der giver muligheden for, at den enkelte organisme/art, der har behov for forskellige typer af habitater i løbet af sin livscyklus, kan bevæge sig passivt eller aktivt mellem disse habitater. For de fleste arter kan der være tale om to-vejs-udveksling mellem områder, men for nogle arter kan det være tale om en-vejs-udveksling mellem to områder, hvor det ene område fungerer som donorområde. Dette kan være forårsaget af naturlige forhindringer, som saltspringlaget, hvor organismer fra et stenrev, der ligger under springlaget, kan transporteres til et stenrev, der ligger ovenover springlaget, men ikke vice versa (Bendtsen et al. 2007 - figur 3.3). I modelsimuleringer blev det vist, at stenrev, der er placeret på lave dybder (< 15m i Kattegat) kan fungere som donorrev og være en del af en blå korridor, mens stenrev, der er placeret langt under springlaget, kun kan fungere som donorrev, men højst sandsynligt ikke indgår i en blå korridor pga. forhindring af udveksling af vandmasserne over og under springlaget. I dette eksempel har man ud fra modelsimuleringer vist, at Kims Top er potentielt donorrev for stenrev i både det nordlige og sydlige Kattegat, men ikke selv modtager fra de andre stenrev. Dette kan være gældende for nogle arter, men er højst sandsynlig ikke gældende for en lang række arter i danske farvande. I havet er langt de fleste arter frit gydende, og larverne transporteres over store afstande (10-1000 km). Det betyder at en bestand et sted ofte har oprindelse fra mange andre steder. Dette bidrager til en høj grad af udveksling af gener mellem enkeltpopulationer af en art og dermed til høj resiliens overfor f.eks. menneskelige påvirkninger. Derfor er anbefalingen om at sikre beskyttelse af netop dette revområde (Bendtsen et al. 2007) måske gældende for nogle få, helt særlige arter, men der skal egentlige feltstudier udover modelsimuleringer, for at belyse Kim Tops funktion i Kattegat.

Spredningskorridorer på land, hvorigennem dyr og planter kan flytte sig, medvirker til bevarelsen af en tilstrækkelig genetisk variation i de enkelte bestande eller til kolonisering af et nyt område. I modsætning til på land, hvor der er god dokumentation for værdien af disse spredningskorridorer, er værdien af de såkaldte blå korridorer i havområder ikke blevet tilstrækkelig dokumenteret (Martin & Nilsson, 2006). Imidlertid adskiller genetisk spredning på land sig væsentlig fra genetisk spredning af størstedelen af marine organismer pga. fri gydning og lange spredningsafstande af afkom. Kortlægning af disse korridorer er en vigtig brik i tilrettelæggelsen af forvaltningen af havområdet og i udpegningen af områder, der kræver særlig beskyttelse. Det kræver information om habitatbehov på forskellige stadier af en lang række marine arter, temperatur-afhængighed i driftfasen for larver af mange marine arter, gode modeller for

små-skala- og stor-skala-strømforhold samt hvilke arter er specielt sårbare/ truede. Nogle af disse informationer er allerede tilgængelige i dag, men der mangler også en del informationer.

Stenrev, som skal indgå i spredningsveje for organismer, skal etableres enten således at de befinder sig i 'nedstrøms-retning for de dominerende havstrømme i området af hensyn til organismer med pelagisk spredning. Dog er strømretninger i danske farvande drevet af overfladeudstrømning af fersk- og brakvand og indstrømning af højsalint vand, men topografien koblet med vindforholdene bidrager væsentlig til lokale ændringer/forhold. Desuden er en række bunddyrlarver i stand til at migrere vertikalt i vandsøjlen, hvilket påvirker i hvilken retning de transporteres. Afstanden mellem stenrevene spiller også en rolle for deres funktion som del af en blå korridor, idet afstanden mellem stenrevene ikke må være større, end at organismerne kan "vandre" mellem områderne, hvilket har at gøre med både vandringstiden og driftfasens varighed for larvestadierne af den enkelte art.

For voksne fisk er der lavet fem kategorier for de typiske migrationsafstande for fiskearter (Bergström et al. 2007, Palumbi 2004):

- Store pelagiske arter: > 200 km
- Små pelagiske arter: 50-200 km
- Større bund-levende (demersale) arter: < 100 km
- Stenrevs tilknyttede arter: ~10 km
- Meget stationære arter: ~1 km.

For juvenile fisk forventes rækkevidden at være lavere end for voksne fisk. Ud fra bl.a. genetiske studier tyder det på, at fiskelarver også har mindre spredningsafstande på generelt mellem 10 og 100 km (Palumbi 2004).

6.2 Trusler mod bevarelse af blå korridorer

6.2.1 Begrænsning i vandbevægelse

Da strømforhold kan påvirkes af menneskelig aktivitet såsom fysiske havkonstruktioner, udledning af kølevand, kystbeskyttelse eller konstruktioner og regulering af åløb, er kendskabet til vandbevægelsesmønstre meget vigtig for at kunne estimere potentielle forstyrrelser af migrationsruter eller ændringer i spredningsveje. De større klimatiske ændringer, såsom sæsonændring af vindretning, er ikke mulige at gøre noget ved, men mindre, lokale ændringer kan have indflydelse på spredningsveje for larver af bunddyr og fisk og dermed betydning for kolonisering eller den årlige rekruttering på stenrev. Menneskelige aktiviteter, som f.eks. intensivt fiskeri med bundslæbende redskaber, sand- og ralsugning m.m., kan ligeledes skabe direkte forhindringer for især aktiv vandring af organismer mellem stenrevslokaliteter. Fiskeri kan desuden skabe indirekte forhindringer for spredning af bunddyrlarver med korte

spredningsafstande, hvis lokale bestande af voksne decimeres eller forsvinder, og rekrutteringsgrundlaget for lokalområdet dermed forsvinder.

