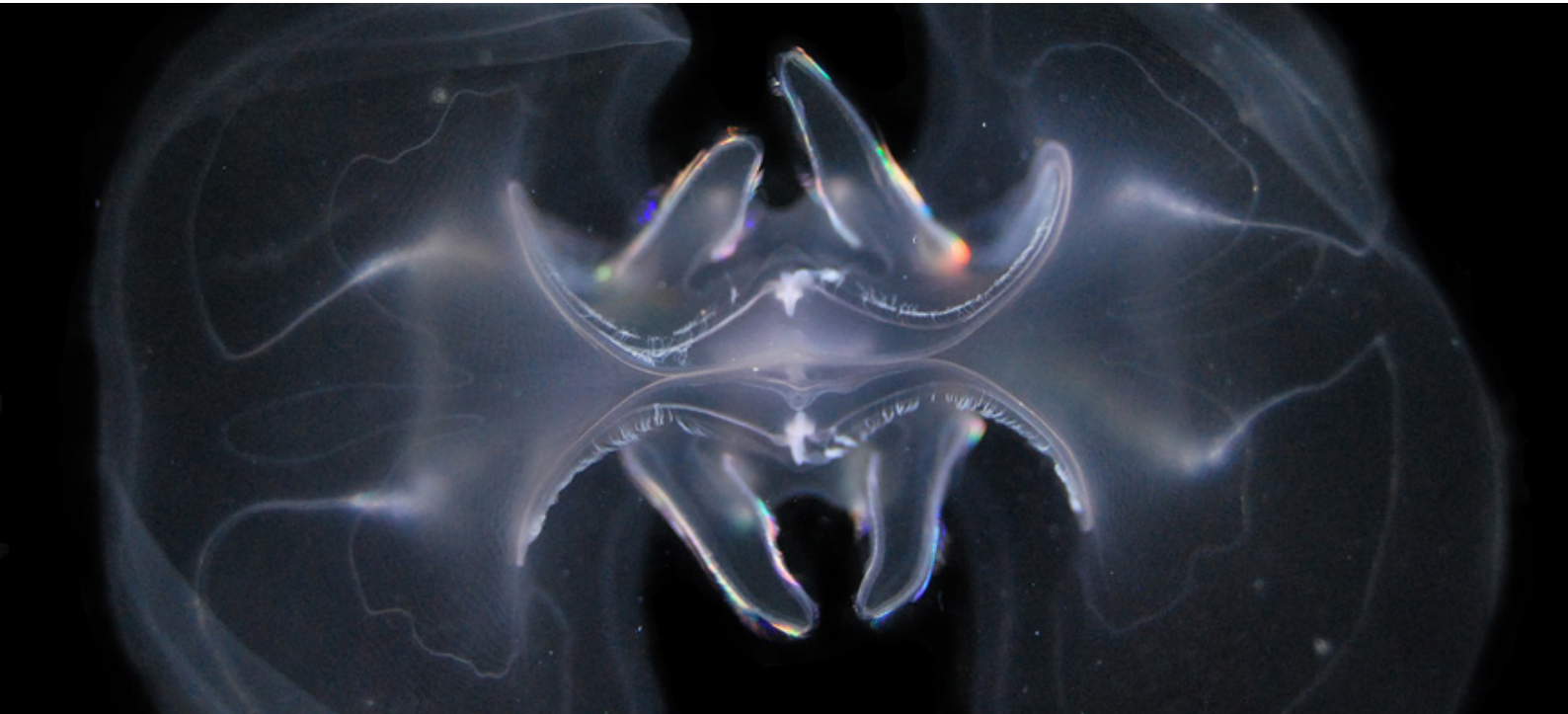


Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer - vurdering af de invasive arter amerikansk ribbegøple og sortmundet kutling

Af Jens Kjerulf Petersen (red.), Jane Behrens, Michael van Deurs, Grete Dinesen, Cornelia Jaspers, Lene Friis Møller og Kristian S. Plet-Hansen

DTU Aqua-rapport nr. 365-2020



Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af de invasive arter amerikansk ribbegøple og sortmundet kutling

DTU Aqua-rapport nr. 365-2020

Af Jens Kjerulf Petersen (red.), Jane Behrens, Michael van Deurs, Grete Dinesen, Cornelia Jaspers, Lene Friis Møller og Kristian S. Plet-Hansen

Kolofon

Titel:	Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af de invasive arter amerikansk ribbegople og sortmundet kutling
Forfattere:	Jens Kjerulf Petersen (red.), Jane Behrens, Michael van Deurs, Grete Dinesen, Cornelia Jaspers, Lene Friis Møller og Kristian S. Plet-Hansen
DTU Aqua-rapport nr.:	365-2020
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet april 2020. Rapporten er udgivet maj 2020
Reference:	Petersen, J.K. (red.), Behrens, J., van Deurs, M., Dinesen, G. Jaspers, C., Møller, L.F. & Plet-Hansen, K.S. (2020). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af de invasive arter amerikansk ribbegople og sortmundet kutling. DTU Aqua-rapport nr. 365-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 30 pp. + appendix.
Kvalitetssikring:	Denne rapport er fagfællebedømt af videnskabeligt personale fra DTU Aqua, som ikke selv har deltaget i projektgruppens arbejde
Forsidefoto:	Amerikansk ribbegople. Foto: Cornelia Jaspers. Sortmundet kutling. Foto: Mads Christoffersen.
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Dansk Skaldyrcenter, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-288-3

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redogørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Forord

Vandrammedirektivet foreskriver, at medlemsstaterne i vandområdeplanerne skal indsamle og opbevare oplysninger om type og omfang af de signifikante menneskeskabte belastninger og deres virkninger for overfladevandets tilstand i de kystnære vandområder, og at det skal vurderes, hvor påvirkelig vandområdernes tilstand er over for de anførte belastninger. Forskning har tidligere vurderet, at den mest betydende presfaktor er for store tilførsler af kvælstof og fosfor. En række andre presfaktorer kan imidlertid have betydning for tilstanden i det marine miljø. Miljøstyrelsen har ønsket at udvikle en samlet forskningsbaseret viden om andre marine presfaktorer - ud over næringsstofbelastning og klimaændringer – der kan påvirke den økologiske tilstand i de marine vandområder, jf. Vandrammedirektivet. Resultaterne skal inddrages i Vandområdeplan 2021-2027.

