

Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden

Fagligt grundlag for en forvaltningsplan



DTU Aqua-rapport nr. 308-2016

Af Jens Kjerulf Petersen, Henrik Gislason,
Isla Fitridge, Camille Saurel, Henrik Degel
og Carsten Fomsgaard Nielsen

Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden

Fagligt grundlag for en forvaltningsplan

Jens Kjerulf Petersen, Henrik Gislason, Isla Fitridge, Camille Saurel,
Henrik Degel og Carsten Fomsgaard Nielsen

DTU Aqua-rapport nr. 308-2016

Den Europæiske Fiskerifond:
Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur

Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri



Den
Europæiske
Fiskerifond



Kolofon

Titel	Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan
Forfattere	Jens Kjerulf Petersen, Henrik Gislason, Isla Fitridge, Camille Saurel, Henrik Degel og Carsten Fomsgaard Nielsen
DTU Aqua-rapport nr.	308-2016
År	Januar 2016
Reference	Petersen J. K., Gislason H, Fitridge I, Saurel C, Degel H & Nielsen C. F. Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan. DTU Aqua-rapport nr. 308-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 35 pp.
Udgivet af	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing, skaldyrcenter@aqua.dtu.dk , www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk/
Download	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN	1395-8216
ISBN	978-87-7481-219-7

Forord

Denne rapport er blevet til som et samarbejde mellem DTU Aqua og Foreningen MuslingeErhvervet. Projektet er blevet til på baggrund af den stigende bekymring i fiskerierhvervet for, at store bestande af søstjerner skal ødelægge grundlaget for fiskeri efter blåmuslinger og navnlig gøre det svært eller umuligt at lave en meningsfuld udvikling af kulturbanker. Projektet har haft fokus på at etablere et fagligt grundlag for forvaltning af bestanden af søstjerner i Limfjorden med henblik på at etablere et egentlig fiskeri af søstjerner.

Projektet er gennemført med finansiel støtte fra EU, den Europæiske Fiskerifond, Fødevarerministeriets fiskeriudviklingsprogram.

Teknikerne på Dansk Skaldyrcenter, Lars Kyed Andersen, Finn Bak, Pascal Barreau og Helge Boesen har ydet en uvurderlig indsats med indsamling af søstjerner, tilretning af udstyr, pasning af forsøg og ikke mindst den mindre vellugtende dissekering og tørring af søstjerner. Uden den hjælp havde vi ikke kunnet få de resultater, der er rapporteret her.

Alle offentliggjorte projektrapporter fra Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua, kan hentes i elektronisk form på Dansk Skaldyrcenters hjemmeside www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk eller på DTU Aquas hjemmeside www.aqua.dtu.dk/Publikationer.

Originale tekster og illustrationer fra denne rapport må gengives til ikke-kommercielle formål under forudsætning af tydelig kildeangivelse.

Henvendelse vedrørende denne rapport kan ske til:

Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua

Øroddevej 80

7900 Nykøbing Mors

Tlf.: 96 69 02 83

skaldyrcenter@aqua.dtu.dk

www.skaldyrcenter.aqua.dtu.dk

Nykøbing Mors, Juli 2015

Forfatterne

Indhold

Summary	5
1. Baggrund	7
2. Søstjernernes produktion.	9
3. Grænseværdier for fiskeri af søstjerner.....	20
4. Miljøpåvirkning af fiskeri med søstjernevod	24
Referencer	33

Summary

Anecdotal evidence suggests that the abundance and density of common starfish (*Asterias rubens*) has increased in the Limfjorden, Denmark, and according to local mussel fishermen the starfish has become a problem for the mussel fishery. This is partly because they predate on wild mussel populations and are believed to reduce them to a level where it threatens the profitability of the fishery, partly because mussel relay activities are heavily disturbed by starfish predation. Common starfish has blue mussels (*Mytilus edulis*) as its preferred choice of prey and in other areas it has been documented that starfish can exert a significant predation pressure on populations of blue mussels and thus be a factor controlling the development of the blue mussel population (Aguera et al. 2012).

In the Limfjorden, local fishermen have developed a starfish purse seine (figure 4.1). The seine has been shown to be very efficient for catching starfish with a very small by-catch of other species. In order to develop a fishery on a new species, it is required that a total allowable catch is scientifically determined and that the impact of the starfish purse seine on benthic organisms is known, especially for starfish fisheries in Natura 2000 areas. The aim of this study is to estimate the biomass and production of common starfish in the Limfjorden with the aim to estimate MSY-levels for a commercial fishery. In addition, it is a specific aim to measure effect of the purse seine on blue mussel, benthic infauna and macro algae.

A growth experiment was carried out in the raceways at the Danish Shellfish Centre. Different size classes of starfish were fed high (5 mussels every 5th day), medium (1 mussel every 5th day) and low (1 mussel every 10th day) levels of blue mussels. The size of the mussels depended on the size of the experimental starfish and ranged from 15-25 mm mussels for small starfish (7.5-11.5 cm from the tip of the longest arm to the tip of the opposing arm), 30-45 mm mussels for medium size starfish (12-15 cm) and 50-75 mm mussels for big starfish (16-25 cm). For all size classes of starfish, results were compared to starved starfish. A growth model predicting starfish growth as a function of time, temperature and food intake was established based on the result from the experiment. Observed and modelled growth rates were more or less identical (figure 2.2) predicting food conversion efficiency in the range from 11-56% with highest efficiency in big starfish. Length compositions from field sampling in autumn 2014 were used as input to a von Bertalanffy growth model. The model estimated an asymptotic starfish size of 24 cm (from the tip of the longest arm to the tip of the opposing arm) and a value of 1.5-1.8 yr⁻¹ for the growth parameter K, which generates an individual growth comparable to that achieved at high feeding levels in the laboratory. However, it was difficult to trace the mean weight of individual cohorts due to the anoxic conditions and mass mortality of starfish that developed in parts of the fjord in the summer of 2014, and the growth parameters must therefore be regarded as preliminary and highly uncertain.

Reliable monitoring data collected mainly in the present project for the total population of starfish in the Western part of the Limfjorden are available from 2013-15 and population estimates based on input from the monitoring to a GAM model range from 25-52,000 tonnes of starfish. The population has decreased during the monitoring period (table 3.1). Based on Gulland's (1971) equation as modified by Perry et al.(1999) the maximum sustainable yield (MSY) was estimated to be 10,000 tonnes annually. However, this value is highly dependent upon the mor-

tality and growth of starfish, which is likely to depend on the frequency and duration of anoxic events.

A starfish purse seine was filled with 150-300 kg of starfish and dragged across different benthic habitats. Three different habitat types were chosen: a mussel bed, a mud bottom and a macro algae bed with low-medium macro algae coverage. A habitat with low-medium density of macro algae was chosen in order to avoid areas with large boulders that is never used for starfish or mussel fishery. Before and after treatment with the purse seine, sampling was carried out either by a diver or guided by the diver. Samples were analysed for fauna and macro algae species diversity, biomass of mussels and abundance. No effects on biodiversity of macro algae or infauna, biomass of blue mussels and abundance of species could be detected by the sampling procedures. It was, however, that there were torn of macro algae material in the purse seine after having passed the macro algae bed. The amount of material corresponds to in average 19.5 gr. material m^{-2} . Based on these results, it is recommended that for future environmental impact assessment of starfish purse seine fishing cumulative effects for the fishery as assessed to 0% of the effect of mussel dredging for blue mussels and benthic infauna and 30-50% of the effect for macro algae.



1. Baggrund

Gennem de senere år har muslingefiskerne i Limfjorden observeret en stigende forekomst af søstjerner (*Asterias rubens*) og bestanden af søstjerner har nu har nået et omfang, hvor den påvirker muslingefiskeriets aktiviteter. Ifølge Centralforeningen for Limfjorden påvirker mængden af søstjerner selve muslingebestanden og særligt markant i områder som Løgstør Bredning, hvor der ifølge fiskerne ikke er muslinger tilbage i dele af bredningen. Søstjerner påvirker imidlertid også andre dele af fiskeriets aktiviteter, især omplantning af muslinger på kulturbanker og genudlægning af undermålsmuslinger, der er sorteret fra i renseserierne. En stor del af de omplantede eller genudlagte muslinger bliver sandsynligvis spist af søstjerner.

DTU Aquas overvågning i Limfjorden kan i et vist omfang bekræfte muslingefiskernes observationer. I forbindelse med kortlægning af ålegræs-forekomster i udvalgte Natura2000 områder i Limfjorden er der således i visse områder af Lovns Bredning og Løgstør Bredning registreret tætheder på op til 50 søstjerner pr m². Imidlertid er der ikke tidligere blevet gennemført systematiske bestandsopgørelser af søstjerner.

Søstjerner har blåmuslinger som primært fødeemne, og nyere undersøgelser har dokumenteret, at søstjerner må være et frygtet rovdyr set fra et blåmusling-perspektiv. Således kan søstjerner på den ene side overleve lange perioder uden fødetilgang, fx om vinteren hvor de er forholdsvis inaktive, og på den anden side have en meget stor fødeoptagelse, når temperaturen er den rette (omkring 15°C). Der er ligeledes indikationer på, at søstjerner bliver stimuleret til øget fødesøgningsaktivitet, når de stimuleres sammen i tætte klynger. Under optimale forhold kan søstjerner indtage ca. en tredjedel af deres egen vådvægt pr dag i form af blåmuslinger (vådvægt af hele dyr). Søstjerner kan derfor potentielt være en regulerende faktor for blåmuslingebestande (Agüera et al. 2012). Potentielt kan strandkrabber, et antal arter af dykænder og enkelte fisk spise søstjerner, men reelt er prædationen ret begrænset og bestandene synes primært styret af miljø- og fødeforhold. Høje temperaturer og lav iltspænding er således forhold, der er ugunstige for søstjernerne.

De store bestande af søstjerner i Limfjorden og deres potentielt betydelige effekt på bestanden af blåmuslinger har en række effekter:

1. I dele af Limfjorden er bestanden af blåmuslinger reduceret i så betydeligt omfang, at det påvirker fiskeriets indtjeningsgrundlag. Det gælder fx i Løgstør Bredning.
2. Udlægning af muslinger enten gennem omplantninger fra fx iltvindsområder eller genudlægning af undermålere tiltrækker tilsyneladende søstjerner, der forårsager store ødelæggelser på udlægningsbankerne. Dermed tabes både værdier, men samtidig fjernes en af forudsætningerne for ministeriets muslingepolitik, hvor netop udvikling af kulturbanker indgår som et vigtigt element.
3. Med store forekomster af søstjerner i Natura2000 områder påvirkes udpegningsgrundlaget for områderne, idet blåmuslinger indgår som en del heraf både som nøgleorganisme og som biogene rev. En forvaltning af områderne bør derfor sikre, at søstjernerne ikke udrydder bestandene af blåmuslinger.

Der er således samlet set et behov for at dels få solide mål for søstjerne-bestandens omfang og potentielle betydning, dels vurdere mulighederne for at reducere bestanden.

En mulig løsning kan være at etablere et fiskeri efter søstjerner. Derved vil der dels blive fortaget en reduktion i bestanden, dels vil der potentielt kunne skabes et supplerende indtjeningsgrundlag for erhvervet, og endelig vil en hidtil uudnyttet ressource blive taget i anvendelse. Der har tidligere, frem til midten af 1980'erne, været fisket søstjerner i Limfjorden, men dette fiskeri forsvandt til fordel for det mere lukrative fiskeri efter blåmuslinger. Den gang blev der brugt et specielt designet søstjernevod, som efterfølgende er blevet lettere modificeret (Holtegaard et al. 2008). Voddet fisker forholdsvis rent, har lav påvirkning af bunden og kan nemt installeres på bådene (Holtegaard et al. 2008). Efterfølgende har Centralforeningen for Limfjorden i efteråret 2012 og foråret 2013 gennemført forsøgsfiskeri efter søstjerner og yderligere videreudviklet søstjernevodet. I den forbindelse blev der gennemført storskala-forsøg på kommercielt niveau med anvendelse af de fiskede søstjerner. På baggrund af det aktuelle, skønnede niveau for bestanden af søstjerner og med udgangspunkt i de foreløbige resultater af forsøgene med anvendelse af søstjernevodet og de priser, de forventer at kunne få for dem, har Centralforeningen ønsket at starte et egentligt fiskeri af søstjerner.

En forudsætning for implementering af et stabilt, flerårigt fiskeri af søstjerner, og specielt hvis det delvist skal udføres i Natura2000 områder, er, at der kan etableres en forvaltning, der ikke er baseret på midlertidige tilladelser. Det forudsætter kendskab til et bæredygtigt niveau for fiskeri af bestanden, kendskab til fiskeriets påvirkning af miljøet, samt i dette tilfælde kendskab til, om fiskeriet har en positiv, indirekte effekt på bestanden af blåmuslinger. Kan der tilvejebringes et forvaltningsgrundlag, er der til gengæld mulighed for etablering af et nyt fiskeri med flere perspektiver: 1) der kan skabes ny indtjening til et erhverv, der er ramt af faldende indtægter, og skabes nye arbejdspladser i de særligt udsatte områder i den vestlige del af Limfjorden; 2) ved fiskeriet nedbringes søstjernernes effekt som skadevoldere på fiskeriet efter muslinger og østers.