6.2.2 Habitatødelæggelse

Habitatfunktionen kan ændres, og habitatområder kan ødelægges eller indskrænkes. Stenfiskeri er et eksempel på en irreversibel habitatødelæggelse. Kystanlæg, hvor lavvandede områder ændres og tages i brug til rekreative eller turistmæssige aktiviteter, eller havneudbygning, er eksempler på irreversibelt habitatfjernelse. Her er det vigtig, at man sørger for, at der i et område findes et repræsentativt netværk af forskellige habitater, herunder også velfungerende stenrev. Ved stenrev er det vigtigt, at funktionen af stenrevet opretholdes. Der kan være tale om at bevare revstabiliteten, genetablere "højde" på revet, så revoverfladen kommer tættere på vandoverfladen og får mere lys, og der kan genetableres tangskov eller "huler", som sikrer, at der er variation i habitaten og gode skjulepladser for fisk. Kendskab til økosystemfunktion for dybere rev (> 15 m) er ikke særlig velbelyst, især deres betydning for voksne fisk.

6.2.3 Ændringer i habitatkvalitet

Stenrevene kan nedbrydes langsomt, som det er sket ved Læsø Trindel, hvor det tilbageværende rev (efter tidligere tiders stenfiskeri af de største top-sten) var blevet ustabilt. Eutrofiering kan også påvirke kvaliteten, idet øget kvælstoftilførsel kan øge produktionen af planteplankton, som så skygger for tangskoven og ændrer på makroalgesammensætningen. Den yderste konsekvens af eutrofiering er iltsvind, hvor dyrene på stenrevet dør. Anden forurening kan også have betydning for stenrevskvaliteten. Et oliespild fra et af de mange tankskibe, der sejler mellem Østersøen og Nordsøen, kan være tilstrækkeligt til at ødelægge et stenrevssamfund, der vil tage mange år at genetablere. Habitatkvaliteten af stenrev på lavt vand (< 15 m) kan også ændre sig markant, hvis vegetationen forsvinder eller ændres. Dette kan være forårsaget af græsning af søpindsvin, men kenskabet til sammenhængene mellem søpindsvin og algedækning i danske farvande er meget ringe.

Ligeledes har man meget lidt kendskab til bundfauna og fiskesamfund på danske stenrev på dybere vand (> 20 m) uden makrofytter. Her erstatter oprette, fasthæftede, buskformede dyr, som polypdyr og mosdyr, rødalgernes fysiske struktur, og algernes fravær giver plads til en lang række andre dyr, herunder f.eks. suspensionsernærende (søanemoner, muslinger, havbørsteorme, små krebsdyr, søpølser), græssere (søpindsvin, nøgensnegle) og rovdyr (store krebsdyr, konk), der er vigtige byttedyr for store torskefisk.

6.2.4 For højt fiskeritryk

Et for højt fiskeritryk kan resultere i en lille fiskebestand. Hvis den reducerede bestand samler sig på netop det mest fortrukne områder, som vist for torsk i Nordsøen, der blev

koncentreret omkring stenrev (MacCall 1990), kan det medføre en øget sårbarhed overfor overfiskeri.

I nogle tilfælde kan nedfiskning af bestemte arter føre til ændringer i økosystemet, dvs. trofiske kaskader. Et velkendt eksempel er overbegroning af alger på tropiske koralrev pga. lokal nedfiskning af græssende fiskearter. På vores breddegrader ses nogle steder en eksplosiv vækst af populationer af søpindsvin, som muligvis er forårsaget af nedfiskning af søpindsvinenes prædatorer (f.eks. torsk). Resultatet kan vise sig som en ekstrem græsning af søpindsvin på makroalger, som i værste fald efterlader blotlagte, nøgne sten på revene på lavt vand.

6.3 Trusler mod stenrev

6.3.1 Eutrofiering

En meget kendt trussel er eutrofiering, som bl.a. ændrer forholdet mellem planteplankton og makroalger, øger forekomsten af trådformede makroalger og sænker vandgennemsigtigheden. I løbet af sommeren eller sensommeren kan der forekomme længere perioder med lav iltindhold i vandet eller egentlig iltsvind, med død af bunddyr og fisk til følge. Da dyr ikke kan bevæge sig gennem iltfrie områder, kan sådanne områder danne barriere mellem habitater for migrerende arter. En sammenhæng mellem tilførslen af kvælstof i Kattegat og vegetationsdækket på de dybe rev i det centrale Kattegat tyder på, at stenrev i dybere vand, som ligger permanent under springlaget, kan påvirkes negativt af iltsvind (Dahl et al. 2003).

6.3.2 Forurening

Toxiner, olieforurening og anden forurening kan ødelægge et områdes funktion som opholdssted eller som del af et netværk for makroalger, bunddyr og fisk. Forureningen kan ændre et områdes biologisk diversitet da stofferne har forskellige effekt på forskellige arter af planter og dyr.

6.3.3 Fiskeri

Fiskeri med bundslæbende redskaber kan påvirke stenrevene ved at flytte rundt på stenene eller skrabe/afrive vegetation og bunddyr (f.eks. Dahl 2005). Fiskeri med bundslæbende redskaber reducerer kompleksiteten af havbundshabitater (Lindholm et al. 2000). En lav kompleksitet har betydning for overlevelsen af fisk. For eksempel har Lindholm et al. (2000) vist, at juvenile torsk havde det største overlevelsespotentiale i højkomplekse habitater og det laveste på bar bund (sandbund), idet det komplekse substrat giver bedre skjulmuligheder som omtalt i kapitel 2. Modelsimuleringer viste, at beskyttelse af stenrevsområder fra bundslæbende redskaber var det mest effektive for at fremme overlevelsen hos torsk (Lindholm et al. 2000).

I værste fald kan fiskeri med bundslæbende redskaber udjævne og sprede revenes sten ud på havbunden og i områder med blødbund (= mudder og sandblandet bund) kan sådanne spredte stenforekomster potentielt synke helt ned i sedimentet.