Denne rapport er et resultat af et projekt om andre marine presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer igangsat af Miljøstyrelsen til opfølgning af styrelsens målsætning om øget forskningsbaseret dokumentation på området. I projektets indledende faser blev det vurderet, at de invasive arter amerikansk ribbegøple (*Mnemiopsis leidy*) og sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) kan have potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau for henholdsvis kvalitetselementet fytoplankton og kvalitetselementet bundfauna, men at der for ingen af de to invasive arter var tilstrækkelige data til rådighed for at kunne gennemføre en videnskabelig analyse (Petersen et al. 2018). Miljøstyrelsen har imidlertid ønsket en ekspertvurdering af potentielle effekter af de to invasive arter baseret på det materiale, der er tilstede. Denne rapport er en samling af disse analyser. Der er derudover foretaget en selvstændig analyse af den invasive art butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*), som er blevet afrapporteret i en tidligere rapport i projektet (Stæhr et al. 2019). Endelig er det tidligere blevet vurderet, at det for den invasive art stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) ikke kan antages, at arten på nuværende tidspunkt har en effekt på vandområdeniveau, hvorimod den lokalt kan have betydning for flere kvalitetselementer (Petersen et al. 2018).

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og følges af en styregruppe med repræsentanter fra Miljø- og Fødevarerministeriets Departement, Miljøstyrelsen, Fiskeripolitisk Kontor under Miljø- og Fødevarerministeriet samt DTU Aqua. Der er desuden knyttet en følgegruppe til projektet bestående af styregruppen samt Danmarks Naturfredningsforening, Danmarks Fiskeriforening PO, Landbrug og Fødevarer, Dansk Havne, SEGES, Dansk Akvakultur og DHI Danmark.

Denne rapport har været forelagt Miljøstyrelsen og er efterfølgende fagfællebedømt af videnskabeligt personale på DTU Aqua, som ikke selv har deltaget i projektgruppens arbejde. Det er alene forfatterne, der har ansvar for indholdet. Forfatterne har ligeledes alene ud fra faglige begrundelser vurderet evt. kommentarer fra Miljøstyrelsen og fagfællerne og i hvilket omfang disse er blevet inkluderet i rapporten.

Nykøbing Mors, april 2020

Indhold

Summary	5
1. Amerikansk ribbegøple	7
1.1 Indledning.....	7
1.2 Tilgængelige data.....	9
1.3 Resultater og diskussion	10
1.4 Sammenfatning og diskussion – amerikansk ribbegøple.....	14
2. Sortmundet kutling	16
2.1 Indledning.....	16
2.2 Materialer og metoder	16
2.3 Resultater.....	22
2.4 Sammenfatning og diskussion – sortmundet kutling	25
3. Sammenfatning	27
4. Referencer.....	28
Bilag A	31

Summary

As part of a larger project funded by the Danish Environmental Protection Agency (“Effects on the quality elements defined by the EU Water Framework Directive (WFD) of other pressure factors than excess nutrient load and climate change”) a number of environmental pressure factors other than excess nutrient loading and climate change have been identified as potential risks to all of the quality elements of the WFD (Petersen et al. 2018). In a larger review, a number of invasive species were identified as potential pressure factors on the quality elements of the WFD. In the review, it was estimated that the invasive species *Mnemiopsis leidyi* and *Neogobius melanostomus* may have potential significant effects on the quality elements phytoplankton and benthic fauna, respectively (Petersen et al. 2018). Both species are known to be aggressive invaders and in international peer-reviewed studies, effects on the ecosystem have been documented but for none of the species, sufficient data were available to perform a scientific analysis at the level of water bodies as defined in the WFD (Petersen et al. 2018). However, the Danish Environmental Protection Agency wanted an expert assessment of potential effects of the two invasive species based on the data available at present.

Mnemiopsis leidyi possess many characteristics of invasive species such as rapid growth, high dispersal potential, high fertility, short generation time, high competitiveness and high tolerance to environmental conditions. *Mnemiopsis leidyi* was first observed in northern European waters in 2005 and major occurrences were observed in Limfjorden in 2007. Since then, it has been observed in most Danish waters. The expected effect of *Mnemiopsis leidyi* in the ecosystem is that it eats zooplankton, thereby reducing grazing pressure on phytoplankton, which can then grow uncontrolled and thereby lead to a number of biological cascade effects. As data on occurrence of jelly fish including *Mnemiopsis leidyi* is not a part of any national Danish monitoring program, only data from scientific publications are available. These have not hitherto been collected systematically and data is primarily available from Limfjorden up to 2011. Most other data for the analysis, e.g. concentration of Chlorophyll *a*, derives from the national environmental monitoring program. Overall, the analysis demonstrated a negative correlation between the occurrence of *Mnemiopsis leidyi* and copepod biomass in Limfjorden. There could, however, not be demonstrated a relation between *Mnemiopsis leidyi* and concentrations of Chlorophyll *a*. One reason for the lack of a cascade effect of the grazing on zooplankton is probably that other suspension-feeders - especially blue mussels - can affect the concentration of Chlorophyll *a* and thus disguise the effect of reduced concentrations of zooplankton. No unequivocal effects of the occurrence of *Mnemiopsis leidyi* can thus be demonstrated for the WFD quality element phytoplankton. In order to demonstrate any effect, a more elaborate monitoring program including *Mnemiopsis leidyi*, as well as other jelly fish like *Aurelia aurita*, needs to be established.