På baggrund af ovenstående er det formålet med nærværende undersøgelse at skabe det faglige grundlag for en forvaltning, der kan lede til etablering af et erhvervsfiskeri efter søstjerner i Limfjorden, herunder i Natura2000 områder. Specifikt er det formålet at etablere sikre estimater af størrelsen af bestanden af søstjerner i de forskellige bassiner med henblik på at fastsætte bæredygtige kvoter for fiskeriet, som både sikrer en reduktion i bestanden og grundlaget for et længerevarende fiskeri, men samtidig ikke eliminerer bestanden fra Limfjorden. Det er endvidere et specifikt formål at foretage en miljøvurdering af et fiskeri med søstjernevod i relation til muslingepolitikens krav om arealpåvirkning.

2. Søstjernernes produktion

En vigtig parameter for fastsættelse af bæredygtige kvoter for fiskeri efter søstjerner er artens produktionspotentiale, det vil sige hvor hurtigt den vokser og reproducerer sig, samt i hvilket omfang vandringer indenfor en større bestand kan udligne høj dødelighed i et specifikt område, fx som følge af fiskeri eller iltsvind.

Søstjernes årlige produktion i Limfjorden blev undersøgt gennem vækstforsøg og feltundersøgelser af vækst baseret på søstjernernes længdefordeling i Løgstør Bredning på forskellige årstider. For at undersøge søstjernernes vandringer, vækst og dødelighed i fjorden blev det forsøgt at mærke dem med PST- og PIT-mærker, som kan registreres med en skanner.. Til bestemmelse af søstjernes væksthastighed og -effektivitet blev der gennemført to vækstforsøg i Skaldyrscenterets forsøgshal.

2.1 Materialer og metoder

For at bestemme søstjernernes væksthastighed og -effektivitet blev der gennemført to vækstforsøg i Skaldyrscenterets forsøgshal.

2.1.1 Forsøg 1

Det første forsøg blev igangsat i slutningen af maj 2014, hvor der i Sallingsund blev indsamlet i alt 350 søstjerner med søstjernevoddet. For at minimere eventuelle stressreaktioner blev de indsamlede søstjerner umiddelbart efter fangsten overført til tanke med fjordvand. På DSC blev fangsten sorteret i tre størrelsesgrupper: små søstjerner (som målte 5-9 cm fra armspids til modstående armspids), mellemstore (10-14 cm) og store (15-20 cm), indtil der var 100 individer i hver gruppe. Søstjernerne blev derefter overført til individuelle plastikbure, som blev placeret i forsøgshallen i tre aflange forsøgskar ('raceways') med saltvand. Hvert bur blev forsynet med en kode, så man kunne identificere det enkelte dyr under hele forsøget. Burene med små, mellemstore og store søstjerner blev derefter fordelt tilfældigt på de tre forsøgskar. De resterende søstjerner blev overført til et fjerde forsøgskar og brugt som reserve, så dyr der viste tegn på beskadigelse, som afstødte én eller flere arme, eller som døde i den første fase af eksperimentet, kunne erstattes med intakte, raske og levende dyr fra samme bestand. Desuden var det tanken, at dødeligheden i denne bestand ville være en indikator for, om søstjernerne befandt sig godt i forsøgskarreene. Hvert forsøgskar blev forsynet med rigelige mængder af gennemstrømmende saltvand fra fjorden, og det indstrømmende vands temperatur og saltholdighed blev målt med kontinuerligt med loggere. Blåmuslinger, der var indsamlet samtidig med søstjernerne, blev ligeledes opbevaret i forsøgstankene og brugt til at fodre de enkelte søstjerner.

Efter at søstjernerne havde akklimatiseret sig i ca. én uge blev forsøget igangsat d. 1. juni. Hver søstjerne blev målt fra armspids til modstående armspids (i halve centimeter), blev fotograferet og vejlet (vådvægt i g). Dernæst blev den lagt ned i buret og fodret med blåmuslinger. Blåmuslingerne blev inden fodringen sorteret i tre grupper: små, mellemstore og store blåmuslinger, og hver søstjerne blev fodret med én fast størrelse blåmuslinger gennem hele forsøget. Fire fodringsniveauer blev undersøgt: ingen føde (ingen blåmuslinger under hele eksperimentet), lavt (1 musling hver 20. dag), mellem (1 musling hver 10. dag), og højt (1 musling hver 5. dag). På

denne måde blev der i alt undersøgt 10 kombinationer af blåmuslingestørrelse og fodringsniveau (ingen føde + (små, mellemstore, store muslinger)*(lavt, mellem og højt fodringsniveau)) i 30 gentagelser, svarende til i alt 300 søstjerner. Lys kan påvirke søstjernerens fødeoptagelse (Agüera et al. 2012), så forsøgskarrene blev overdækket med plader, for så vidt som muligt at efterligne lysforholdene på bunden af fjorden. Hver femte dag blev søstjernerne fodret, og hver anden uge blev de målt og vejede.

Eksperimentet løb desværre ind i en række problemer og måtte derfor afsluttes 7 uger efter start. Først og fremmest var der alt for stor dødelighed blandt søstjernerne. Sandsynligvis skyldtes det en kombination af tre forhold: For det første virkede det sandsynligt, at søstjernerne var blevet stressede af at blive fanget i søstjernevoddet og nogle af dem mistede en arm eller forekom på anden måde svækkede under eksperimentets første uger. For det andet var burene placeret oven på hinanden i forsøgskarrene, og det virkede som om vandudskiftningen i de underste bure ikke var tilstrækkeligt stor, hvad der gav sig udslag i forhøjet dødelighed og nedsat fødeoptag. For det tredje viste det sig, at håndteringen af burene ved fordring, måling og vejning af søstjernerne, samt den nødvendige rengøring af forsøgskarrene, stressede søstjernerne, så der opstod en overdødelighed blandt de søstjerner, der oftest blev fodret. Endelig var der problemer med den automatiske registrering af temperatur og saltholdighed i forsøgskarrene. Belært af erfaringerne blev der derfor igangsat et nyt eksperiment.

2.1.2 Forsøg 2

Det andet forsøg startede d. 5. september 2014. For at mindske stress blev søstjernerne denne gang indsamlet med hånden fra muslingeliner i Sallingsund en uge før forsøgets start. Dyrene var derfor i væsentligt bedre stand ved forsøgets start end ved starten af forsøg 1.

I laboratoriet blev søstjernerne sorteret efter størrelse i små (7,5-11,5cm), mellemstore (12-15 cm) og store (16-25cm) dyr, på samme måde som under forsøg 1. Fyrre dyr fra hver størrelseskategori blev placeret i runde plastik akvarier jævnt fordelt i fire aflange forsøgskar ('raceways') med gennemstrømmende saltvand, 10 akvarier per forsøgskar. Akvarierne var forsynet med en rist i bunden, og deres bund var hævet over forsøgskarrets bund, så vand og eventuelt overskydende affald og ufordøjet materiale kunne passere ud af akvariet. Akvarierne var inddelt i tre separate kamre, et kammer per dyr, og var forsynet med et vandindtag som ledte overfladevand ind i kamrene, så alle dyr blev sikret tilgang af friskt fjordvand. Søstjernerne blev fodret med muslinger. Tidligere studier har vist, at store søstjerner har mulighed for at spise større muslinger end små (e.g. Sommer et al. 1999), og i modsætning til forsøg 1 fik søstjernerne derfor tilbudt muslinger af en størrelse der nogenlunde passede til deres egen størrelse, så de uden besvær kunne håndtere byttet. De muslinger, der blev tilbudt de små søstjerner, var 15-25 mm lange, mens dem, der blev tilbudt de mellemstore og store søstjerner, var henholdsvis 30-45 mm og 50-75 mm lange. Inden muslingerne blev lagt ned i kammeret til hver sin søstjerne blev de rensede for begroning, så forskelle i begroning ikke kunne påvirke fødeindtaget (Laudien & Wahl 2004). Der blev fodret hver 5'te dag i fire fodringsniveauer: Ingen føde ("sult"), lavt fodringsniveau ("lavt") bestående af 1 musling hver 10'ende dag, mellem fodringsniveau ("medium") bestående af 1 musling hver 5'te dag, og højt fodringsniveau ("højt") hvor søstjernerne fik tilbudt 5 muslinger hver 5'te dag svarende til 1 musling om dagen. De muslinger, der ikke var blevet spist ved starten af en ny fodringsrunde, blev fjernet sammen med skallerne fra dem der var spist. Saltholdighed og temperatur blev målt i forsøgskarrene og lysniveauet blev dæmpet ved hjælp af plader på samme måde som i forsøg 1. Den gennemsnitlige vådvægt af muslinge-

kød per musling i de tre muslingestørrelsesgrupper, der blev brugt som føde, blev bestemt ved forsøgets start og brugt til at beregne vægten af den mængde muslingekød, som hver søstjerne spiste i løbet af forsøget.

Søstjerne blev vejet og målt ved forsøgets start og derefter ca. hver 15'ende dag, indtil forsøget blev afsluttet d. 13. januar 2015. Søstjerne er plastiske dyr uden et fast skelet, armene kan vokse med forskellig hastighed, og vådvægten kan påvirkes af hvor meget vand søstjernen har i kropshulen og mellem sugefødderne. Det er derfor vanskeligt at måle en søstjernes størrelse præcist uden samtidig at stresser dyret. Udover afdryppet vådvægt (g) og længde fra dyrets midte til spidsen af den længste arm (cm) målte vi også arealet (cm^2) af hver søstjerne. Søstjernen blev placeret på en hvid baggrund og fotograferet ovenfra i en fast afstand sammen med en lineal, som sidenhen, om nødvendigt, kunne bruges til at fastlægge billedets målestok. Et billedbehandlingsprogram blev derefter brugt til at beregne hver søstjernes areal.

Søstjerne kan bruge deres maveblindsække ("pylorussække") til at oplagre energi i form af lipider (fedtstoffer) eller glykogen (Jangoux & Impe 1977). Desuden kan den energi, de optager gennem føden, bruges til at lave kønsorganer (gonader), æg og sæd. Alt afhængigt af årstiden er det derfor kun en del af føden, der bliver brugt til at forøge kroppens areal eller armlængden. For at bestemme hvor meget energi hver søstjerne indeholdt fra starten, hvor meget der blev oplagret eller brugt fra lageret i pylorussækkene, og hvad der eventuelt blev investeret i opbygning af gonader, blev der ved forsøgets start indsamlet 45 søstjerne (15 i hver størrelsesgruppe) sammen med forsøgsdyrene. Søstjerne blev frosset og gemt. Ved forsøgets slutning blev de optøet natten over, vejet (g vådvægt), målt (fra midten af skiven til spidsen af længste arm (cm)) og pylorussække og gonadevæv blev dissekeret fri og vejet særskilt (g vådvægt). Tørvægten af organisk materiale i hvert organ blev bestemt ved at tørre pylorussække og gonader ved 60°C i 48 timer, hvorefter de blev brændt ved 550°C i en ovn. Den askefri tørvægt (AFDW) kunne derefter bestemmes ved hjælp af følgende formel: $\text{AFDW} = \text{tørvægt efter tørring ved } 60^\circ\text{C} - \text{vægt af aske efter forbrænding ved } 550^\circ\text{C}$.

Efter forsøgets afslutning blev hver af de 120 søstjerne der indgik i eksperimentet ligeledes dissekeret og deres pylorussække og gonader blev vejet så man kunne sammenligne mængden af energi i pylorussække og gonader både før og efter fodringseksperimentet. Nettovæksten i vådvægt af gonade og pylorussække blev beskrevet som en lineær funktion af tiden.

2.1.3 Modellering af søstjernevækst

Det var ikke helt nemt at beskrive søstjernernes vækst som en simpel funktion af tid, temperatur og fødetilgang. Dels var det evident, at søstjerne brugte pylorussække som energilager, men vanskeligt at beregne omkostningerne ved at lagre energien på denne måde, dels var udviklingen i de forskellige størrelsesmål gennem eksperimentet (vådvægt, areal og armlængde) undertiden lidt forskellig. Der blev imidlertid lavet en vækstmodel, som ud fra en estimeret startvægt på tidspunkt, t_0 , kunne beregne vægten på efterfølgende tidspunkter, t , ud fra fødeoptaget, oplagring eller forbrug af energi i gonade og pylorus væv med en anden energitæthed end resten af dyret, samt dyrenes sult stofskifte. For at medtage oplagring af energi i pylorussække og gonader blev det antaget at vægten af gonade og pylorussække kunne beskrives som en lineær funktion af tid, så man på den måde kunne bestemme hvor meget energi der blev oplagret eller forbrugt mellem hver vægtmåling.

Søstjernernes vækst i tidsrummet fra t til $t+\Delta t$ blev således beskrevet som en funktion af 1) indtaget af muslingekød, $food$, i gram vådvægt, multipliceret med en assimilationkoefficient, α , 2) nettoændringen i energilageret i pylorussækkene og gonaden, gpc , multipliceret med en energikonverteringskonstant, E_{gpc} , som angiver hvor mange gram almindeligt søstjernevæv ét gram pylorussæk eller gonade, der har en relativt stor energitæthed, kan konverteres til, og 3) et respirationsled bestående af en respirationskonstant, R , et temperatur korrektions led, hvor et Arrhenius udtryk blev brugt til at beregne den relative ændring i sultestofskifte som funktion af ændringen i temperatur fra temperatur T_0 (målt i Kelvin grader) ved forsøgets start til T_t (også i Kelvin, K) på tidspunkt t , og, for at korrigere for sultestofskiftets vægtafhængighed, dyrets vægt opløftet til potens 0,75:

$$w_{t+\Delta t} = w_t + \alpha \times food - E_{gpc} \times (gpc_t + gpc_{t+\Delta t}) - R \times \Delta t \times \exp(A \times (\frac{1}{T_t} - \frac{1}{T_0})) \times w_t^{0,75}$$

Temperatur konstanten A blev sat til -7400K efter Gillooly et al. (2001). Modellens øvrige konstanter (α, E_{gpc}, R , og vægten af hver musling til tid t_0 , i alt 123 konstanter) blev estimeret ved at minimere kvadratafvigelsen mellem den naturlige logaritme til den observerede og beregnede vægt (alt 954 observationer).