Passive redskaber, som f.eks. stående garn kan (både når de sættes, hales og når de står) ligeledes have en negativ påvirkning på især vegetationen på stenrev (ICES 2006; Shester & Micheli 2011).

6.3.4 Invasive arter

Nye arter introduceres danske farvande utilsigtet indslæbt via ballast vand fra tank skibe eller i form af en mere langsom udvikling, hvor de spredes til danske farvande fra omgivende vandområder (Dahl et al. 2003). Nye arter kan delvis eller helt udkonkurrere eksisterende arter. Der findes eksempler af både dyr og alger, der har etableret sig i danske farvande. Stillehavsøsters fra Nordamerika, butbladet Sargasso-tang og rødtot på stenrev i det nordlige Kattegat er nogle eksempler.

6.3.5 Klimaændringer

Med klimaændringer forventes højere vandstand og stærkere nedbør, som vil føre til øget afstrømning og lokal sænkning af saltindholdet i vandet. De varmere vande og de stærke storme forventes at ændre på hydrografien. Disse forhold vil have betydning for både artssammensætning og diversiteten af både plante- og dyresamfundet. Ændrede dybdeforhold vil påvirke makroalgernes sammensætning, og en varmere temperatur vil favoriserer de arter, der er tilpasset et varmere klima.

7. Vand- og habitatkvalitet (iltsvind og div.)

Etablering af stenrev eller kunstige rev med henblik på kolonisering af blåmuslinger har det potentiale at fremme vandkvaliteten, idet blåmuslinger er filtratorer som beskrevet i kapitel 2 (afsnit 2.3.2) og kapitel 5 (afsnit 5.3). Det kræver dog, at muslinger høstes for at få fuld udbyttet af muslingers filtrationsevne og evne til at optage kvælstof. Imidlertid kan muslinger igennem deres meget effektive filtrering af vandet for planteplankton være i stand til at kontrollere eller sænke planteplanktonproduktion og dermed sikre bedre lysforhold for makroalgerne (Lindberg & Relini 2000). Muslinger producerer fæces, som ligger på sedimentet, og næringssaltene derfor kan re-suspenderes i eksempelvis storme. I Østersøen blev det estimeret at den total årlig deponering af C, N og P blev øget med 10 % af blåmuslingebestanden, og at populationen bidrog til regenerering af hhv. 12 % og 22 % af N- og P-behov for den pelagiske primærproduktion.

Et stenrev kan have indflydelse på de fysiske forhold såsom strømme, sediment transport og turbulens og kan placeres, således at der dannes en lokal ”upwelling”. Er

revet placeret på dybder ved grænsefladen til iltfattigt bundlag, kan revets placering have indflydelse på ilttransport til bundvandet. Stenrev med tangskov lokaliseret i området med hyppig lagdeling af vandsøjlen og problemer med iltsvind, kan sandsynligvis tilføre bundvandet ilt på kritiske tidspunkter af sensommeren og herved mindske frigivelse af næringssalte fra bunden. Ved etablering af stenrev bindes kvælstof i den biomasse af makroalger og bunddyr, som opbygges på lokaliteten.

Makroalger på stenene producerer samtidig ilt til det omgivende vand, hvilket mindsker risikoen for iltsvind og skaber bedre livsbetingelser for bunddyr og fisk (Se også afsnit 5.2).

8. Rekreativt fiskeri på stenrev og omkringliggende område

Rekreativ anvendelse af kunstige rev er taget i brug i både USA og Australien (Seaman & Jensen 2000) for at fremme rekreativt fiskeri med line og krog eller undervands jagt med harpun. I Amerika er > 650 kunstige rev lagt ud i kystnære farvande med henblik på at fremme rekreativt fiskeri og dermed øge turismen i kystområderne. Der er ikke fundet studier af, hvordan disse kunstige rev fungerer, eller hvilken økonomisk værdi og værdiskabelse de har for kystområderne, ligesom der ikke er udarbejdet cost-benefit-analyser generelt.

Kystnære stenrev, der rager op over havoverfladen, er kendte blandt sportsfiskere. På billedet nedenfor (Fig. 8.1) ses en lystfisker med dagens ørredfangst, som udtaler: ”*Udover fiskeriet langs kanterne kan der vades og fiskes både på nord- og sydsiden af "revet". Specielt nordsiden er interessant, idet bunden her er dækket med store mængder blåmuslinger” (http://www.brakvand.com/index.php/fisk-pladser/randers-fjord/120-stenrevet).* Andre rev er også fremhævet på nettet som værende ”*Fremragende plads til ørredfiskeri*”.

Figur 8.1. Rekreativ anvendelse af stenrev der rager op over havoverfladen i Randers Fjord, Denmark. Fotos fra *http://www.brakvand.com/index.php/fisk-pladser/randers-fjord/120-stenrevet*.

På Bornholm tilbydes ture målrettet vrag eller stenrev efter ”trofætorsk”, som kan slå tidligere længderekorder for torsk fanget med line og krog (http://www.sportsfiskeribornholm.dk/side1.html).

Det Gule Rev ud for Hanstholm er et velkendt sportsfiskermål, og her kan sportsfiskerturister sikre sig gode fangster ved stenene og de vrag, der findes i området. På Gule Rev har fangsterne givet flere størrelsesrekorder af torsk, havkat, havtaske, lange og kulmule. Udover betaling for selve fisketuren og udstyr til fiskeriet bidrager sportsfiskerturister også til den lokale økonomi ved overnatning, restaurantbesøg og madindkøb samt til forlystelser og underholdning for den del af familien, som ikke deltager i sportsfiskeriet. Fiskeri på stenrev anvendes også i turbådsfiskeriet, idet det ofte giver gode fangster til turisterne/kunderne.