Neogobius melanostomus is found in coastal shallow waters during the spring, summer and fall, while in winter it hibernates in deeper water. The species has many invasive characteristics such as high competitiveness of territory and food, a broad diet, high dispersal potential and high tolerance to fluctuations in temperature, oxygen content and salinity. *Neogobius melanostomus* was first observed in Danish waters at Bornholm in 2008, and the following year the first individuals were found at Guldborgsund and subsequently along the coasts of Lolland, Falster, Møn and Zealand's southwest and southeast coast and also in the later years at the coasts of

Fyn. The expected effect of invasion of *Neogobius melanostomus* is a selective predation pressure on the benthic fauna leading to a reduced diversity and potentially cascade effects at selective feeding on benthic suspension-feeders. The analysis was performed as a BACI-analysis using data from the national environmental monitoring program on benthic fauna. From the monitoring data, species that are known prey for the fish were selected for the analysis. For *Neogobius melanostomus* only presence/absence data was used, as no quantitative data are available. The selected 'impact' areas are respectively Gulborgsund (*Neogobius melanostomus* first observed 2009) and Stege Bugt (*Neogobius melanostomus* first observed 2011) and as 'control' area was used the inner part of Isefjord. Overall, the results of the analysis showed that there was no statistical evidence of a negative effect of *Neogobius melanostomus* on bottom fauna in the two selected 'impact' areas. Some variation in data was found, and the primary cause of a 'significant positive effect' found in some 'impact' areas was mainly a negative development of the species in the 'control' area. In order to demonstrate a potential effect of *Neogobius melanostomus* on bottom fauna, sampling with a better representation than in the present environmental monitoring of epibenthic and in particular mobile epibenthic species is required.

We have not been able to demonstrate significant effects of neither *Mnemiopsis leidyi* on the quality element phytoplankton nor *Neogobius melanostomus* on the quality element benthic fauna. For both species, part of the explanation is that there is an insufficient data basis for the analysis. Basically, *Mnemiopsis leidyi* have not been monitored for a sufficiently long period of time and with sufficient geographical coverage, and it is not possible to separate the effects of *Mnemiopsis leidyi* from the effects of other jellyfish. For *Neogobius melanostomus*, quantitative data on the distribution of the species are not available, and the monitoring of benthic fauna does not consider the preferred prey for *Neogobius melanostomus*. The present analysis thus illustrates current knowledge gaps in our understanding of the potential impact of invasive species for the coastal environmental condition. However, it cannot be concluded that if only data were sufficient, an effect could have been documented. Both analyses demonstrate large variations in the measured quality elements that cannot in themselves be explained by the presence of invasive species.

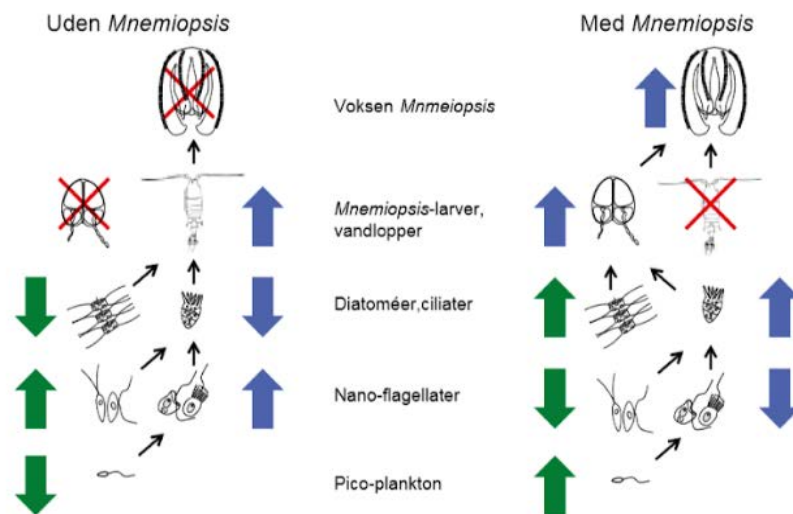
1. Amerikansk ribbegople

1.1 Indledning

Amerikansk ribbegople, *Mnemiopsis leidyi*, har mange karaktertræk, der kendetegner en invasiv art så som hurtig vækst, stort spredningspotentiale, hermafrodit med mulighed for selvbefrugtning, høj frugtbarhed, kort generationstid, bred byttedyrs niche, høj konkurrenceevne og høj tolerance over for miljøforhold som temperatur, saltholdighed og ilt. Desuden har den meget få fjender i de områder, den invaderer (opsummeret i Petersen et al. 2018). Amerikansk ribbegople blev første gang observeret i nordeuropæiske farvande i 2005 og der blev observeret store forekomster i Limfjorden 2007 (Jaspers et al. 2018). Amerikansk ribbegople kommer oprindeligt fra den amerikanske Atlanterhavskyst og har i flere omgange invaderet nye områder, hvor invasionen har ført til dramatiske konsekvenser for økosystemet i blandt andet Sortehavet i 1980'erne og senere i 1990'erne, hvor den invaderede det Kaspiske Hav. I 2005 blev ribbegoplen første gang set i Nordeuropa, hvor den havde spredt sig til både Nordsøen og året efter til den vestlige Østersø og i 2007 i Limfjorden, hvor der var masseforekomst og hvor den nu forekommer årligt fra midt på sommeren til sidst på året.