2.2 Resultater

Den gennemsnitlige kødvægt i de forskellige størrelsesgrupper af muslinger der blev brugt i forsøg 2 fremgår af tabel 2.1 udtrykt i g vådvægt per dyr, og figur 2.1 viser sammenhængen mellem skallængde og hhv. våd og tør kødvægt hos muslingerne.

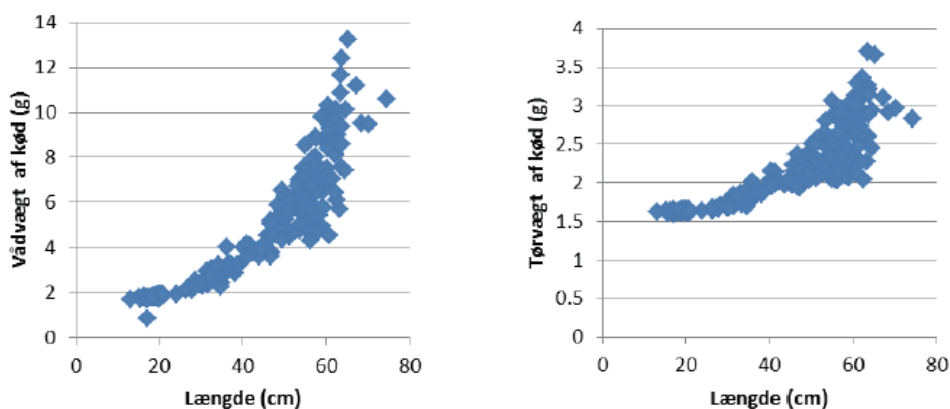
Tabel 2.1. Gennemsnitlig kødvægt per musling (g vådvægt med standard afvigelse i parentes) af de muslinger der blev brugt som søstjernefoder i vækstofforsøg 2.

Muslinger	September	Oktober	Nov., Dec., Jan.
Store	6,27 (1,34)	6,76 (1,94)	8,37 (0,45)
Mellem	2,53 (0,29)	3,40 (0,55)	
Små	1,82 (0,07)	1,77 (0,18)	

Der blev fundet en signifikant sammenhæng mellem den naturlige logaritme til skallængden og både vådvægt ($p < 10E^{-6}$, $n = 120$, $R^2 = 0,90$) og tørvægt af muslingekødet ($p < 10E^{-6}$, $n = 120$, $R^2 = 0,76$), men, som det fremgår af figur 2.1, var der en uventet stor ændring i forholdet mellem våd og tør kødvægt fra de små til de store muslinger, samtidig med at våd og tør kødvægt for de små muslinger var næsten identiske. Da vådvægten var bedre korreleret med længden var det vådvægten af muslingerne, der blev brugt til at beregne søstjernernes indtag af muslingekød.

For søstjernernes vedkommende var der en signifikant sammenhæng mellem vådvægt (g) og størrelse (cm), hvor konditionsfaktoren (som svarer til søstjernernes 'BMI') imidlertid afhang signifikant af både tid og fodringsniveau. Hvis man korrigerede den målte vådvægt af hver søstjerne for vægten af oplagret energi ved at fratække den beregnede vægt af pylorussække og gonader, var fodringsniveauet ikke længere signifikant. Det betyder med andre ord, at det var gonadernes og pylorussækkenes vægt, der bestemte om en søstjerne var 'tyk' eller 'tynd'. Søstjernernes gennemsnitsvægt ved forsøgets start og slut, og hvor meget de øgede deres vægt

og størrelse i løbet af forsøget, fremgår af Tabel 2.2 og 2.3. De mellemstore og små søstjerners vægt blev mere end fordoblet hen over forsøgsperioden ved det høje fødeniveau, mens sult betød, at vægten for alle størrelsesgrupper af søstjerner faldt med omkring en tredjedel i løbet af forsøget. Størrelsen, målt som afstanden fra spidsen af længste arm til modstående arm-spids, steg hen over forsøgsperioden med 13-37% ved det høje fødeniveau, mens sult fik den til at falde med 5-12%.



Figur 2.1. Søstjernevoddet. Sammenhæng mellem skallængde og hhv. våd og tør kødvægt for de muslinger der blev brugt som foder i vækst eksperimentet.

Andelen af de tilbudte muslinger, der blev spist under forsøget, afhang af fodringsniveauet og søstjernernes størrelse (tabel 2.4). Ved lavt fodringsniveau spiste de store søstjerner over 90% af de tilbudte muslinger, mens andelen spiste muslinger faldt til 70% ved medium og til 26% ved højt fodringsniveau. De små søstjerner spiste over 90% af de tilbudte muslinger ved alle fødeniveauer. Det samlede gennemsnitlige indtag over forsøgsperioden varierede mellem 0 og næsten 294 g muslinger per søstjerne, og de mellemstore søstjerne havde lidt overraskende et større gennemsnitligt fødeindtag end de store søstjerner ved det høje fodringsniveau (tabel 2.5). Energioplageringen i pylorussække og investering i udvikling af gonader steg kraftigt hen over forsøget undtagen for de søstjerner, der sultede (tabel 2.6 og 2.7). Væksteffektiviteten var meget lav for de små søstjerner, men høj for de store og medium store søstjerner (tabel 2.8).

Tabel 2.2. Gennemsnitsvægten (g våd vægt) af de anvendte søstjerner grupperet efter fodringsniveau og størrelsesgruppe ved fodringsforsøg 2 start og slut, samt beregnet gennemsnitlige procentvise vægtforøgelse.

		Fodringsniveau			
		Højt	Medium	Lavt	Sult
Start	Store	135	101	95	122
	Mellem	48	38	46	44
	Små	18	20	16	19
Slut	Store	238	180	160	90
	Mellem	152	67	60	30
	Små	43	25	16	15
% vægtforøgelse	Store	76	79	68	-26
	Mellem	214	74	32	-32
	Små	146	25	1	-22

Tabel 2.3. Gennemsnitslængden (cm fra spidsen af længste arm til spidsen af modstående arm) af de anvendte søstjerner grupperet efter fodringsniveau og størrelsesgruppe ved fodringsforsøg 2 start og slut, samt den beregnede gennemsnitlige procentvise længdeforøgelse i hver gruppe.

		Fodringsniveau			
		Højt	Medium	Lavt	Sult
Start	Store	18,7	19,5	16,9	18,2
	Mellem	13,4	13,0	13,6	13,4
	Små	10,2	9,7	9,6	9,6
Slut	Store	21,1	20,1	19,4	17,4
	Mellem	18,4	14,0	14,1	11,7
	Små	12,6	10,4	9,1	8,9
% længdeforøgelse	Store	13	3	15	-5
	Mellem	37	8	3	-12
	Små	24	7	-6	-7

Tabel 2.4. Samlet gennemsnitligt indtag af muslingekød i g vådvægt per individ under forsøgsperiode 2 samt i parentes procentandel som blev spist af de muslinger, som søstjerneerne blev tilbudt ved de forskellige fodringsniveauer.

	Højt	Medium	Lavt
Store	258 (26,4)	139 (70,2)	97 (99,0)
Mellem	294 (72,0)	75 (90,8)	39 (93,1)
Små	221 (95,8)	45 (98,1)	21 (91,5)

Tabel 2.5. Andel af vådvægten som udgjordes af gonade ved forsøg 2 start og slutning.

Søstjernerstørrelse	Andel ved forsøgets start	Andel ved forsøgets slutning			
		Fodringsniveau			
		Højt	Medium	Lavt	Sult
Store	0,010	0,078	0,060	0,044	0,016
Mellem	0,006	0,098	0,070	0,029	0,005
Små	0,014	0,071	0,013	0,010	0,011

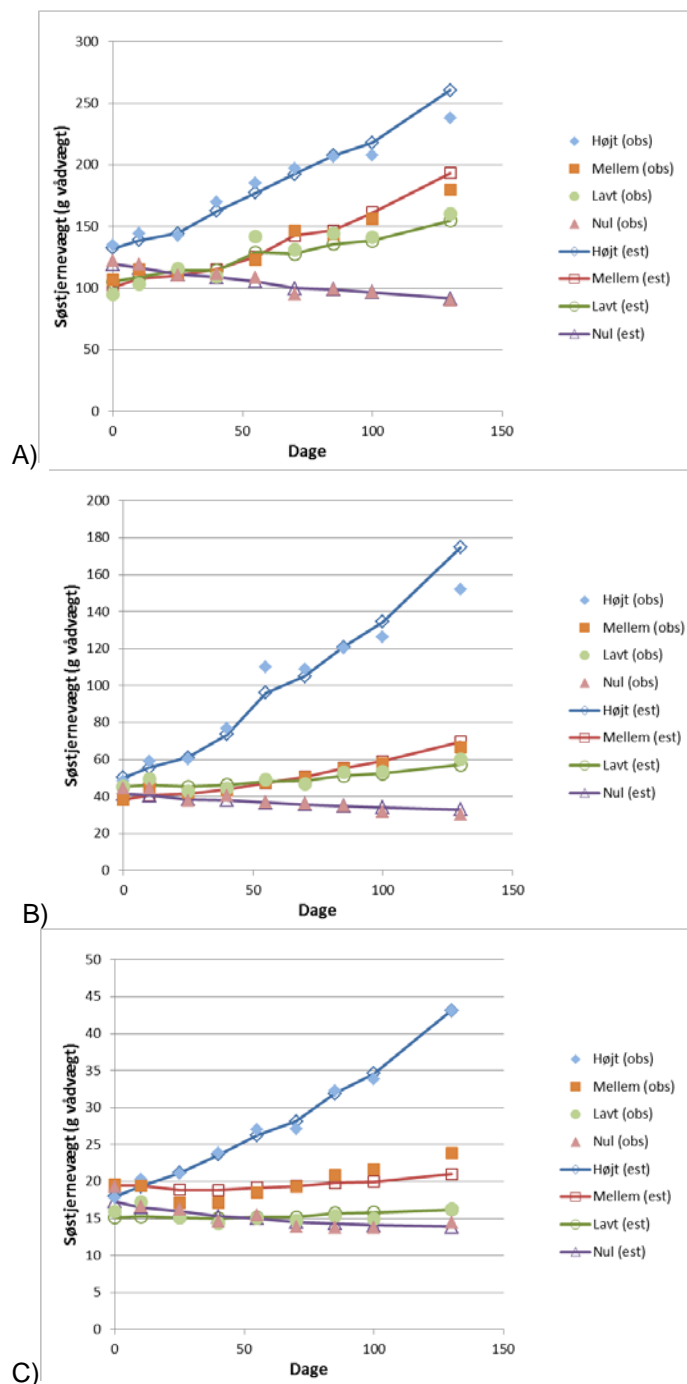
Tabel 2.6. Andel af vådvægten som udgjordes af pylorussække ved forsøg 2 start og slutning.

Søstjernerstørrelse	Andel ved forsøgets start	Andel ved forsøgets slutning			
		Fodringsniveau			
		Højt	Medium	Lavt	Sult
Store	0,118	0,215	0,219	0,164	0,054
Mellem	0,074	0,255	0,169	0,127	0,031
Små	0,068	0,130	0,064	0,107	0,037

Tabel 2.7. Gennemsnitlig væksteffektivitet (vækst i g vådvægt/ g spist muslingekød vådvægt) i g vådvægt per individ under forsøgsperiode 2. Data fra tabel 2.2 og 2.4.

	Højt	Medium	Lavt
Store	0,40	0,56	0,67
Mellem	0,35	0,39	0,36
Små	0,11	0,11	0,00

Vækstmodellen gav en ganske fin beskrivelse af den observerede søstjernevækst i de forskellige grupper med en Root Mean Square Error på 0,12. Som det ses i figur 2.2, er der en pæn overensstemmelse mellem det gennemsnitlige observerede og det estimerede vækstforløb for alle tre størrelsesgrupper og alle fire fodringsniveauer. Der var kun ubetydelige afvigelser mellem observationer og forudsigelser, og disse blev primært observeret på det høje fodringsniveau.