9. Betydning som rekreativt undervandslokalitet

I USA er der udlagt flere kunstige rev i kystnære farvande med henblik på at fremme sportsdykning og dermed øge turismen i kystområderne (Seaman & Jensen 2000). Endvidere er der udlagt koralrev med henblik på etablering af habitater for særlige arter, og for at kunne tiltrække dykketurismen. Dykkertur-selskaber har udlagt rev i både Bahamas og Hawaii. I Danmark har man enkelte steder skabt 'dykkermål' (f.eks. udlægning af stenrev i Limfjorden, ved sænkning af en fiskekutter ved Helsingør og en 'dykkersti' ved Amager Strand). Der er ikke fundet/lavet studier af, hvordan disse kunstige rev fungerer, af deres økonomiske værdi og værdiskabelse i kystområderne, og der er ikke udarbejdet egentlige cost-benefit-analyser.

Stenrev i danske farvande er, med deres artsrigdom, et yndet mål for især danske og tyske sportsdykkere, da de byder på spændende dykning med mange flere bunddyr og fisk i forhold til eksempelvis på den jævne bund, der udgøres af sand eller muddersediment. Derfor er vrag ofte også yndede dykkermål. I Blue Reef-projektet har man som et af formålene at etablere en dykkersti for at fremme dykketurismen i området og skabe mere opmærksomhed om stenrev i marine områder.

10. Oversigt over mulige effekter samt vidensbehov

Formålene med genetablering af stenrev kan være mange. Typisk er det øget biodiversitet, dykketurisme, virkemiddel for at modvirke kysterosion eller miljøforbedring og for at forbedre gyde og opvækstområder for fisk.

De biologiske effekter af et reetablere et stenrev er afhængige af stenrevets placering og størrelse, og hvordan og i hvilket omfang man genetablerer det. Placering af stenrevet er vigtig, bunden skal kunne bære revet, og revet må ikke sandes til. Generelt øges effekten med revets størrelse, mens diversiteten øges med revets heterogenitet og kompleksitet. Det skal i den forbindelse bemærkes, at forkert anlagte genetableringsprojekter også kan skabe miljøproblemer. Eksempelvis kan iltsvind blive forstærket, hvis et genetableret rev ligger under springlaget og i et område med allerede hyppige iltsvind.

For at sikre et succesfuld udfald af et givent genetableringsprojekt er det derfor vigtig, at man tidligt og før genetableringen foretages har gjort sig klart, hvilke formål man har med projektet. I følgende gennemgås nogle af de typiske formål og deres status:

Formål: øget biodiversitet
Der findes oplysninger om antal arter af makroalger og bundfauna på forskellige typer rev i Kattegat (Lundsteen et al. 2008 og kapitel 3 denne rapport), men ingen monitering af fisk på stenrev. Derfor er sammenhængen mellem fiskesammensætning og forskellige typer stenrev ukendt. Især vides ikke, hvilke fiskearter der tiltrækkes af de forskellige typer stenrev (relative flad ralbund, spredte sten, huledannende rev, stenstørrelsens betydning eller betydning af forekomst af makroalger osv.).

Der er fortaget kvantitative sammenlignende undersøgelser af fauna og flora på den bare bund i forhold til stenbund i danske farvande. Stål et al. (2007) gennemførte en sammenlignende undersøgelse ud for Sveriges vestkyst ud for Gullmars Fjord. Her registrerede de signifikant flest arter på stenbund i forhold til blødbund. Dette er nok den eneste dokumentation af en større artsrigdom og højere antal individer samt større biomasse pr. kvadratmeter på stenet bund. Antal individer samt biomassen varierede med dybden og var højest på helt lavt vand (0-3m) og lavest på 6-10 m. Undersøgelsen har kun dækket tre dybdeintervaller, 0-3 m, 3-6 m og 6-10 m.

Set på fiskearter alene, var der ingen forskel i diversitet (antal arter) mellem de to bundtyper (Stål et al. 2007). Antal fisk (individer) og biomassen var dog signifikant højere på stenbund. Årstidsvariationen i fiskeforekomsten på de to bundtyper var ens, med højeste forekomster i juni.

Den øgede biodiversitet er afhængig af hvilke makroalger og bundfauna, der koloniserer det genoprettede stenrev. Dette er så igen afhængig af dybde, lysforhold i området, koloniseringspotentiale (afstand fra donorområder for de forskellige organismer) og bølgeeksponering.

Formål: forbedre gyde og opvækstområder for fisk
Som omtalt i afsnit 2.2 er øget produktion afhængig af en kombination af bedre overlevelse og større vækst. Overlevelsen afhænger primært af skjulemuligheder, mens væksten primært afhænger af fødetilgængelighed. Hvis fisken lever et sted, hvor der er høj fødekoncentration og mange skjulesteder, er teorien, at den vil bruge mindre tid til at søge føde og dermed have en større chance for at overleve. Formålet ”at øge fiskeproduktion gennem at forbedre gyde- og opvækstbetingelser” har samfundsmæssigt størst betydning for arter, som er vigtige for det kommercielle eller rekreative fiskeri.

Dokumentation for betydning af øgede skjulemuligheder findes fra Stillehavskysten for kutlingearter (Steele 1999) samt for torsk i eksperimentelle forsøg (Gotceitas et al. 1995) og indirekte i et feltstudie i Norge, hvor man høstede tangskoven (Lorentsen et al. 2010). Om forholdene er de samme i danske farvande vides ikke og har ikke været undersøgt. Den kvantitative betydning kendes altså ikke. I et studie i Norge blev det observeret, at mængden af torsk< 15 cm faldt med > 90 % i et område, hvor man høstede tangskoven (Lorentsen et al. 2010). Det vides ikke, om dette skyldes dårligere

overlevelse, eller om torskene trak væk fra området pga. afledte effekter af høstning som mindre skjulemuligheder.