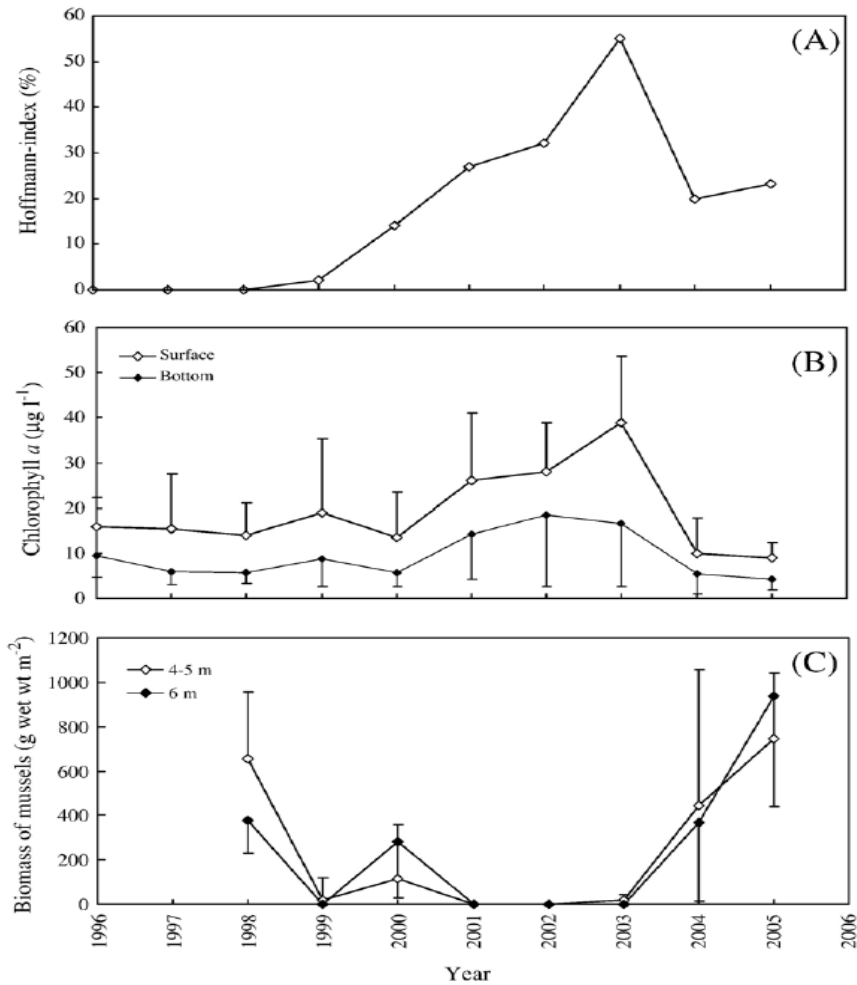
Den forventede påvirkningsmekanisme af amerikansk ribbegople er, at ribbegoplen æder zooplankton og derved reducerer græsningstrykket på fytoplankton, som så kan vokse ukontrolleret, hvilket igen vil lede til en række af biologiske kaskadeeffekter (Figur 1.1). En sådan effekt er dokumenteret på den svenske vestkyst over en 8-årig periode (2007-2015), hvor forekomst og antal af amerikansk ribbegople blev undersøgt. Ved at sammenligne sammensætningen af plankton i år uden goplen med år hvor amerikansk ribbegople har været talrig, har man fået indblik i kaskadeeffekterne ved masseforekomster. Her var klorofylkoncentrationen højere i år med masseforekomster af amerikansk ribbegople – til trods for at primærproduktionen var uændret.

Andre pelagiske filtratorer end ribbegoplen, der potentielt kan have lignende effekter, er de hjemhørende goplearter. Især vandmanden, *Aurelia aurita*, kan have samme indirekte effekt som amerikansk ribbegople, som det er beskrevet for Skive Fjord (Riisgaard og Møller 2007a, b). Goplernes græsning på zooplankton blev studeret fra begyndelsen af 2003 til slutningen af 2005, hvor Skive Fjord blev udvalgt som særlig interessant at studere mere detaljeret i 2004 og 2005. Vandmændenes effektive fjernelse af zooplanktonet medførte, at planktonalgerne ikke blev græsset, og i august, hvor der på grund af iltsvind blev frigivet store mængder næringsstoffer fra bunden, skete der således voldsom og ukontrolleret opblomstring af planktonalger. Med andre ord forstærkede de mange store vandmænd effekten af den interne belastning. I 2004 og 2005, hvor der ikke var vandmænd om sommeren, var mængden af zooplankton væsentlig højere end i 2003, mens koncentrationen af klorofyl a var tilsvarende lavere, sandsynligvis som følge af zooplanktonets græsning. I perioder med manglende græsning fra zooplankton, vil en større del af fytoplankton synke til bunds og dø under forbrug af ilt. Derfor kan goplerne indirekte være med til at øge iltsvindet, sådan som det potentielt har været tilfældet i Skive Fjord under masseforekomster af vandmænd. Dette dræber muslingerne, som så medfører yderligere eskalering af algeopblomstringen, da muslingerne nu heller ikke bidrager til at begrænse den (Møller & Riisgaard 2007b). Det skal understreges, at der selvfølgelig er flere årsager til konkrete forekomster af iltsvind.



Figur 1.1. Kaskadeffekt ved masseforekomst af amerikansk ribbegoppe. Venstre side: Uden ribbegoplen er antallet af vandlopper så stort, at de kontrollerer biomassen af planktonalger og ciliater, og det fører til dominans af flagellater i bunden af fødenettet. Højre side: Når ribbegoplen fjerner vandlopperne trives ciliaterne, som æder flagellater, og selv ædes af de små larver af ribbegoppe. Grønne pile = ændringer i biomassen af planktonalger; blå pile = ændringer i biomassen af zooplankton (Tiselius & Møller 2017 gengivet i Riisgård et al. 2017).

Som en illustration af de nævnte sammenhænge er der i figur 1.2 vist udviklingen i forskellige parametre i en periode fra 1996-2005. Der er i figuren brugt det såkaldte Hoffman-indeks, som er et udtryk for mængden af gopler (Riisgård og Møller 2007b) og bestemt som antal af trawltræk, der ikke kunne gennemføres fordi nettet blev stoppet af gopler. Et indeks på 100 betyder således, at ingen trawltræk kunne gennemføres i fuld længde på grund af gopler. Indekset er baseret på forsøgstrawl i Limfjorden (Hoffman 2005), der blev gennemført hvert år i august – september måned (figur 1.2a). Figuren illustrerer de store variationer, der har været i mængden af gopler mellem årene. Som ligeledes illustreret i figuren skal andre filtratorer end de planktoniske inddrages i vurdering af årsag og effekt, når variationer i koncentration af fytoplankton i vandområderne skal forstås. Det gælder i indre danske farvande især blåmuslinger, hvis filtration kan have en stor direkte effekt på klorofyl. Det er endvidere påvist, at de også præderer direkte på zooplankton, hvilket komplicerer analyserne yderligere (Maar et al. 2007).