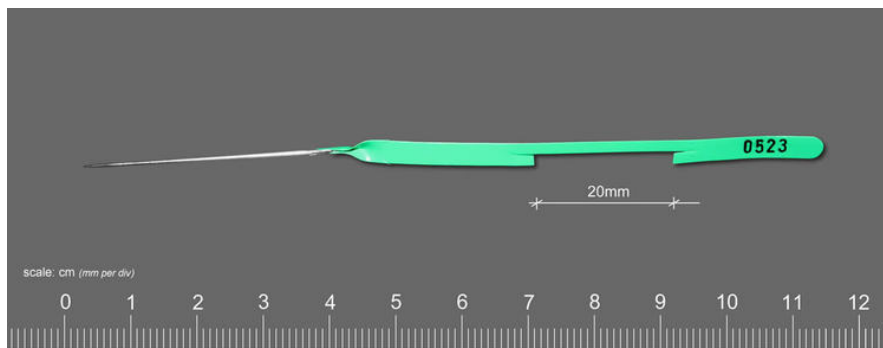
Figur 2.2. Gennemsnitlig observeret søstjernevækst (obs) og modeestimater (est) af søstjernevækst ved forskellige fodringsniveauer. Der indgår 10 individer i hver observation. A) store, B) mellem og C) små søstjerner.

Modellen estimerede imidlertid en gennemsnitlig fodereffektivitet (hvor meget et gram indtaget musling forøger vægten hos en søstjerne) på mellem 56% og 11%, højest for dyr af mellem eller stor størrelse (tabel 2.7). At væksteffektiviteten for de små muslinger kun er omkring 11% for det høje og medium fødeniveau er overraskende, for sammenlignet med de mellemstore og store muslinger investerer de en mindre del af deres fødeindtag i opbygning af gonade og pylorussække (tabel 2.5 og 2.6) og generelt ville man biologisk forvente, at små individer havde en større væksteffektivitet end store. De store individers væksteffektivitet er også ganske høj på trods af, at der er set bort fra, at oplagring af fedt og glykogen i pylorussækkene og dannelse af gonade sandsynligvis kræver yderligere energi fra føden.

2.3 Forsøg med mærkning af søstjerner

I tillæg til laboratorieforsøgene ønskede vi at mærke og genudsætte et antal søstjerner i fjorden, så vi kunne undersøge deres færden og dødelighed, og ved at genfange og veje dem bestemme vækstrater for de enkelte dyr i felten. For at sikre, at mærkede dyr ikke afveg adfærds-, vækst- og overlevelsesmæssigt fra søstjerner i fjorden, undersøgte vi først søstjernernes overlevelse og generelle velbefindende efter mærkning i laboratoriet.

I marts 2014 blev der gennemført to mærkningeksperimenter i laboratoriet på skaldyrscenteret. Under det første eksperiment blev 15 søstjerner mærket med Halprint PST4S streamer tags som blev indført dorsalt i en af dyrets arme. Søstjernerne blev efterfølgende sat tilbage i en opbevaringsbeholder med gennemstrømmende vand og tilset gennem de næste tre uger. Efter tre uger havde dyrene enten afstødt den mærkede arm eller var døende eller døde. Hos flere af dyrene var der trængt indvolde ud gennem de huller i huden på oversiden af armene, hvor mærket var fastgjort.



Figur 2.3. Halprint streamer tag PST4S. Nålen fjernes efter mærkningen.

Da PST-mærket tydeligvis generede og stressede søstjernerne, forsøgte vi at mærke dem med en mere skånsom mærkningsmetode. Under det andet forsøg, som fandt sted i april blev der anvendt PIT-tags og tynd kirurgisk ståltråd til at fæstne mærket, og samtidig undersøgte vi, hvor nemt det ville være at detektere søstjernerne elektronisk. Ligesom under det første forsøg blev de mærkede dyr sat tilbage i forsøgskarret og observeret over de næste uger.

Det var ikke svært at detektere søstjernerne med en håndholdt PIT-skanner selv under vand, men desværre var dyrenes respons på mærkningen den samme som under det første forsøg. Alle de mærkede dyr viste tegn på kraftig stress, og flere var døde efter 14 dage. Vi konkluderede derfor, at det var umuligt at mærke *Asterias rubens* på samme måde som mærkningsfor-

søg med *Coscinasterias muricata* (Lamare et al 2009) eller *Protoreaster nodosus*. (Chim & Tan 2013).



Figur 2.4. Mærkning af søstjerner med HTX PIT-tags og kirurgisk ståltråd.

2.4 In situ vækst i Løgstør Bredning

I tillæg til det årlige muslingemoniteringstogt i Limfjorden blev der gennemført 6 dedikerede søstjernetogter med søstjernevod i Løgstør Bredning i perioden fra maj 2014 til marts 2015, tabel 2.8. Vi valgte Løgstør Bredning, fordi dette område under muslingetogtet i marts 2014 havde en af de største tætheder af søstjerner i fjorden og på det tidspunkt vurderedes at rumme omkring 1/3 af Limfjordens søstjernebestand. Desværre kom der et meget kraftigt iltsvind i store dele af Limfjorden i juli 2014 (Hansen et al. 2014). Iltsvindet ramte i første omgang de indre dele af Limfjorden, men bredte sig efterfølgende til Løgstør Bredning, hvor det medførte en masse-død blandt søstjernerne. Biomassen af søstjerner faldt fra 17,6 g vådvægt per m² i maj til 0,9 g i august og fra august, og i resten af 2014, blev der kun fundet søstjerner på det lave vand ned til 5 m dybde. Det var derfor ikke muligt, at bruge data fra det dybere vand til at analysere søstjernerens vækst under normale forhold.

Tabel 2.8. Togter med søstjernevod i Løgstør Bredning i 2014 og 2015.

År	Måned	Antal træk	Vægt af søstjerner (g per m ²)
2014	Maj	9	17,6
2014	August	27	0,9
2014	Oktober	13	0
2014	November	14	2,4
2015	Januar	26	1,6
2015	Marts	27	3,8

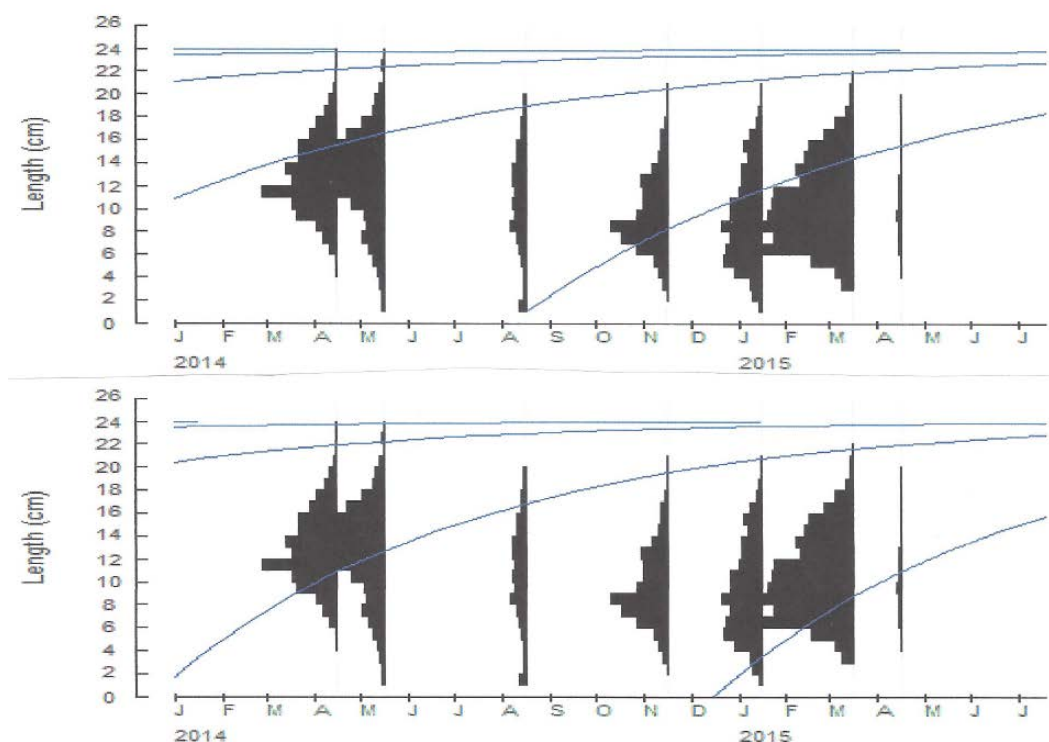
På trods af de lave fangster og få positive prøver har vi forsøgt at skønne over søstjernerens vækst ud fra de toppe der var i længdefordelingerne; toppe som analysen antager repræsenterer grupper af dyr af samme alder og samme væksthastighed. Ved hjælp af FAO's vækstanalyseprogram FISAT (Gayanilo et al. 2005) bestemte vi parametrene i von Bertalanffys vækstmodel. Figur 2.5 viser to vækstkurver hvor vi har ladet FISAT programmet bestemme de vækstparametre, som resulterer i vækstkurver som går igennem flest 'toppe' i længdefordelingerne, efter at vi har valgt at lade vækstkurven starte, enten hvor der synes at være rekruttering af nye små søstjerner i august 2014, eller fra toppen af længdefordelingen i prøver fra april 2014 inden Løgstør Bredning blev ramt af iltsvind. Resultatet er langt fra overbevisende, men viser, at den asymptotiske længde for søstjernebestanden i Løgstør Bredning kan antages at være i størrelsesordenen 24 cm og at vækstparameteren K kan ligge omkring 1,5 til 1,8 år⁻¹. Hvis det er tilfældet svarer søstjernerens vækst i fjorden til væksten i laboratoriet ved det høje fødeniveau. Det skal dog bemærkes, at søstjernerne i laboratoriet udviklede gonader og oplagrede energi i pylorussækkene under forsøget, hvad der sandsynligvis hang sammen med, at efteråret er den årstid, hvor søstjernerne forbereder forplantning.

I litteraturen beskrives væksten hos søstjerner af arten *Asterias rubens* som meget variabel, med lave eller negative vækstrater om vinteren og høje vækstrater om sommeren afhængigt af fødeudbud, temperatur og saltholdighed (Vevers 1949, Guillou 2012). Vi har ikke kunnet finde sammenlignelige estimater af von Bertalanffy vækstparametre i litteraturen.

2.5 Søstjernernes produktion

Søstjernen, *Asterias rubens*, har en stor geografisk udbredelse i Nordatlanten (Wares 2001). Den forplanter sig typisk en gang om året og producerer store mængder æg (> 1,5 million æg per voksen hun). Larvestadiet befinder sig frit i vandsøjlen og er langvarigt (>80 dage). Blandt andet af den grund kan larverne potentielt sprede sig over store områder, før de bundfældes. Bundfældningen er ydermere ikke særlig afhængig af bundtypen (Clark & Downey, 1992), og larver fra én bestand kan bundfældes langt fra moderbestanden (Morgan 1995). På grund af artens spredningspotentiale og relativt hurtige vækst er søstjerner sandsynligvis forholdsvis robuste overfor en øget dødelighed, hvad enten det drejer sig om øget dødelighed på grund af fiskeri eller som følge af iltsvind.

Man kan bruge generelle formler til at beregne forholdet mellem produktion og biomasse (P/B-forholdet) for marine bundinvertebrater. Brey (2012) har således brugt en neural netværksmodel til at opsummere P/B-estimer fra litteraturen og beskrevet P/B forholdet som funktion af størrelse, temperatur, taxonomi, mobilitet, fødevalg og habitat. Hvis man indsætter værdierne for *Asterias rubens* i Limfjorden får man et P/B-forholdet på 1,31 med et 95% konfidensinterval fra 0,95 til 1,79. Ifølge Allen (1971) er P/B forholdet lig den naturlige dødelighed, M , i en ubefisket bestand der er i ligevægt, og hvor individernes vækst kan beskrives med en von Bertalanffy kurve.



Figur 2.4. Plot af von Bertalanffy vækstkurver og længde frekvenser for søstjerner (cm, fra armspids til armspids af modstående arm). Den øverste figur viser resultatet af at lade FISAT programmet selektere de bedste vækstkurver ud fra den antagelse, at den top af helt små individer der ses nederst i august kan følges i de efterfølgende måneder ($L_{\infty}=24$ cm, $K=1.5$). Den nederste viser resultatet hvis man gør samme antagelse for prøven i april 2014 ($L_{\infty}=24$ cm, $K=1.8$).