På baggrund af modelsimuleringer (Lindholm et al. 2000) blev der estimeret, at overlevelsen for juvenile torsk i Nordvestatlanten var 0,5 % til 19 % højere på beskyttede områder (områder lukkede for fiskeri, MPA), hvor 20 % af arealet bestod af hårdbund, sammenlignet med ikke beskyttede områder. Den bedre overlevelse i de lukkede områder blev estimeret til, at mængden af torsk kunne øges med 40 %, hvis 20 % af hele hårdbundsarealet blev beskyttet sammenlignet med ingen beskyttede hårdbundsområder.

Artsinteraktioner kan også have betydning for koloniseringen og overlevelsen af forskellige fiskearter. To af de dominerende arter på stenrev i danske farvande er torskefisk og læbefisk. Men da begge grupper kan udvise territorial adfærd, vides ikke, om der vil skabes dominans enten indenfor en art eller mellem arter. Relevante spørgsmål kan derfor være, om forekomst af større torsk vil forhindre småtorsk at kolonisere stenrevet? Eller om forekomst af læbefisk vil have betydning for kolonisering af torsk eller den størrelse torsk, der vil kolonisere stenrevet? Pérez-Matus & Shima (2010) observerede en klar sammenhæng mellem forekomst og diversitet af makroalger og forekomst af læbefisk. Dette tyder på, at genetablering af stenrev med det formål at øge torskefiskene kan have svært ved at nå målet, hvis genetableringen resulterer i en stor forekomst og diversitet af makroalger og deraf følgende høj koncentration af læbefisk, hvis der er en negativ interaktion mellem læbefisk og torskefisk. Disse indbyrdes biologiske forhold og sammenhænge kan således have stor betydning for udfaldet af et givent stenrevs genetablerings og bør studeres ved at se på forholdene på eksisterende stenrev i vores farvande.

Fiskenes vækst er primært afhængig af fødetilgængelighed. Der findes dokumentation for højere vækst på omkring 0,4 mm dag^{-1} hos torsk på stenbund end på sandbund, men den er højest i ålegræsområder (Tupper & Boutilier 1995). Omkring 20 % af den totale epifaunaproduktion formodes at blive overført til fiskebiomasse på stenrev på < 9 m (Taylor 1998). En tredobling af bundfauna biomasse på lavt vand, som blev observeret på 0-3 m sten bund i forhold til sandbund i østlig Kattegat (Stål et al. 2007), kan dermed betyde en potentiel tredobling af fiskebiomassen på lavvandet stenbund.

Formålet at øge fiskeproduktion er kompliceret og afhænger dels af fiskearten man gerne vil påvirke, artsinteraktioner, den øvrige produktion, som afhænger af, hvilken kolonisering der finder sted, og muligheder for skjul. Betingelser for kolonisering er det samme som for *formål biodiversitet* omtalt foroven.

Formål: kystsikring
Er der tale om kystnære lavvandede stenrev under 3 meters dybde, vil et rev med det formål at sikre kysten have en afledt effekt ved at øge biodiversiteten og produktionen i nærområdet (se under *formål biodiversitet* og *formål forbedre gyde og opvækstområder*

for fisk ovenfor). Lavvandede kystnære stenrev er dem, hvor det er mest sandsynligt, at der vokser de store makroalger, som har en yderligere effekt på de fysiske miljøforhold, idet de sænker strømhastigheder og bølgeenergien (Fonseca & Fisher 1986; Koch 1996). Det er også på de lavvandede stenrev, at der blev observeret størst artsrigdom, størst antal individer og højeste biomasse. Dog skal det sikres, at revet er stabilt, at bunden kan bære det, at det ikke tilsandes, og at stenene kan modstå bølgeslagene, samt at det har den kysterosionsdæmpende effekt, der er tilsigtet. Endvidere skal revet ikke skabe nye erosionsproblemer andre steder langs kysten. Dette afhænger af de lokale hydrologiske forhold, såsom strøm, sedimenttransport, eksponering, bølgehøjde osv. Vidensgrundlaget for sidstnævnte processer (de fysiske) er utilstrækkeligt for notatets forfattere og er derfor ikke behandlet videre.

Formål: miljøforbedring
Dette formål er beskrevet af Møhlenberg et al. (2008) og omtalt i afsnit 5.1 *Eutrofiering*. Et stenrev i den belyste zone vil have en stor biomasse af makroalger. Disse makroalger vil i deres fotosyntese producere ilt, som vil betyde, at bundvandet får højere koncentration af ilt. En højere iltkoncentration forventes at have den afledte lokale effekt at bevare iltrige forhold lige over bunden og dermed forhindre frigørelse af næringsstoffer, som sker i forbindelse med iltfrie forhold ved sedimentoverfladen. Et stenrev med tilhørende makroalger vil derfor ikke binde mere af det kvælstof, der årligt udledes, udover det der optages ved opbygning af algerne, men kan forhindre eller formindske frigivelsen af næringsstoffer fra sedimentet og muligvis tilføre ilt til nedbrydning af organisk stof på bunden. I tilfælde af større, længerevarende iltsvindshændelser vil makroalgerne på stenrevet dø, og de selv blive nedbrudt og derfor forbruge ilt, som kan skabe eller forværre en iltsvindshændelse. Hvor længe makroalger kan overleve under iltfrie forhold, vides ikke.

På baggrund af erfaringer med koloniseringstiden på Blue Reef tager det 3-5 år for makroalger at etablere sig afhængigt af en række faktorer som eksponeringsgrad og kolonisering af bundfauna, som kan forhindre eller sinke kolonisering i første omgang af makroalger.

En metode, der er implementeret i Japan, men ikke i Europa, er at skabe lokale ”upwelling”, dvs. at man ved at placere en skarp lodret genstand på bunden, tvinger bundvandet til at stige mod overfladen. Denne opadgående transport af vand bringer næringssalt fra bunden til overfladen og modvirker lagdeling af vandet lokalt. Produktionen er oftest høj ved sådanne upwelling-områder, og det kan give grundlag for større lokal biologisk produktion. Hvorvidt dette formål kunne have en gavnlig virkning i næringsrige, lavvandede, eller dybereliggende områder vides ikke.