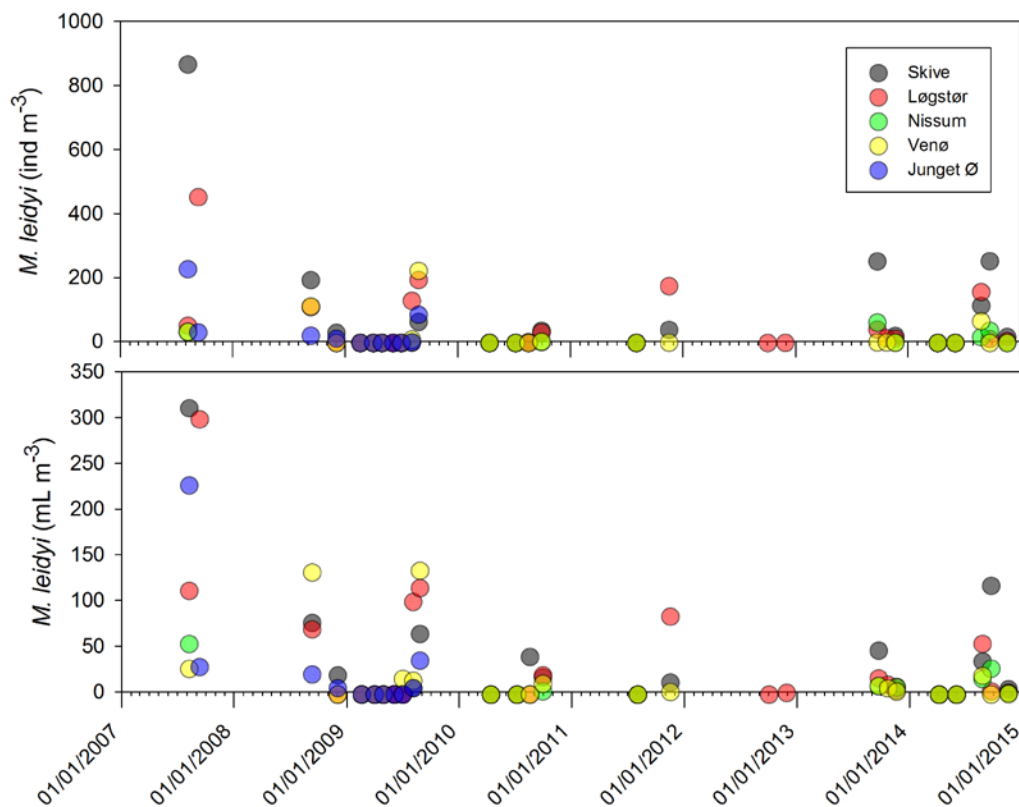
Figur 1.2. Skive Fjord 1996-2005: A) Hoffman index; B) Klorofylkoncentration og C) Blåmuslinge-biomasse (fra Møller & Riisgård 2007b).

1.2 Tilgængelige data

Der er observeret forekomst af amerikansk ribbegøple i alle danske farvande (Jaspers et al. 2018), men det er primært fra Limfjorden, at der er datagrundlag for vurdering af artens potentielle betydning for kvalitetsparameteret fytoplankton. Data vedrørende gøpler, her *Mnemiopsis leidyi* og *Aurelia aurita*, findes ikke i det nationale overvågningsprogram, så de er fundet i den videnskabelige litteratur. De fleste andre data til analysen kommer fra det nationale overvågningsprogram og er hentet fra portalen <https://odaforalle.au.dk> eller tilsendt direkte fra den dataansvarlige i Miljøstyrelsen. Der er også for andre parametre end gøpler suppleret med data fra forskningslitteraturen. Muslingedata kommer fra DTU Aquas årlige undersøgelser. På baggrund af en analyse af NOVANA data for forekomst af bl.a. andre filtrerende organismer er der blevet udvalgt 2 eller flere områder til analyse. Udvælgelsen er sket med udgangspunkt i kendte forekomster af amerikansk ribbegøple i enkelte eller flere år, men med inddragelse af relevante data, primært klorofyl, samt forekomst af andre filtratorer. Analysen tager forbehold for, at det ikke vil være muligt at gøre den fuldstændig herunder inkluderer andre forhold, der kan påvirke fytoplankton og dermed ikke kan nå til mere end indikationer af potentielle effekter.