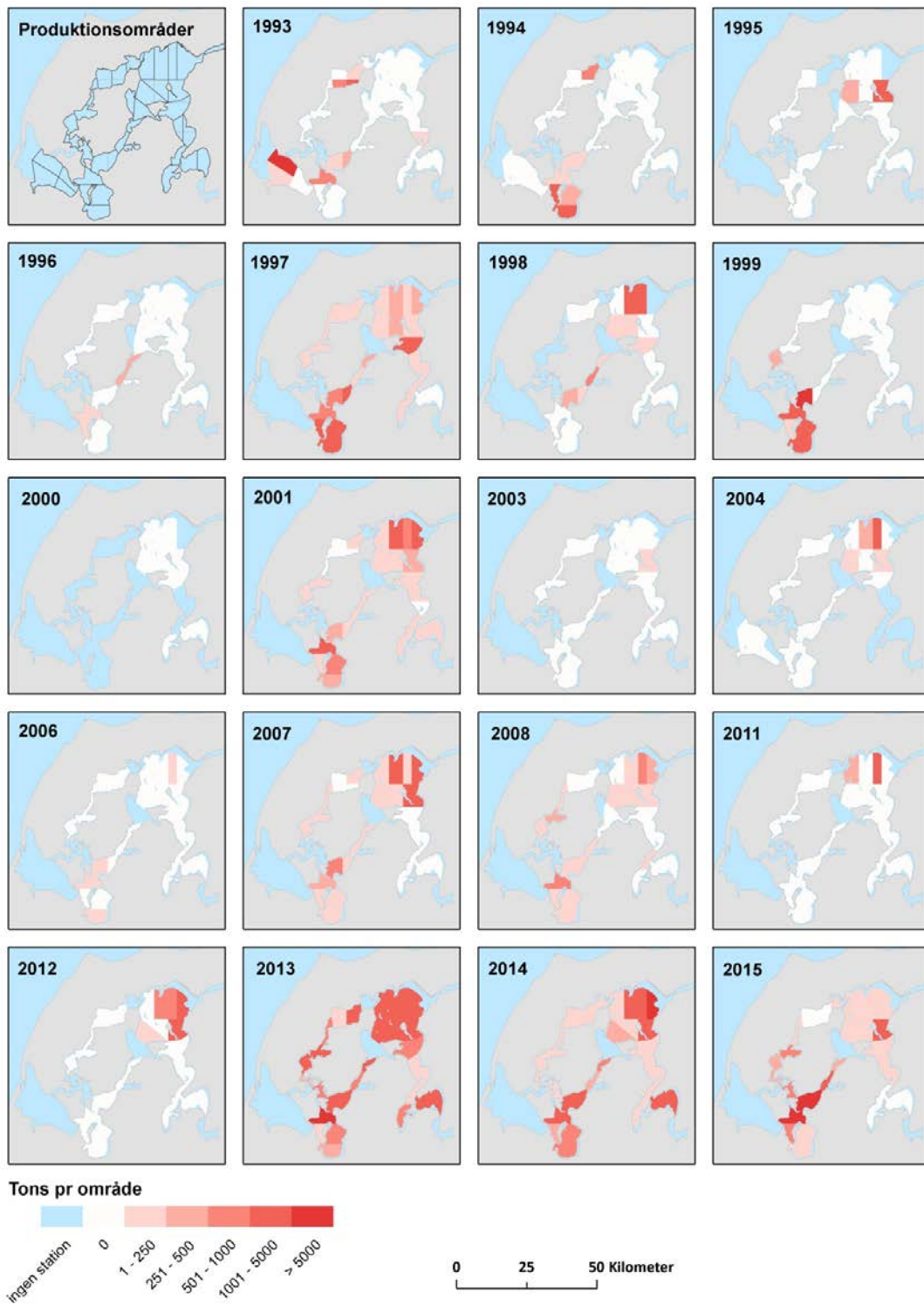
3. Grænseværdier for fiskeri af søstjerner

Biomassen af søstjerner i Limfjorden blev estimeret på baggrund af fangsten af søstjerner per træk på muslinge-, østers- og søstjernetogter i 2013, 2014 og 2015. Fangsten i de enkelte træk blev konverteret til fangst per m^2 ved at dividere fangsten med redskabets bredde og den udsejlede distance som der blev skrabet eller fisket på hver station. Biomassen af søstjerner i kg per m^2 blev dernæst beregnet ved at antage at blåmuslingeskraberens effektivitet overfor søstjerne var 50%, at østersskraberens havde en effektivitet på 20% og at søstjernevoddets effektivitet var 100%. Biomassen per m^2 fra de enkelte træk blev brugt til at bestemme den samlede biomasse af søstjerner i fjorden på to måder: a) Ved at beregne den gennemsnitlige biomasse per område, måned og år ud fra de tilgængelige prøver og derefter gange med områdernes areal; b) ved hjælp af en generel additiv model (en GAM model), hvor den forventede biomasse per m^2 blev beskrevet ud fra dybde, en år-måned-område interaktion og et log link. I den sidste, mere statistisk tilfredsstillende model, blev en Tweedie fordeling brugt til at beskrive sandsynlighedsfordelingen af de observerede biomasser. En Tweedie fordeling er en af de få statistiske fordelinger, der kan bruges til at modellere kontinuerte fordelinger med en diskontinueret sandsynlighedsspind i nul (dvs. alle de træk hvor der ikke blev fanget søstjerner). Ved hjælp af Tweedie fordelingen beregnede vi den forventede biomasse per m^2 for hver trawlstation og derefter den gennemsnitlige biomasse og spredningen i biomasse per m^2 per område. Begge værdier blev sammen med arealerne af områderne over og under 3 m vanddybde brugt til at beregne den samlede biomasse i fjorden med 95% konfidensintervaller. Til at estimere parametrene i GAM-modellen brugte vi mgcv pakken i statistik programmet R vers. 3.2.1.

Figur 3.1 viser de beregnede biomasser fra blåmuslingemoniteringstogtet i hvert delområde af fjorden. Data fra før 2013 er behæftede med stor usikkerhed, da søstjerner ikke systematisk blev registreret. På blåmuslingemoniteringstogterne i april 2013, 2014 og 2015 blev den samlede biomasse af søstjerner bestemt til henholdsvis 57.000, 42.000 og 25.000 tons ud fra den gennemsnitlige fangst af søstjerner per m^2 . GAM-modellen gav en god beskrivelse af søstjerneredata over perioden fra 2013 til 2015. Residualerne var tilnærmelsesvis normalfordelte og modellen forklarede 42,7% af den samlede afvigelse. Den estimerede biomasse per m^2 faldt med dybden (figur 3.2) og faldet var stærkt signifikant ($p=4 \cdot 10^{-8}$). Det varierede fra område til område, hvorvidt interaktionerne mellem år, måned og område var signifikante. Total biomasserne under blåmuslingetogterne i april 2013, 2014 og 2015 og de tilsvarende 95% konfidensintervaller, blev bestemt til henholdsvis 52.000 ± 15.000 tons, 42.000 ± 20.000 tons, og 25.000 ± 6.000 tons. Tabel 3.1 viser biomasseestimer og konfidensintervaller fra de tre togter på vanddybder over og under 3 m. Alt i alt befinder ca. 20% af bestanden sig på lave vanddybder under 3 m, hvor der ikke foregår fiskeri efter søstjerner.

Tabel 3.1. Biomasse (i 1.000 t) af søstjerner i Limfjorden ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) i 2013, 2014 og 2015 over og under 3 m dybde estimeret med en GAM-model.

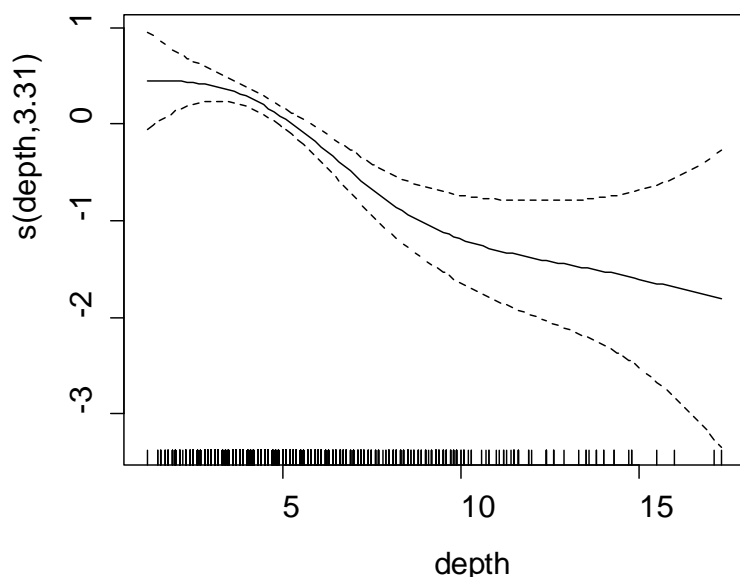
Vanddybde	2013	2014	2015
Dybt (>3m)	44 \pm 10	27 \pm 8	20 \pm 5
Lavt (<3m)	7 \pm 5	15 \pm 12	5 \pm 2
Total	52 \pm 15	42 \pm 20	25 \pm 6



Figur 3.1. Fordelingen af biomasse af søstjerner i Limfjorden i perioden 1993-2015. Vær opmærksom på, at data fra før 2013 er behæftede med stor usikkerhed, da søstjerner ikke systematisk blev registreret.

3.1 MSY Maksimal bæredygtig fangst

Fiskerireguleringer bygger på ønsket om at opnå det maximale langsigtede samfundsmæssige udbytte fra en biologisk ressource, og det kan bedst sikres, hvis der bliver fisket på et niveau, hvor bestandens fremtidige produktivitet ikke reduceres eller er truet (FAO 1995 & 1996). Når man starter med at fiske på en bestand, vil bestandens biomasse reduceres. Hvor stor reduktionen vil være og hvor meget den vil påvirke bestandens produktivitet afhænger af artens livshistorie og biologi. Teorien bag bæredygtig bestandsforvaltning hviler på en central antagelse om, at en bestandsreduktion vil blive modvirket af ændringer i én eller flere biologisk processer (vækst, naturlig dødelighed, rekruttering), som kompenserer for reduktionen og forsøger at bringe bestanden tilbage mod det ubefiskede niveau. Bestande, som reduceres på grund af fiskeri, vil derfor blive genopbygget af den højere produktion når fiskeriet ophører, indtil de igen har nået en ligevægt, hvor tilvækst og dødelighed balancerer. Imidlertid kan en genopbygning selvfølgelig kun finde sted, hvis der er individer tilbage. Hvis der ikke er individer tilbage er den overskydende produktion nul. Det samme gælder i den ubefiskede tilstand, hvor produktion og tab må balancere. Det medfører, at der må eksistere en bestandsstørrelse et sted mellem nul og det ubefiskede niveau, hvor den overskydende årlige produktion er maksimal. Den bestandsstørrelse kaldes B_{MSY} , og den fiskeridødelighed hvor bestandens biomasse i gennemsnit er lig B_{MSY} kaldes F_{MSY} . På FN's verdensstopmøde om bæredygtig udvikling i Johannesburg i 2002 blev det vedtaget, at alle lande skulle "bevare eller genopbygge bestande til eller på et niveau, der kan sikre den maksimale bæredygtige fangst med henblik på at nå dette mål så hurtigt som muligt for overfiskede bestande og om muligt ikke senere end 2015". Denne målsætning er sidenhen blevet integreret i EU's fælles fiskeripolitik, og spiller på internationalt plan en væsentlig rolle for fiskeriforvaltningen. På FN's Rio+20 konference om bæredygtig udvikling forpligtigede mange lande sig til at genopbygge deres fiskebestande til et niveau, som kan sikre den maksimale bæredygtige fangst, blandt fiskeribiologer betegnet B_{MSY} .



Figur 3.2. Søstjernebiomasse som funktion af dybde estimeret med GAM-modellen. De lodrette streger på x-aksen viser antal af observationer, og stiplede linjer angiver 95% konfidensintervallet. Data fra togter i 2013, 2014 og 2015.

Man kan principielt beregne B_{MSY} på to måder. Ved at tilpasse bestandsmodeller til fangst og biomassedata, eventuelt suppleret med information om rekruttering og alderssammensætning, eller ved at benytte, at B_{MSY} er relateret til den ubefiskede biomasse, B_0 , og den pågældende arts generelle livshistorie. Den første måde kan anvendes, hvis man råder over observationer af fangst og biomasse fra en række år. Den anden metode anvendes især, når man skal vurdere, hvor meget man vil kunne fange i nye fiskerier, hvor man ikke har biomasse eller bestandstørrelsesdata fra befiskede situationer. Haltuch et al. (2008) har undersøgt robustheden af den metode, der bygger på, at B_{MSY} kan bestemmes som værende lig $0,4 \times B_0$, som det har været praksis på den amerikanske vestkyst (Restrepo & Powers 1999), og konkluderer, at faktoren 0,4 afhænger af artens livshistorie. For langsomt voksende arter med lav naturlig dødelighed er proportionalitetsfaktoren mindre end den er for hurtigt voksende arter med høj naturlig dødelighed.

En anden tilgang til bregning af MSY bygger på, at man kan beregne MSY ud fra den ubefiskede biomasse, B_0 . Denne metode byggede oprindeligt på en biomassemodel, hvor overskudsproduktionen var størst, når bestandens størrelse var det halve af B_0 (Gulland 1971). Gulland, som først udviklede metoden, antog endvidere, at fiskeridødeligheden i denne situation (F_{MSY}) måtte svare til den naturlige dødelighed således, at $MSY = 0,5 \cdot M \cdot B_0$. Denne antagelse er sidenhen blevet kritiseret af flere (blandt andet af Beddington & Cooke 1983, Garcia et al. 1989, Die & Caddy 1997, Zhou et al. 2012, Punt & Szuwalski 2012) og det er blevet foreslået, at det er bedre at reducere faktoren fra 0,5 til 0,2 (Perry et al. 1999).