Formål: rekreativ
Et andet formål kan være at fremme rekreativt fiskeri eller dykketurismen kystnært. Her vil revene udformes, således at der opnås størst mulig biodiversitet især af fisk og

skaldyr. Fordi der ikke findes information om type af rev i relation til fiskeforekomster, vil det være svært med den nuværende viden at udforme disse rev optimalt. Derfor vil viden om nuværende revs udformning, kompleksitet og fiskesamfund være et vigtigt værktøj til fremtidig planlægning og udformning af nye stenrev.

Her vil det anbefales at der skabes faste forankringsforanstaltninger for at forhindre erosion af stenrevet, når skibe skal ankre i området.

11. Undersøgelse af nyligt etablerede eller planlagt udlægning af stenrev

Blue Reef er det første kendte genetablerede stenrev i danske farvande. Information om Blue Reef-projektet findes på www.bluereef.dk. Det blev finansieret af EU LIFE i et samarbejdsprojekt mellem Naturstyrelsen, Aarhus Universitet og DTU Aqua. I dette projekt blev Læsø Trindel, beliggende nord-øst for Læsø, mål for genopretning af et lav-vandet huledannende rev samt stabilisering af det eksisterende rev. Der blev gennemført en biologisk undersøgelse (makroalger, bunddyr og fisk) inden udlægning af revet i 2008. Undersøgelsen blev gentaget 4 år efter udlægningen. Resultaterne blev præsenteret på en international konference i marts 2012 og er ved at blive færdigbearbejdet i en projektrapport samt flere artikler.

Als Stenrev blev etableret på Middelgrund i Sønderborg Bugt i oktober 2012. Information om dette rev findes på http://www.alsstenrev.dk. Formålet var at gendanne huledannende stenrev for at skabe yngel og opvækstområder for fisk og bunddyr, forbedre miljøforholdene lokalt samt fremme turismen i området. Der foretages lidt monitering af fiskesamfundet i samarbejde med lokale fritidsfiskere.

Der er nyligt etableret et stenrev af Hyllingebjerg-Liseleje Kystbeskyttelseslag. Formålet har været at kombinere kystsikring med et biologisk rev til fordel for den lokale biodiversitet og at give ekstra muligheder for lystfiskeri. Indvielsen foregår den 9. juni 2013.

Der er planer/ønsker om etablering af stenrev i Limfjorden med henblik på at forbedre miljøet lokalt i fjorden. Der arbejdes på en projektansøgning.

Der har tidligere været udlagt 50 kubikmeter sten i Limfjorden af Aalborg Svømmeklubs sportsdykkerafdeling. Stenrevet blev lagt på sandfladen Dynen vest for Aalborg. Formålet var at etablere et dykkemål for dykkersporten og samtidig levesteder for hummer. Det var hensigten at fotografere stenrevet hver måned for at følge udviklingen. Revet skæbne kendes ikke, men der har været telefonisk kontakt til dykkerklubben på et tidspunkt, nogle år efter udlægningen, hvor det blev meddelt at revet var sunket helt eller delvist ned i den bløde bund (J. Støttrup).

Naturstyrelsen har i samarbejde med Aarhus Universitet og DTU Aqua udarbejdet en ”Code of Conduct” for genetablering af stenrev i danske farvande.

12. Referencer

Andersson, M.H, Ôhman, M.C. 2010. Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. Marine and Freshwater Research 61, 642-650.

Almasi, M. N., C. M. Hoskin, J. K. Reed & J. Milo, 1987. Effects of natural and artificial *Thalassia* on rates of sedimentation. J. Sedim. Petrol. 57, 901–906.

Bayne, B.L. (ed) 1976. Marine mussels: their ecology and physiology. International Biological programme 10. Cambridge university press. pp. 411. ISBN 0 521 21058 5

Bendtsen, J., Söderkvist, J., Dahl, K., Hansen, J.L.S., Reker, J. 2007. Model simulations of blue corridors in the Balic Sea. BALANCE Interim Report No. 9. 25pp.

Bergström, L., Korpinen, S., Bertström, U., Andersson, Å. 2007. Essential fish habitats and fish migration patterns in the Northern Baltic Sea. BALANCE Interim Report No. 29. 33pp.

Bertoncini, A.A., Machado, L.F., Barreiros, J.P., Hostim-Silva, M., Verani, J.R. 2010. Rocky reef fish community structure in two Azorean islands (Portugal) central North Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 90(7), 1353–1362.

Beyer, J.E., Pedersen, M.F., Wieland, K., Andersen, N.G. (eds.) 2011. Optimization of fisheries resource exploitation in the Skagerrak (Oskar). DTU Aqua Report No. 239-2011. 218pp.

Blegvad H. 1916. Om fiskenes føde i de danske farvande inden for Skagen. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station XXIV: 17-72.

Bohnsack, J.A. 1989. Are High-Densities of Fishes at Artificial Reefs the Result of Habitat Limitation or Behavioral Preference. Bull. Mar. Sci. 44, 631-645.

Choat, J.H., Ayling, A.M. 1987. The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 110, 257-284.

Christie, H., Norderhaug, K.M., Fredriksen, S., 2009. Macrophytes as habitat for fauna. Marine Ecology Progress Series 396, 221–233.

Dahl, K. 2005. Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Faglig rapport fra DMU, nr. 526.

Dahl, K., Lundsteen, S., Helmig, S. 2003. Stenrev, Havbundens oaser, Gads Forlag

Dahl, K., Leth, J.O., Al-Hamdani, Z., Carstensen, J., Lundsteen, S., Anthony, D. 2007. Mapping marine habitats in Kattegat. BALANCE Interim Report No. 21. 55pp.

Dahl, K., Stenberg, C.S., Støttrup, J.G. 2013. Vejledende retningslinier for naturgenopretning af stenrev i Danmark. Rapport for Naturstyrelsen. Under udarbejdelse.