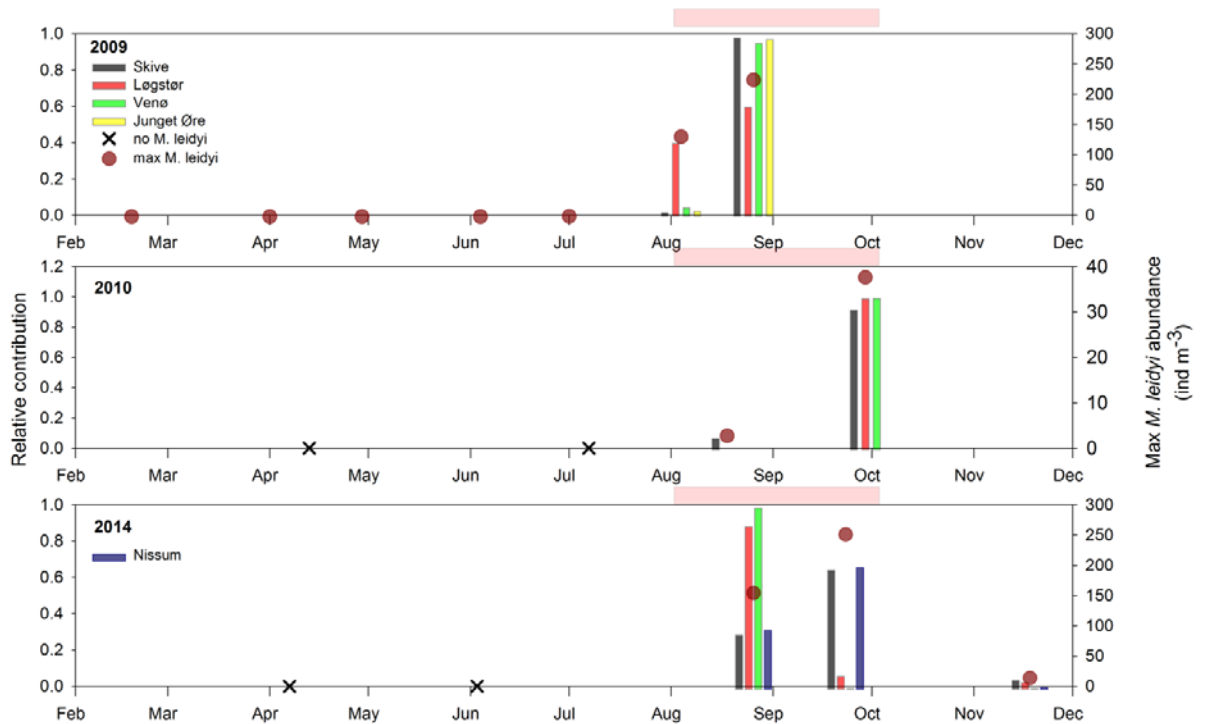
1.3 Resultater og diskussion

I figur 1.3 er samtlige data for forekomst af amerikansk ribbegople samlet for Skive Fjord, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Venø og Junget Ø og afbildet som henholdsvis tæthed (ind m^3) og biovolumen ($ml m^3$) som funktion af tid (år). Figuren illustrerer både datas sporadiske karakter og hvor stor forskel, der er mellem år.



Figur 1.3. Tæthed og biovolumen (som proxy for græsningspotentiale) af amerikansk ribbegople som funktion af tiden (år) i henholdsvis Skive Fjord, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Venø og Junget Ø.

I figur 1.4 er vist sæsonvariationen for amerikansk ribbegople for 3 af de år, hvor der er flest data (2009, 2010, 2014) for de samme 5 stationer. Som det fremgår af figur 1.4 er der generelt den største biomasse af amerikansk ribbegople i sensommeren/efteråret, og det er derfor denne periode, vi koncentrerer os om i nærværende analyse. Der er i denne periode potentielt også overlap med forekomst af vandmænd (illustreret med rød bar i figur 1.4).



Figur 1.4. Sæsonvariation for amerikansk ribbegople for 5 stationer i Limfjorden. Krydser angiver ingen forekomst, mens cirkler angiver maksimale koncentrationer af amerikanske ribbegopler uanset deres faktiske størrelse. Søjlerne viser den relative forekomst per region.

Da vi ønsker at undersøge en potentiel effekt af amerikansk ribbegople på klorofyl, blev den/de station(er) identificeret, hvor der er flest kvantitative data og hvor der på samme tid er målt klorofyl - både i årene inden og efter ankomsten af amerikansk ribbegople. De relevante områder er Skive Fjord og Løgstør Bredning. Forekomst af vandmænd komplicerer imidlertid analyserne, fordi de kan have samme effekt på fytoplankton som ribbegoplen. I nogle områder, hvor der oprindeligt var mange vandmænd, er disse efter ankomsten af amerikansk ribbegople forsvundet eller sameksisterer (figur 1.2).

I figur 1.5 og 1.6 er vist koncentrationen af klorofyl (Chl a) i overfladen (1 m) i månederne august-november, hvor amerikansk ribbegople har størst biomasse, som funktion af tid (år) både inden og efter ankomsten af amerikansk ribbegople for henholdsvis Skive Fjord og Løgstør Bredning. Inden ankomsten af amerikansk ribbegople dominerer vandmænd goplesamfundet. I 2004 og 2005 var der stort set ingen vandmænd i Skive Fjord (Møller & Riisgård 2007a, b) mens vi i Løgstør Bredning antager, at der var få gopler (Hoffman-indexet i figur 1.2). Koncentrationen af klorofyl (Chl a) var 5-10 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2004-2005, og kan betragtes som en form for basislinje uden betydelig påvirkning af gopler. I 2001-2003, hvor der var mange vandmænd var koncentrationen af klorofyl i overfladevandet også meget høj, men efter ankomst af amerikansk ribbegople og årene efter adskiller klorofylkoncentrationen sig ikke væsentligt fra basislinjen. Introduktionen af amerikansk ribbegople har således ikke umiddelbart medført højere koncentration af klorofyl, hvilket primært skyldes at der tidligere var store mængder vandmænd.



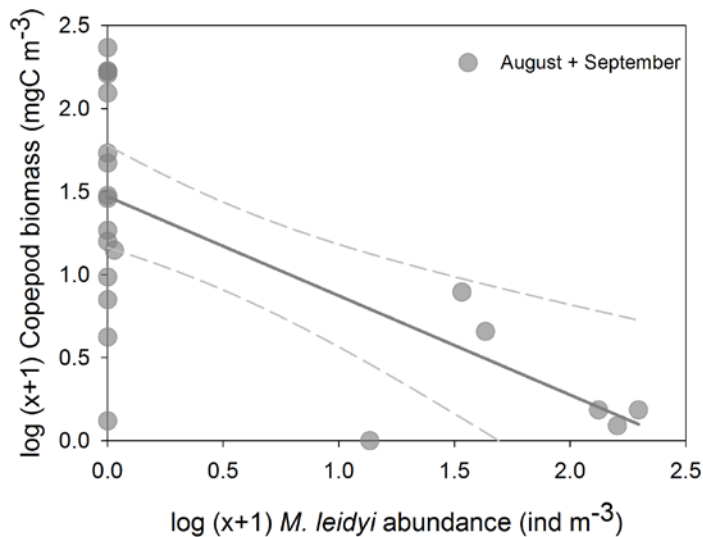
Figur 1.5. Skive Fjord. Koncentrationen af klorofyl i overfladen (Chl a, ug l⁻¹) som funktion af tid (år). Der er desuden angivet om der var mange eller få gopler.



Figur 1.6. Løgstør Bredning. Koncentrationen af klorofyl i overfladen (Chl a, ug l⁻¹) som funktion af tid (år). Der er desuden angivet om der var mange eller få gopler.

Der er ingen signifikant sammenhæng mellem biovolumen af amerikansk ribbegopler og koncentrationen af klorofyl i hverken overfladen (p=0,2) eller bundnært (p=0,91).