Hvis vi antager, at den ubefiskede biomasse af søstjerner i Limfjorden kan beregnes som gennemsnittet af bestandsestimaterne for 2013, 2014 og 2015, samt at den naturlige dødelighed for søstjernerne er 1,3, selvom dette estimat af flere grunde virker højt, kan vi bruge Gullands formel til at lave et første usikkert skøn over den maksimale bæredygtige fangst (MSY):

$$MSY = 0,2 \times 1,3 \times 39.000 = 10.000 \text{ tons}$$

Dette estimat ser bort fra den ukendte bifangst af søstjerner i det nuværende og fremtidige muslingefiskeri og tager ikke hensyn til, at ca. 20% af søstjernebestanden befinder sig på lavere vand end 3 m, hvor der ikke fiskes. Da fiskeriet efter muslinger aldrig påvirker mere end max. 5-7% af arealet af Limfjorden, vil bifangster i forbindelse med muslingefiskeriet imidlertid næppe påvirke bestanden af søstjerner. Estimatet ser også bort fra de store bestandssvingninger, der lader til at have været i Limfjorden, som for eksempel den voldsomme nedgang i søstjernebestanden som skete i Løgstør Bredning i forbindelse med iltsvindet i sommeren 2014. Man kan derfor ikke i udgangspunktet regne med, at man hvert år kan høste 10.000 tons søstjerner. Efter kraftige iltsvind kan fangsten være lavere. Det skyldes til blandt andet at fiskeriet efter et kraftigt iltsvind sandsynligvis vil stoppe før de 10.000 tons er fanget, fordi fangsten per fisketime vil være for lav til at dække omkostningerne. I den situation vil bestanden på lavt vand samtidig kunne fungere som en buffer, der kan sikre tilgang af nye individer det efterfølgende år. Samlet set er en MSY på 10.000 ton derfor et konservativt estimat og lønsomheden i fiskeriet vil med overvejende sandsynlighed være truet, længe før bestandens overlevelse. Det er endvidere usandsynligt, at bestanden af søstjerner i Limfjorden vil kunne elimineres som følge af et fiskeri, da store områder er lukket for fiskeri både på vanddybder lavere end 3 m og i hele bassiner.

4. Miljøpåvirkning af fiskeri med søstjernevod

Generelt kan søstjernevoddet anses for at være et skånsomt redskab. I sin nyeste version består det af bom, gummirub og netpose (figur 4.1). Det er gummirubben - en kæde påmonteret stor og små gummiskiver - der trækkes henover bunden og sikrer, at søstjernevoddet hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selv bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe.

Der er hidtil ikke foretaget kvantitative målinger af hverken redskabets effektivitet eller påvirkning af bunden, men der er foretaget foreløbige analyser af bifangst i forbindelse med fiskeri med søstjernevoddet. I forbindelse med et forsøgsfiskeri i 2013 efter søstjerner blev voddets fangst på tilfældigt udtagne spandepøver kvantificeret. Fra 11 prøver af fiskeri i Sallingsund bestod fangsten af ca. 91% søstjerner, 3% tomme skaller, 2,9% søpunge, 2,2% blåmuslinger, 0,3% krabber og 0,6% andet. Bifangsterne vil givetvis variere mellem lokaliteter og generelt set er bifangstmængden faldet i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet. Det er imidlertid et krav i forbindelse med gennemførelse af muslingepolitikken og evt. fiskeri efter søstjerner i Natura 2000 områder, at arealpåvirkningen opgøres og i denne forbindelse er påvirkningen fra muslingeskraberen udgangspunktet for sammenligninger af effekten.

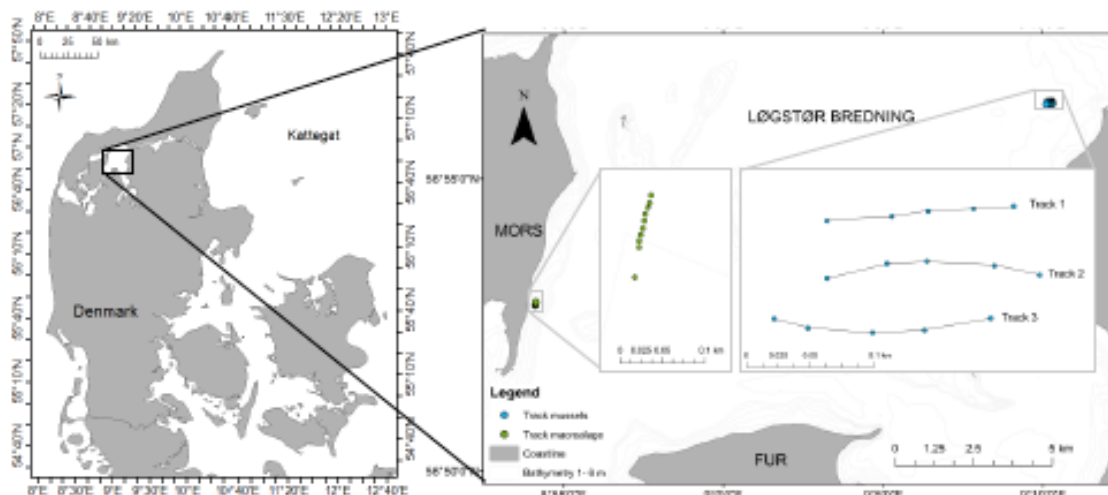
Med henblik på at kvantificere effekter af søstjernevoddet på økosystemkomponenterne makroalger, blåmuslinger og bundfauna blev der gennemført undersøgelser på forskellige bundtyper.



Figur 4.1. Søstjernevoddet.

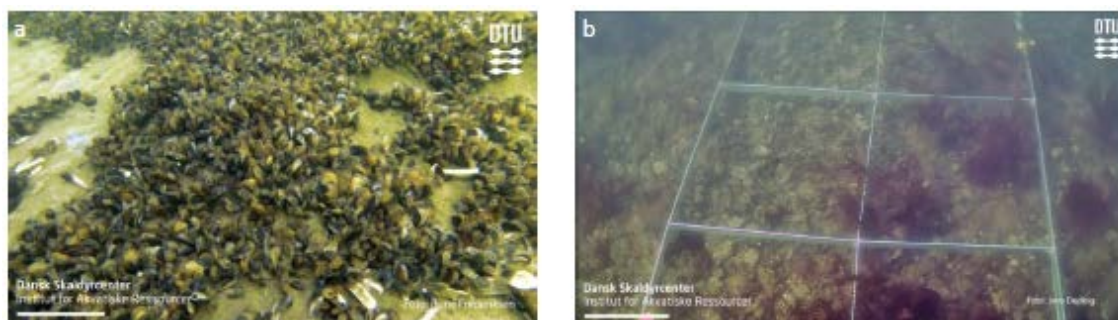
4.1 Materialer og metoder

I marts 2015 blev på to forskellige substrattyper på 6-7 m vanddybde gennemført forsøg i Løgstør Bredning (figur 4.2) til bestemmelse af søstjernevoddet's effekt på bunden, henholdsvis en bund med muslinger og infauna på og i sedimentet og en bund med makroalger og hårdt substrat. Der blev af praktiske årsager gennemført forskelligt forsøgsdesign, fordi det er umuligt præcist at identificere, hvor søstjernevoddet er blevet benyttet på muslingebanker eller blød bund.



Figur 4.2. Forsøgsområder i Løgstør Bredning. I den vestlige del af bredningen forsøg på makroalger på hård bund og i den østlige del på blåmuslingebanker og infauna på blød bund.

På bundtypen med sediment og blandet forekomst af muslinger og infauna blev der trukket langs 3 transekter af hver ca. 150 m af en fiskebåd (SK 920) med et søstjernevod fyldt med ca. 150 kg søstjerner i netposen. Posen blev fyldt med søstjerner for at sikre maksimal effekt af redskabet på bunden. Umiddelbart efter fiskebåden fulgte en arbejdsbåd fra Dansk Skaldyrcenter, som markerede med bøjer, hvor der var blevet trukket med søstjernevodet. Den efterfølgende dag blev der foretaget prøvetagning med en Day grab sampler (areal: 0,1 m², triplikater på hvert punkt) langs transekterne. Prøvetagningen blev guidet af dykker for at sikre, at prøvetagningen foregik henholdsvis i slæbesporet efter søstjernevodet og i et spor parallelt hermed, men ikke påvirket af søstjernevodet. Der blev i alt taget 36 prøver. Om bord på båden blev al epifauna sorteret fra og sedimentet samlet i en spand med henblik på efterfølgende sigtning. Epifaunaen bestående af blåmuslinger, søpunge, søstjerner mm samt skaller og sten blev vejlet som vådvægt. En delprøve på 100 individer af blåmuslinger blev udtaget til bestemmelse af individuel længde og vægt. Infauna-prøverne blev sigtet gennem 0,5 mm sigte og opbevaret i 96% ethanol til efterfølgende sortering og identifikation.

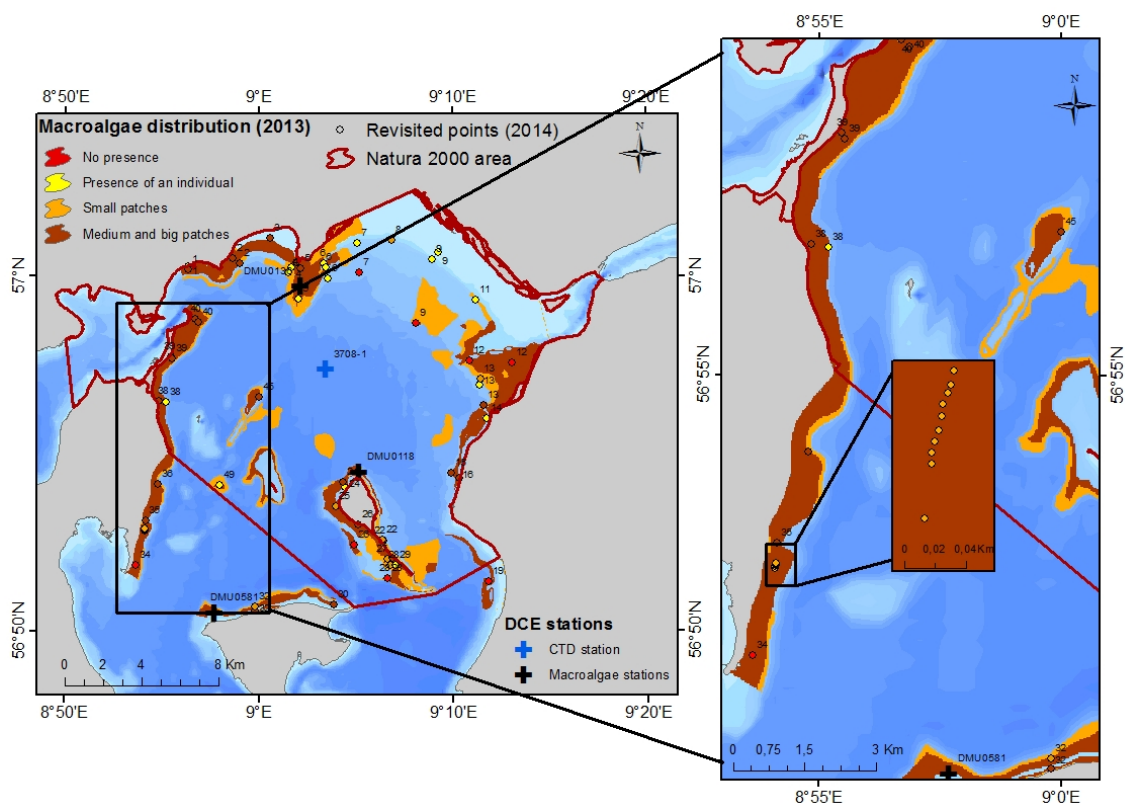


Figur 4.3. Forsøgsplot på to forskellige bundtyper: a) Muslingebanke på sand-mudder bund; og b) makroalger på hård bund.

Til den statistiske analyse af infauna blev der foretaget en kvadratrods transformation af alle data. Herefter blev der gennemført en Bray-Curtis similaritetsanalyse. MDS (Multi-Dimensional

Scaling, non-metrisk) og PCoA (Principal Co-ordinates Analysis) diagrammer blev fremstillet for at visualisere sammenlignelighed mellem prøverne som funktion af behandling (påvirket vs. kontrol område), transekter (1-3) og bundtype (muslingebanke, bar bund). PERMANOVA blev anvendt til at teste for grad og betydning af mulige forskelle som funktion af de involverede faktorer. Univariate bundfauna indeks – fx antal arter, antal individer, artsrigdom (d), Pielou's species evenness (j') og Shannon-Wiener's diversitets indeks (H') – blev analyseret ved hjælp af ANOVA GLM (Minitab ver. 14) med Tukeys post hoc test ved signifikante forskelle. Inden analysen blev antal arter log-transformeret for sikre kravene om normalfordeling af data og homogenitet af variansen.

Til undersøgelse af effekter af søstjernevoddet på makroalger blev der udvalgt et område i Løgstør Bredning (figur 4.4) på baggrund af kortlægning af makroalger i bredningen (Canal-Vergés & Petersen 2015). I området er der ikke forekomst af større sten, som ville ødelægge søstjernevoddet og dermed heller ikke være en realistisk fiskeplads. Forsøgsområdet er karakteriseret ved at have en lav-medium dækningsgrad af makroalger. I forsøgsområdet blev der ved hjælp af bøjer etableret en 100 m korridor. Et nedskaleret søstjernevod med en bredde på 2,4 m blev fyldt med 300-400 kg søstjerner i netposen og trukket henover korridoren. Før og efter trækket blev en dykker sendt ned og indenfor et plot af 12 kvadrater på hver 0,25 m² udlagt på tværs af trækket (figur 4.3) blev alle makroalger talt og identificeret. Derudover blev evt. forekomst af makroalger i søstjernevoddets netpose kvantificeret efter endt træk.