Dame, R.F. (ed) 2012. Ecology of Marine Bivalves: An Ecosystem Approach 2nd ed. CRC Press 271pp. ISBN978- 1-4398-3909-6

Dean, R.G., Chen, R., Browder, A.E. 1997. Full scale monitoring study of a submerged breakwater, Palm Beach, Florida, USA. Coastal Engineering 29, 291-315.

Dolmer, P. 2000a. Algal concentration profiles above mussel beds. J Sea Res. 43, 113-119.

Dolmer, P. 2000b. Feeding activity of mussel *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. J. Sea Res. 44, 221-231.

Dolmer P (ed) 2013. Fiskeriforvaltning i Natura 2000 områder. DTU Aqua rapport, 160 pp. (den er i prep. et par uger endnu).

Edgar, G.J. 1990. The use of the size structure of benthic macrofaunal communities to estimate faunal biomass and secondary production. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 137, 195-214.

Eleuterius, L. N., 1975. Submergent vegetation for bottom stabilization. Estuar. Res. 2, 439–456.

Faldborg, K., Jensen, K.T., Maagaard, L. 1994. Dynamics, growth, secondary production and elimination by waterfowl of an intertidal population of *Mytilus edulis* l. Ophelia 187-200.

Fenberg, P.B., Caselle, J.E., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S.D., Antonio García-Charton, J., Gonçalves, E.J., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S.R., Jones, P.J.S., Lester, S.E., McAllen, R., Moland, E., Planes, S. & Sørensen, T.K. 2012. The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. Marine Policy 36(5), 1012-1021.

Fonseca, M.S., Fisher, J.S. 1986. A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29, 15–22.

Fonseca, M.S., Cahalan, J.A. 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. Estuar. Coast. Shelf Sci. 35, 565–576.

Fréchette, M., Bourget, E. 1985. Food-limited growth of *Mytilus edulis* L. in relation to the benthic boundary layer. Can J. Fish. Aquat. Sci. 42, 1166-1170.

Fitridge, I., Dempster, T., Guenther, J., de Nys, R. 2012. The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. Biofouling 28, 649-669.

Fødevareministeriet, 2004. Muslingeudvalget. Rapport II. Beskrivende afsnit samt bilag.

Garen, P., Robert, S., Bougrier, S. 2004. Comparison of growth of mussel, *Mytilus edulis*, on longline, pole and bottom culture sites in the Pertuis Breton, France. Aquaculture 232, 511-524

Gosling, E. (ed) 1992. The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier, Amsterdam, p 128

Gotceitas, V., Fraser, S., Brown, J.A., 1995. Habitat use by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the presence of an actively foraging and nonforaging predator. Marine Biology 123, 421-430.

Gregory, R.S., Anderson, J.T. 1997. Substrate selection and use of protective cover by juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* in inshore waters of Newfoundland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 146, 9–20.

ICES. 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 5 12 April 2006 , ICES Headquarters, Copenhagen. ACE:05. 174 pp.

ICES. 2012 Report of the Working Group on the value of Coastal Habitats for Exploited Species. ICES Headquarters, Copenhagen, 2012.

Jones, G.P. 1988. Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: A review-.New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 22:3, 445-462.

Jørstad, K.E., van der Meeren, T., Paulsen, O.I., Thomsen, T., Thorsen, A., Svåsand, T. 2008. "Escapes" of Eggs from Farmed Cod Spawning in Net Pens: Recruitment to Wild Stocks. Reviews in Fisheries Science 16:1, 285-295.

Koch, E.W. 1996. Hydrodynamics of a shallow *Thalassia testudinum* bed in Florida, U.S.A. In Kuo, J., R.C. Phillips, D.I.Walker & H. Kirkman (eds), Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop: 105–109.

Koivisto, M.E., Westerbom, M. 2010. Habitat structure and complexity as determinants of biodivertity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. Mar. Biol. 157, 1463-1474.

Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M., Warfe, D.M. 2012.Habitat complexity: approaches and future directions. Hydrobiologia 685, 1-17.

Krog, K. 1997. Det danske vragfiskeri. I: Støttrup, J.G., Stokholm, H. (eds). Kunstige rev. review om formal, anvendelse og potentiale. DFU-rapport nr. 42a, Bilag C.

Laudien, J., Wahl, M. 1999. Indirect effects of epibiosis on host mortality: seastar predation on differently fouled mussels. Mar. Ecol. 20, 35-47.

Leonhard, S.B., Pedersen, J. 2006. Benthic Communities at Horns Rev Before, During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Bio/consult

Levin, P.S., Hay, M.E. 2002. Fish-seaweed association on temperate reefs: do small-scale experiments predict large-scale patterns? Mar. Ecol. Prog. Ser. 232, 239–246.

Lindberg, W.J., Relini, G. 2000. Integrating evaluation into reef project planning. In: Seaman, W. Jr. (ed) Artificial reef evaluation. With application to natural marine habitats. CRC Presss, USA, 195-236.

Lindholm, J.B., Auster, P.J., Ruth, M., Kaufman, L. 2000. Modeling the effects of fishing and implications for the design of Marine Protected Areas: Juvenile fish responses to variations in seafloor habitat. Conservation Biology 15(2), 424-437.

Lorentsen, S-H., Sjøtun, K., Grémillet, D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. Biological Conservation 143, 2054-2062.

Lundsteen, S., Dahl, K., Tendal, O.S. 2008. Biodiversity on boulder reefs in central Kattegat. BALANCE Interim Report No. 15. 25pp.

Lutz, R.A., Hidu, H. 1979. Hinge morphogenesis in the shell of larval and early post-larval mussels (*Mytilus edulis*-L and *Modiolus Modiolus* (L)). J. Mar. Biol. Assoc. UK 59 (1), 111-121.

Lüning, K. 1990. (Ed). Seaweeds. Their environment, biogeography, and ecophysiology. Wiley, New York.

Maar, M., Bolding, K., Petersen, J.K., Hansen, J.L.S., Timmermann, K. 2009. Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. J. Sea Res. 62, 159-174.