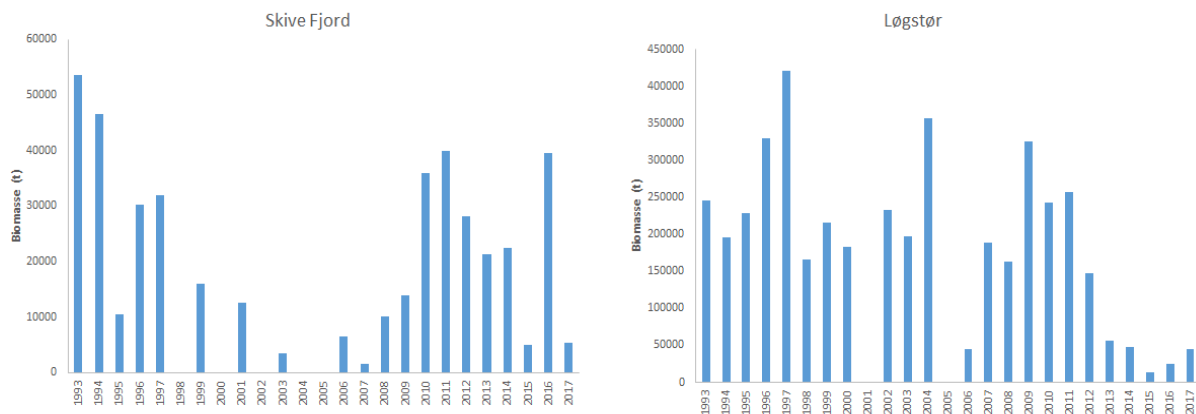
Vi har endvidere analyseret for eventuelle sammenhænge mellem amerikansk ribbegople og vandlopper som anses for at være den primære føde for amerikansk ribbegople (Rapoza et al. 2005) i Skive Fjord og Løgstør Bredning i månederne august og september. Figur 1.7 viser regression mellem vandloppebiomasse $\log(x+1)$, mg C m^{-3} og biovolumen af ribbegopler ($\log(x+1)$, ml m^{-3}) for august og september for perioden 1996-2014, hvor der fra 1996-2005 ikke var amerikansk ribbegople i områderne, mens der 2007-2014 var ribbegopler. Der var en signifikant sammenhæng med en negativ hældning på $-0,75$ ($P=0,0002$) om end analysen skal tages med det forbehold, at der er meget få tilgængelige data. Inkludering af vandmænd i analysen har ikke nogen betydning og ændrer ikke regressionsanalysen.



Figur 1.7. Sammenhæng mellem vandloppebiomasse og biovolumen and amerikansk ribbegople (log +1 transformeret). Linjen er givet ved $Y=-0,75 \cdot x+1,58$ ($R^2=0,54$, $P=0,0002$).

Selvom der således er en sammenhæng mellem forekomst af ribbegopler og vandlopper ser vi jf. figurerne 1.5 og 1.6 alligevel ikke en top i klorofyl i år med store forekomster af amerikansk ribbegople og det til trods for, at de har en signifikant græsning af vandlopperne. Der kan være flere årsager til det manglende respons i klorofyl, f.eks. stor forekomst af andre filtratorer som filtrerende blåmuslinger. I både Skive Fjord og Løgstør Bredning er der mange blåmuslinger (figur 1.8).

Der er ingen klar tendens i blåmuslingebiomasse i forhold til biovolumen af amerikansk ribbegople ($P>0,2$). Der har i begge områder været varierende biomasse af blåmuslinger og derfor et ligeledes varierende bentisk filtrationspotentiale dog således, at der i begge områder har været en betydelig biomasse sammenfaldende med stort biovolumen af amerikansk ribbegople. Det komplicerer konklusioner om evt. effekter af forekomsten af amerikansk ribbegople på koncentrationen af klorofyl. Der var ingen signifikant sammenhæng mellem koncentrationen af muslinger i de to områder og biomassen af blåmuslinger i det analyserede datasæt ($p>0,2$).



Figur 1.8. Total biomasse af blåmuslinger i henholdsvis Skive Fjord og Løgstør Bredning baseret på data fra DTU Aquas årlige monitoring om foråret.

1.4 Sammenfatning og diskussion – amerikansk ribbegople

Sammenfattende viser analyserne, at klorofylkoncentrationen ikke var højere i årene efter ankomst af amerikansk ribbegople. I årene før amerikansk ribbegople har den almindelige vandmand indirekte haft en stor effekt på klorofyl, hvilket kan sløre ribbegoplernes effekt. Analysen viser dog en sammenhæng mellem forekomst af amerikansk ribbegople og forekomst af vandløpper. At dette alligevel ikke resulterer i en signifikant højere klorofyl-koncentration kan skyldes, at andre filtratorer – især blåmuslinger – kan påvirke koncentrationen af klorofyl. I forståelsen af variationer af klorofyl-koncentrationen skal andre betydende filtratorer både på vandløpperne og på fytoplankton derfor inddrages.

Til trods for at vi ikke her kan påvise, at amerikansk ribbegople indirekte kan øge mængden af fytoplankton betyder det ikke, at de ikke potentielt har en effekt i danske farvande - eller kan få det i fremtiden (Petersen et al. 2018). Gennemgangen af den eksisterende litteratur viser således på, at amerikansk ribbegople også i danske farvande, findes i mængder der i perioder kan kontrollere zooplanktonet; hvilket er yderligere styrket med analyserne i denne rapport. Det skal i den sammenhæng bemærkes, at denne analyse repræsenterer et første forsøg på at sammenstille data fra danske vandområder og der er dermed tilvejebragt ny viden, som understøtter tidligere konklusioner. Men i lavvandede områder med stor forekomst af bentiske filtratorer – og aktuelt i Skive Fjord også hjemmehørende gopler - er det sandsynligt, at effekten af ribbegoplernes græsning på zooplankton og en deraf forventet stigning i klorofyl maskeres. Dette fremgår også indirekte af nærværende analyse. Dermed kan der heller ikke demonstreres entydige effekter af forekomster af amerikansk ribbegople på kvalitetselementerne.