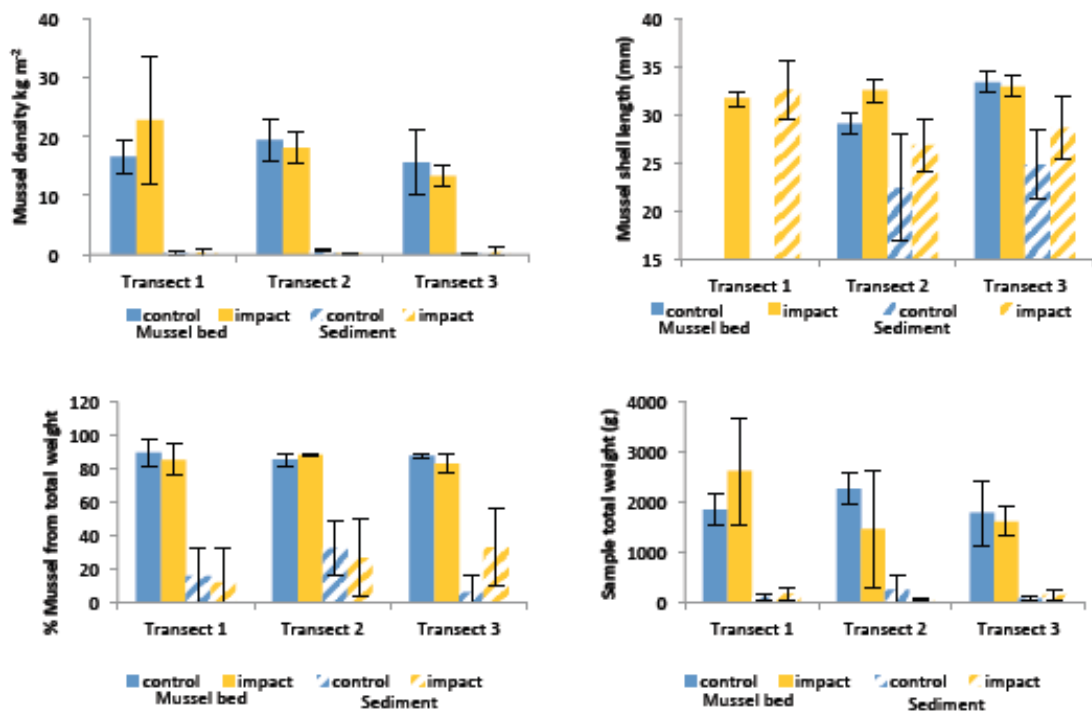


Figur 4.4. Forsøgsområde for test af effekt af søstjernevod på makroalger indtegnet på et kort over fordeling af makroalger i Løgstør Bredning (Canal-Vergés & Petersen 2015).

Til den statistiske analyse af makrofauna blev der foretaget en kvadratrods transformation af alle data. Herefter blev der gennemført en Bray-Curtis similaritetsanalyse. MDS (Multi-Dimensional Scaling, non-metrisk) diagrammer blev fremstillet for at visualisere sammenlignelighed mellem prøverne som funktion af behandling. Data om tilstedeværelse/fravær af makroalger blev analyseret med en non-parametrisk Kruskal-Wallis test for forskelle i forekomst af makroalger.

4.2 Resultater

Epifauna-prøverne bestod i overvejende grad af blåmuslinger (83-89%) på de dele af transekterne, som blev udgjort af muslingebanker. Muslingerne lå på bankerne i meget store tætheder på 13-23 kg m⁻². Udenfor de egentlige muslingebanker bestod epifauna-prøverne på transekterne i mindre grad af blåmuslinger (0,1-0,7 kg m⁻²), en del tomme skaller og gammel byssus og enkelte andre muslinger som fx hjertemuslinger.



Figur 4.5. Effekter af påvirkning med søstjernevod på blåmuslinger i et C-I eksperiment (C=kontrolområde, I=påvirket område) hhv. på og udenfor muslingebanker. a) Gennemsnitlig tæthed ± standard afvigelse af muslinger (kg m⁻²); b) gennemsnitlig længde af blåmuslinger (mm ± std. afv.); c) andel (%) levende muslinger i prøverne; og d) total prøvevægt (gr. ± std. afv.).

Der var ingen signifikant effekt af søstjernevodet på tæthed af blåmuslinger på de tre undersøgte transekter (tabel 4.1, figur 4.5). Ligeledes var der ikke signifikante forskelle i tæthed af muslinger mellem kontrolområdet og påvirkningsområdet. Til gengæld var der ikke overraskende signifikant forskel mellem tætheden af blåmuslinger på og udenfor muslingebanker på alle tre transekter (T1: $T_9 = 2.3$, $p=0.047$; T2 $W=21$ and T3 $W = 57$ for $p < 0.0051$).

Tabel 4.1. Resultater af GLM (General Linear Model) for tæthed af blåmuslinger i gr. på 3 transekter og 2 behandlinger (påvirket vs. kontrol område).

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
Transekt	2	93959878	93959878	46979939	1,57	0,248
Behandling	1	3672050	3672050	3672050	0,12	0,732
Transekt x Behandling	2	65809300	65809300	32904650	1,10	0,364
Error	12	358656467	358656467	29888039		
Total	17	522097694				

I sedimentprøverne blev der fundet 30 forskellige arter og af disse blev 18 brugt i de videre analyser. De resterende 12 arter blev enten kategoriseret som værende epifauna eller afvist fordi kun fragmenter af dyret blev fundet. I alle prøver blev der tilsammen fundet 2063 individer. Polychaeter dominerer prøverne med 9 arter efterfulgt af bivalvier med 7 arter. Fundne arter er samlet i tabel 4.2.

Tabel 4.2. Artsliste over arter fundet i infauna prøver i Løgstør Bredning samt angivelse af ID.

Arts navn	Gruppe	ID
Corbula gibba	bivalvia	Biv2
Ensis americanus	bivalvia	Biv3
Mya arenaria	bivalvia	Biv4
Mysella bidentata	bivalvia	Biv5
Petricola pholadiformis	bivalvia	Biv7
Corophium insidiosum	crustacea	Cru2
Gammarus zaddachi	crustacea	Cru4
Bittium reticulatum	gastropoda	Gas1
Hinia reticulata	gastropoda	Gas3
Tubifex costatus	oligochaeta	Oli
Capitella capitata	polychaeta	Polyc1
Microphthalmus sp.	polychaeta	Polyc2
Neanthes succinea	polychaeta	Polyc3
Nephtys hombergii	polychaeta	Polyc4
Pectinaria koreni	polychaeta	Polyc5
Polydora cornuta	polychaeta	Polyc7
Streblospio shrubsolii	polychaeta	Polyc8
Syllidia armata	polychaeta	Polyc9

De forskellige univariate indeks er samlet i tabel 4.3. Der blev foretaget en ANOVA GLM analyse af data baseret på 3 faktorer: transekt (1-3), bundtype (muslingeбанke, bar bund) og behandling (påvirket og kontrol område). Der blev ikke fundet forskelle i antal arter som funktion af behandling, hverken på transekterne eller som funktion af bundtype. Der blev imidlertid fundet signifikant flere infauna arter på muslingebanke sammenlignet med den bare bund ($F_{1,35} = 12.37$ $p < 0.05$) og flere arter i transekt 1 sammenlignet med transekt 3 ($F_{2,35} = 4.57$ $p < 0.021$, Tukey T = -2.817, $p = 0.0249$). For ingen af faktorerne var der en effekt på antal individer (N).

For artsrigdom var der signifikant forskel mellem transekter og bundtyper og interaktionen mellem transekt x bundtype x behandling indikerer, at artsrigdommen på bar bund i kontrolprøven i transekt 3 var signifikant forskellig fra andre behandlinger, men ikke til den tilsvarende påvirkede prøve. Derfor har behandlingen ingen effekt på artsrigdom. For parametrene artsdiversitet og Pielou's evenness indeks var der også signifikante forskelle mellem bundtyper, men ingen effekt af behandling.

Tabel 4.3. Gennemsnitlig værdi for en række univariate indeks for infauna indsamlet i Løgstør Bredning.

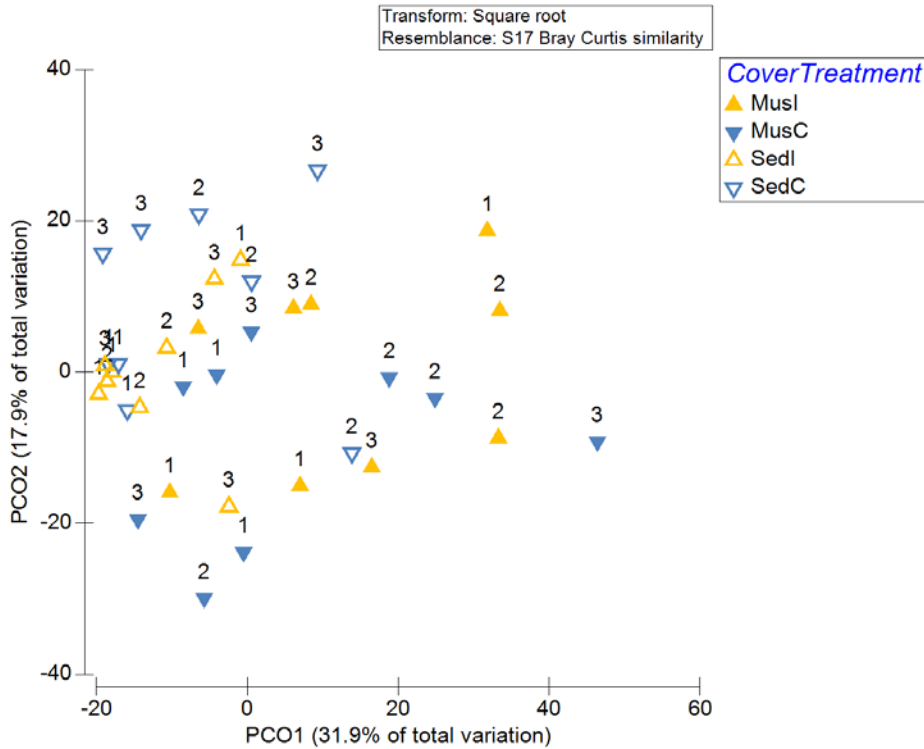
Index	Bund	Transekt 1		Transekt 2		Transekt 3	
		Kontrol	Påvirket	Kontrol	Påvirket	Kontrol	Påvirket
Antal arter (S)	Musling	9,00±1,73	11,3±4,04	8,00±1,73	8,00±1,00	10,67±3,79	7,67±2,52
	Bar bund	4,67±1,53	6,33±0,58	9,33±3,06	6,00±1,00	5,33±1,15	6,33±1,15
Antal individer (N)	Musling	19,6±3,70	19,9±8,93	19,68±2,09	18,98±5,49	21,8±15,74	11,5±3,31
	Bar bund	10,6±3,45	19,2±3,61	15,94±9,92	12,25±2,17	14,02±4,35	17,1±2,15
Artsrigdom (d)	Musling	2,68±0,41	3,46±0,82	2,34±0,5	2,40±0,11	3,23±0,52	2,71±0,8
	Bar bund	1,54±0,49	1,81±0,2	3,11±0,42	2,00±0,38	1,64±0,26	1,88±0,4
Ensartet-hed (j')	Musling	0,92±0,02	0,94±0,02	0,89±0,03	0,92±0,02	0,94±0,02	0,93±0,02
	Bar bund	0,90±0,07	0,93±0,04	0,94 (±0,06)	0,9±0,05	0,90±0,05	0,89±0,01
Diversitet (H')	Musling	2,01±0,13	2,23±0,34	1,83±0,18	1,91±0,11	2,19±0,31	1,87±0,37
	Bar bund	1,37±0,41	1,71±0,1	2,06±0,26	1,60±0,22	1,48±0,15	1,63±0,16

MDS (2 D, stress 0,19) og PCoA plot (figur 4.6) af transformerede data viste mangel på mønster i relation til behandling. Det beregnede 2 D stress for MDS på 0,19 er ganske højt og indikerer tilfældig fordeling (Clarke 1993). I PCoA diagrammet fremtræder en fordeling i relation til bundtype (figur 4.6). PCO1 kan forklare 31,9% af variationen i data og PCO2 17,9%.

Tabel 4.4. Multivariate PERMANOVA test af infauna abundans og biomasse af alle arter mellem transekter, bundtype og behandling. Signifikante værdier er fremhævet med fed skrift.

	Frihedsgrader	Sum of Squares	Mean Squares	Pseudo-F	P(perm)	Unique permutations	P (Monte-Carlo)
Transekt	2	2059,2	1029,6	1,2579	0,252	998	0,262
Bundtype	1	5442,8	5442,8	6,6497	0,001	998	0,001
Behandling	1	583,76	583,76	0,71319	0,659	998	0,597
Transekt x Bund	2	1305,5	652,75	0,79748	0,654	999	0,638
Transekt x Behandling	2	1841,8	920,9	1,1251	0,322	999	0,32
Bund x Behandling	1	997,59	997,59	1,2188	0,312	999	0,305
Transekt x Bund x Behandling	2	1906	953	1,1643	0,311	999	0,319
Residualer	24	19644	818,51				
Total	35	33781					

Som det fremgår af tabel 4.4 er der igen samlet effekt ved en PERMANOVA analyse af behandling for abundans af individer og der blev følgelig ikke gennemført andre analyser. Den signifikante effekt af bundtype hænger sandsynligvis sammen med, at blåmuslinger fungerer som habitatdannende art (se fx Norling & Kautsky 2008).