MacCall, A.D. 1990. Dynamic Geography of Marine Populations. University of Washington Press, 163 pp.

Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W., Westlake, D.F. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. Hydrobiologia 444, 71-84.

Martin, G., Nilsson, P. 2006. A practical guide on Blue Corridors. BALANCE Interim Report nr. 18. 33pp.

Mikkelsen, L., Mouritsen, K.N., Dahl, K..,Teilmann, J., Tougaard, J. Re-established stony reef attracts harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Accepted MEPS.

Miller, R.J., Mann, K.H., Scarratt, D.J. 1971. Production Potential of a Seaweed–Lobster Community in Eastern Canada. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28,1733-1738.

Moland, E., Olsen, E.M., Knutsen, H., Garrigou, P., Espeland, S.H., Kleiven, A.R., André, C., Knutsen, J.A. 2013. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before-after control-impact study. Proc. R. Soc. B. 280, 2012.2679.

Möhlenberg, F., Andersen, J.H., Murray, C., Christensen, P.B., 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 2012. Marin råstof- og naturtypekortlægning i Kattegat og vestlige Østersø 2011. pp.433. http://www2.naturstyrelsen.dk/habitatkortlaegning/

Nielsen, T.G., Maar, M. 2007. Effects of a blue mussel *Mytilus edulis* bed on vertical distribution and consumption of the pelagic food web. Mar. Ecol. Prog. Ser. 339, 185-198.

Norderhaug, K.M., Christie, H., Fosså, J.H., Fredriksen, S., 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85, 1279–1286.

Norling, P., Kautsky, N. 2008. Patches of the mussel Mytilus sp. Are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. Aquat. Biol. 4, 75-87.

Palumbi, S.R. 2004. Marine reserves and ocean neighbourhoods: The spatial scale of marine populations and their management. Annual Review of Environment and Resources 29, 31-68.

Pérez-Matus, A., Shima, J.S. 2010. Disentangling the effects of marcoalgae on the abundance of temperate reef fishes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 388, 1-10.

Petersen, C.G.J. 1913a. Havets bonitering II. Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. Fra Den danske biologiske Station XXI, 1-42.

Petersen, C.G.J. 1913b. Boniteringslister. Tillæg til Fra Den danske biologiske Station XXI, 1-66.

Petraitis, P.S., Methratta, E.T. 2006. Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 338, 222-232.

Poulsen, E. 1927. Om Hummeren og Hummerfiskeriet i de danske farvande. Skr Danm Fisk - og Havunders 10, 1-41.

Reubens, J.T., Degraer, S., Vincx, M. 2011. Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. Fish Res 108, 223-227.

Reusch, T.B.H., Chapman, A.R.O. 1997. Persistence and space occupancy by subtidal blue mussel patches. Ecol. Monogr. 67, 65-87.

Seaman, W. Jr., Jensen, A.C. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: Seaman, W. Jr. (ed) Artificial reef evaluation. With application to natural marine habitats. CRC Presss, USA, 1-20.

Shester, G.G. & Micheli, F. 2011. Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. Biological Conservation 144, 1673–1681

Sjøtun, K., Christie, H., Fosså, J.H. 2006. The combined effect of canopy shading and sea urchin grazing on recruitment in kelp forest (*Laminaria hyperborea*). Marine Biology Research 2, 24–32.

Stenberg, C., van Deurs, M., Berg, C.W. Dinesen, G.E., Mosegaard, H., Leonhard, S.B., Grome, T.M., Støttrup, J.G. Long term effects on different fish communities from an offshore wind farm in the North Sea. (Indsendt til Mar. Ecol.Prog. Ser.).

Stål, J., Pihl, L., Wennhage, H. 2007. Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. Estuarine, Coastal and Shelf Science 71, 593-607.

Steele, M.A. 1999. Effects of shelter and predators on reef fishes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 233, 65–79.

Taylor, R.B. 1998. Density, biomass and productivity of animals in four subtidal rocky reef habitats: the importance of small mobile invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 172, 37-51.

Tupper, M., Boutilier, R.G. 1995. Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52, 1834-1841.

van Deurs, M., Grome, T.M., Kaspersen, M., Jensen, H., Stenberg, C., Sørensen, T.K., Støttrup, J., Warnar, T., Mosegaard, H. 2012. Short-term and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. Marine Ecology Progress Series 458,169-180.

Vinther, M., Eero, M. 2013. Quantifying relative fishing impact on fish populations based on spatio-temporal overlap of fishing effort and stock density. ICES J. Mar. Sci. doi: 10.1093/icesjms/fst001.

Wieland, K., Pedersen, E.M.F., Olesen, H.J., Beyer, J.E. 2009. Effect of bottom type on catch rates of North Sea cod (*Gadus morhua*) in surveys with commercial fishing vessels. Fisheries Research 96, 244–251.

Wieland, K., Pedersen, E.M.F., Olesen, H.J., Karlsen, J.D., Andersen, N.G., Beyer, J.E. 2010. Spatially-explicit management method for North Sea cod – a Danish fishermen-science collaboration (REX). REX III report FERV, June 2010.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Ohman, M.C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. ICES J. Mar. Sci. 63,775-784.

Kolofon

Stenrev
Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder
Josianne G. Støttrup, Claus Stenberg, Grete E. Dinesen, Helle Torp Christensen og Kai Wieland

2013
DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 266-2013
ISBN 978-87-7481-174-9
ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk
Forsidefoto: Karsten Dahl, DCE - Aarhus Universitet

Reference: Støttrup, J. G., Stenberg, C., Dinesen, G. E., Christensen, H. T. & Wieland, K. Stenrev. Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. DTU Aqua-rapport nr. 266-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 57 pp.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis instituttets.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc. The views and conclusions are not necessarily those of the Institute.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Tlf: 35 88 33 00

aqua@aqua.dtu.dk
www.aqua.dtu.dk