Figur 4.6. PCoA plot af forekomst af alle arter rubriceret efter behandling, bundtype og transekt i prøver indsamlet i Løgstør Bredning efter kvadratrods transformation og Bray-Curtis similaritets behandling.

Der blev samlet påvirket ca. 760 m² makroalgebund. I tabel 4.5 er samlet en oversigt over, hvor meget biomasse af makroalger af forskellige arter, der blev fundet i søstjernevoddet efter, at det var blevet trukket henover makroalgebunden. I alt blev der fanget 14,03 kg makroalger i voddet svarende til en fjernelse af alger på 19,5 g m⁻². Dertil kommer evt. påvirkede alger, som er blevet revet af substratet, men ikke er blevet opsamlet i voddet. I et test træk før forsøgene blev der fanget to større sten med bevoksning af makroalger (figur 4.7).

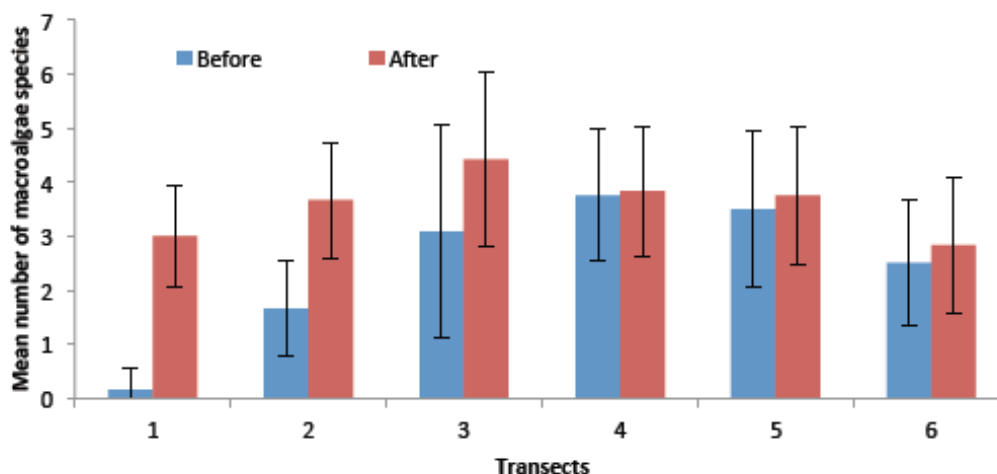


Figur 4.7. Fangst af sten i forsøget på makroalgebund.

På trods af, at der kunne konstateres fangst af makroalger i søstjernevoddet efter træk over bunden, kunne dykkeren ved inspektion kort tid efter påvirkningen ikke konstatere en synlig effekt på den påvirkede makroalgebund. Der blev identificeret i alt 13 forskellige arter i undersøgelsesområdet, heraf 12 af dykkeren i undersøgelseskvadraterne. Der blev fundet gennemsnitligt $3,8 \pm 1,2$ arter i hvert indsamlingskvadrat før påvirkning og $4,4 \pm 1,6$ arter efter påvirkning (figur 4.8). Det gennemsnitlige antal arter observeret i indsamlingskvadraterne indikerer, at voddet ingen effekt har på biodiversiteten af makroalger. En statistisk test blev gennemført for transekt 3-6, idet data på arter på transekt 1-2 udelukkende stammer fra video-observationer. Den statistiske analyse viser, at der ikke var en signifikant effekt af påvirkningen med søstjernevod på biodiversitet af makroalger.

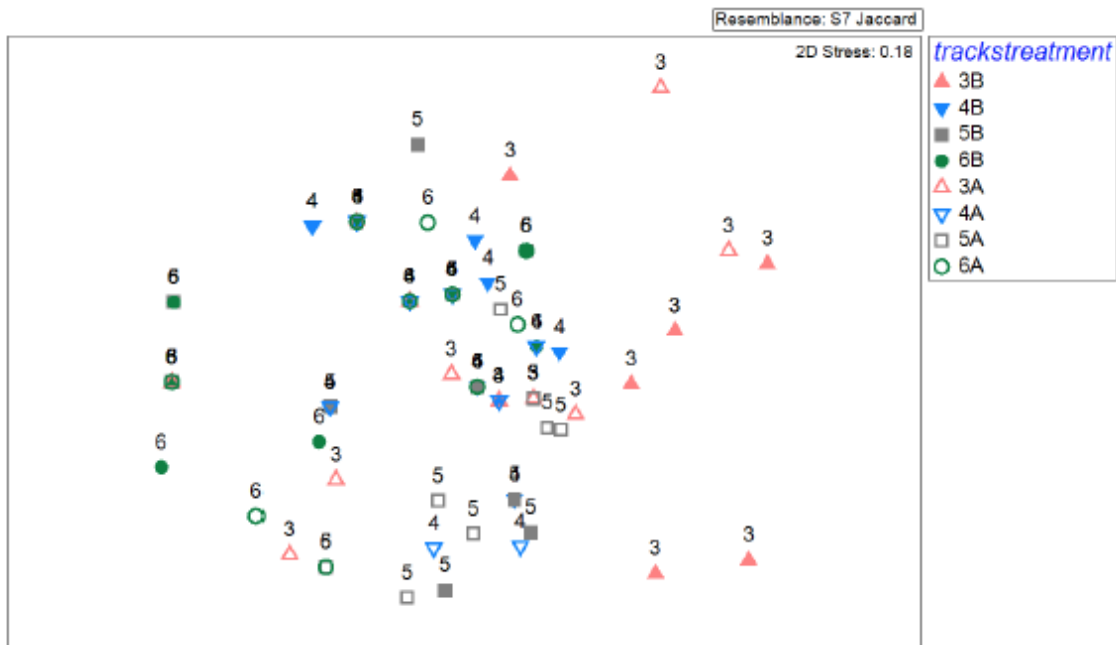
Tabel 4.5. Vægt af makroalger i søstjernevod og beregnet arealspecifik biomasse af forskellige arter af makroalger.

Art	I voddet, g	Biomasse fjerne, g m ⁻²
Callithamnion corymbosum	39	0.05
Ceramium rubrum	275	0.38
Chondrus crispus	50	0.07
Chordaria sp	0	0
Corallina officinalis	16	0.02
Dumontia cortata	0	0
Ectocarpus siliculosus	69	0.10
Fucus serratus	25	0.03
Halidrys siliquosa	11079	15.39
Heterosiphonia japonica	0	0
Polysiphonia elongata	47	0.07
Phymatolithon sp.	0	0
Sargassum muticum	2429	3.37



Figur 4.8. Antal arter (gns. \pm std. afv.) pr observation på 6 transekter før og efter påvirkning med søstjernevod. På transekt 1-2 er arterne bestemt på baggrund af videooptagelser på transekt 3-6 er arterne identificeret af dykker in situ.

MDS plot (2D, stress 0,18) i henhold til Jaccard Index for sammenligning af matrice blev fremstillet efter, at et kvadrat uden makroalger var fjernet fra analysen. Plottet viser ingen tydelige mønstre (figur 4.9) som funktion af påvirkning af voddet. Det høje stress på grænsen til tilfældig fordeling indikerer yderligere mangel på mønstre i diversitetsdata.



Figur 4.9. MDS plot af Jaccard index for forekomst af 12 makroalgearter i 12 kvadrater på transekt 3, 4, 5 og 6 i Løgstør Bredning.

4.3 Sammenfatning

Samlet kunne der for ingen af økosystemkomponenterne infauna, blåmuslinger eller makroalger konstateres signifikante effekter af påvirkning med søstjernevoddet på tæthed af muslinger eller diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, men den lave mængde makroalger i voddet efter påvirkning indikerer yderligere, at påvirkningen af voddet er begrænset. En forudsætning for denne samlede vurdering er dog, at der under fiskeriet ikke fanges større sten. Forsøgene viste, at større sten kan fanges af voddet og det vil i givet fald have stor betydning for overlevelse af de makroalger, der sidder på stenene. Ligeledes kan det forventes fra, at både diversitet og tæthed af makroalger er større på større sten end i det valgte forsøgsområde generelt. På større sten vil der udover makroalger også kunne findes epibentiske dyr som søpunge, mosdyr mm. Det er imidlertid ikke sandsynligt, at der vil foregå fiskeri efter søstjerner i områder, hvor der er flere større sten, dels fordi der her ikke er mange muslinger og dermed heller ikke mange søstjerner og dels fordi større sten kan ødelægge udstyret.

På baggrund af denne undersøgelse, kan det anbefales, at der ved konsekvensvurderingernes beregning af kumulative effekter regnes med en påvirkning på 0 for økosystemkomponenterne infauna og blåmuslinger og 30-50% af effekten af muslingeskraberen, da der kunne noteres afrevne makroalger, men ingen signifikante, observerede effekter i det påvirkede område.

Referencer

- Agüera, A., Trommelen, M., Burrows, F., Jansen, J. M., Schellekens, T., & Smaal, A. (2012). Winter feeding activity of the common starfish (*Asterias rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of Sea Research*, 72, 106-112.
- Beddington J.R. and Cooke J.G. (1983) The potential yield of fish stocks. FAO Fish. Tech. Pap. 242. 47 pp.
- Brey T, (2001) Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/>
- Brey, T. (2012). A multi- parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(8), 581-589.
- Canal-Vergés, P. & Petersen, J.K. (2015). Faglig understøttelse af forvaltningsprincipper for muslingefiskeri – Kortlægning af makroalger og ålegræs i Natura 2000 områder i Limfjorden. DTU Aqua rapport nr 304-2015, 44 pp.
- Chim, C. K., & Tan, K. S. (2013). A method for the external attachment of acoustic tags on sea stars. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(01), 267-272.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143 doi 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Die, D.J., Caddy, J.F. (1997) Sustainability yield indicators from biomass: are there appropriate reference points for use in tropical fisheries. *Fisheries Research* 32: 60-79
- FAO (1995) Code of conduct for responsible fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO(1996) Precautionary approach to capture fisheries and species introductions, Lysekil, Sweden, 6-13 June 1995. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 1-54.
- Garcia S., Sparre P. and Csirke J. (1989) Estimating surplus production and maximum sustainable yield from biomass data when catch and effort time series are not available. *Fish. Res.* 8, 13–23.
- Gayanilo, F.C, Sparre, P., Pauly,D., 2005. FISAT II (vers. 1.2.2). FAO-ICLARM Stock Assessment Tool. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Rome
- Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., & Charnov, E. L. (2001). Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*, 293(5538), 2248-2251.

Guillou, M., Joly-Turquin, G., Leyzour, S., Pernet, P., & Dubois, P. (2012). Factors controlling juvenile growth and population structure of the starfish *Asterias rubens* in intertidal habitats: field and experimental approaches. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(02), 367-378.

Gulland J.A. (1971) Science and fishery management. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 33, 471–477.

Haltuch, M.A., Punt, A.E., Dorn, M.W. (2008). Evaluating alternative estimators of fishery management reference points. *Fisheries Research* 94, 290-303.

Hansen, J.W., Rytter, D., Balsby, T.J.S. (2014). Iltsvind i de danske farvande i juli-august 2014. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet. 22 pp.

Holtegaard, L.E., Gramkow, M., Petersen, J.K. & Dolmer, P (2008). Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Nykøbing Mors. Dansk Skaldyrcenter, 130 pp (elektronisk).
http://ferv.fvm.dk/Files/Filer/Fiskeri/Projektdatabase/Kollektive%20foranstaltninger/3704-2-06-0140_biofouling_og__skadevoldere.pdf

Hummel, C., Honkoop, P. & van der Meer, J., 2011. Small is profitable: No support for the optimal foraging theory in sea stars *Asterias rubens* foraging on the blue edible mussel *Mytilus edulis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(1), pp.89–92.

Lamare, M. D., Channon, T., Cornelisen, C., & Clarke, M. (2009). Archival electronic tagging of a predatory sea star—testing a new technique to study movement at the individual level. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373(1), 1-10.

Laudien, J., & Wahl, M. (2004). Associational resistance of fouled blue mussels (*Mytilus edulis*) against starfish (*Asterias rubens*) predation: relative importance of structural and chemical properties of the epibionts. *Helgoland Marine Research*, 58(3), 162-167.

Norling P, Kautsky N (2008) Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquatic Biology* 4: 75-87 doi 10.3354/ab00096

Perry, R. I., Walters, C. J., & Boutillier, J. A. (1999). A framework for providing scientific advice for the management of new and developing invertebrate fisheries. *Reviews in fish biology and fisheries*, 9(2), 125-150.

Punt, A. E., & Szuwalski, C. (2012). How well can F MSY and B MSY be estimated using empirical measures of surplus production?. *Fisheries Research*, 134, 113-124.

Rees, H. L., & Dare, P. J. (1993). *Sources of mortality and associated life-cycle traits of selected benthic species: a review*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research.

Restrepo, V. R., & Powers, J. E. (1999). Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56(6), 846-852.

Sommer, U., Meusel, B., & Stielau, C. (1999). An experimental analysis of the importance of body-size in the seastar-mussel predator-prey relationship. *Acta Oecologica*, 20(2), 81-86.

Wares, J. P. (2001). Biogeography of *Asterias*: North Atlantic climate change and speciation. *The Biological Bulletin*, 201(1), 95-103.

Vevers, HG. 1949 The biology of *Asterias rubens* L.: Growth and reproduction. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 28 (1). 165-187.

Zhou, S., Yin, S., Thorson, J. T., Smith, A. D., & Fuller, M. (2012). Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(8), 1292-1301.