For i højere grad at kunne dokumentere effekter af gopler på kvalitetselementet fytoplankton, anbefaler vi, at gopler inkluderes i det nationale overvågningsprogram på udvalgte stationer, hvor andre relevante parametre også overvåges. Overvågningen skal omfatte stationer, hvor der både tages prøver for gopler, zooplankton og klorofyl og ideelt vælges stationer med og uden stort bentisk græsningstryk. Helt optimalt kan prøvetagning for gopler – f.eks. vandmænd og amerikansk ribbegople - udføres med Bongo-net i løbet af henholdsvis forår og sommer/ef-

terår. Da det kræver en del tid at optælle/måle gopler på traditionel vis kan man med fordel anvende en metode beskrevet af Tiselius & Møller (2016), hvor fotos af dominerende arter i en lysboks kombineres med biovolumen.



Foto: Cornelia Jaspers, DTU Aqua.

2. Sortmundet kutling

2.1 Indledning

Sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) er en bundlevende fisk, der i forårs-, sommer- og efterårsmånederne findes kystnært på lavt vand, mens den om vinteren trækker ud på dybere vand. Arten er den største kutling i danske farvande og besidder mange invasive karaktertræk såsom høj konkurrenceevne om territorium og føde, en bred diæt, stor spredningsevne, høj tolerance over for udsving i temperatur, iltindhold og saltholdighed. Sortmundet kutling foretrækker beskyttede levesteder som for eksempel fjorde og bugter, og findes på sand-, grus- og stenbund, og undertiden også på mudderbund. Arten er mest talrig på steder med egnede skjul såsom sten, tang og ålegræs, samt menneskeskabte strukturer som f.eks. havneanlæg (Kornis et al. 2012; Behrens et al. 2017).

Sortmundet kutling er naturligt hjemmehørende i Det Kaspiske Hav, Sortehavet, Det Azovske Hav og Marmarahavet, og er herfra (gentagne gange) utilsigtet indført til Østersøregionen, hvor den blev observeret første gang i Gdansk Bugten i 1990 (Sapota 2004; Kotta et al. 2015). Arten blev første gang observeret i danske farvande ved Bornholm i 2008, og året efter blev de første individer fundet ved Guldborgsund (Sjælland). Fisken har efterfølgende spredt sig rundt langs Bornholm, adskillige steder ved Lolland, Falster og Møn, ved flere af øerne i Smålandsfarvandet, samt langs Sjællands sydvest og sydøst kyst, og er registeret så langt nordpå som Københavns Havn (2016), og også i de senere år ved Fyns kyster (Azour et al. 2015; Carl et al. 2016).

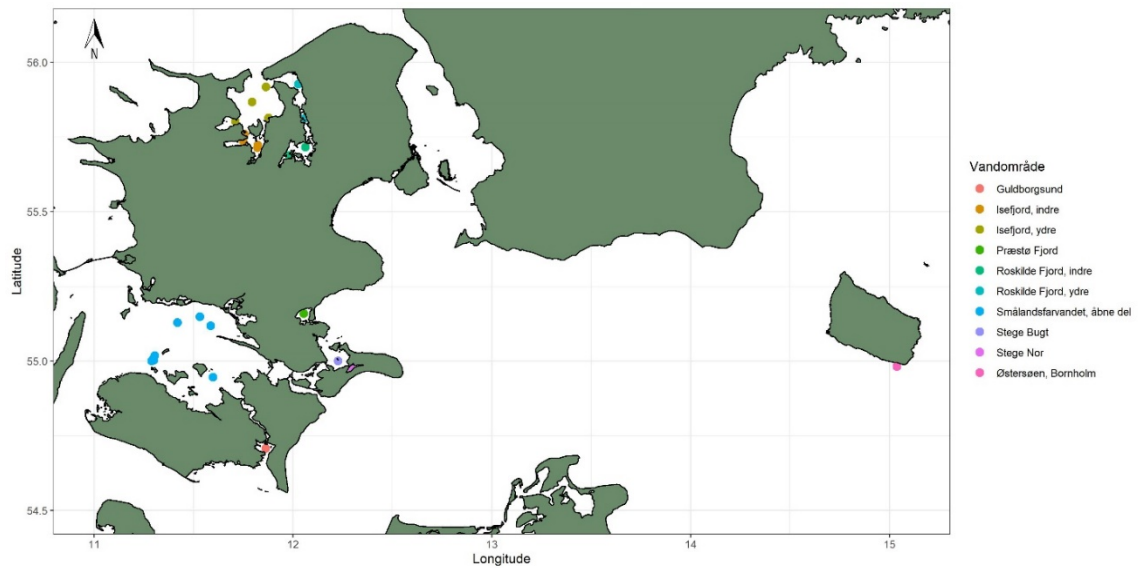
Samtidig med den første observation af sortmundet kutling i Østersøregionen (1990) blev arten også observeret i The Great Lakes i USA (Kornis et al. 2012). Der findes studier fra The Great Lakes, som har undersøgt bundfauna forekomster henholdsvis 'før' og 'efter' invasion, eller har sammenlignet forholdene i bifloder som henholdsvis er invaderet/ikke-invaderet af sortmundet kutling. Disse studier har vist, at både artsammensætning samt biomasse af visse bunddyr ændres efter sortmundet kutlings invasion (Lederer et al. 2006, 2008; Kipp & Ricciardi 2012; Kipp et al. 2012; Barrett et al. 2017; Pennuto et al. 2018). I en nylig dybdegående litteraturgennemgang (Petersen et al. 2018) blev det vist, at sortmundet kutling potentielt kan have væsentlig effekt på kvalitetselementet "bundfauna". Aktuelt findes der ingen studier af effekter af sortmundet kutling på kvalitetselementerne i de danske kystområder. Formålet med denne analyse er således at undersøge forekomsten af udvalgte bunddyr i to områder som er invaderet af sortmundet kutling og et kontrolområde (uden sortmundet kutling) i årene før og efter invasionerne i de berørte områder for hermed at bidrage med en begrundet vurdering af potentiel betydning af arten for kvalitetselementet bundfauna.

2.2 Materialer og metoder

2.2.1 Udvælgelse af vandområder til analyser

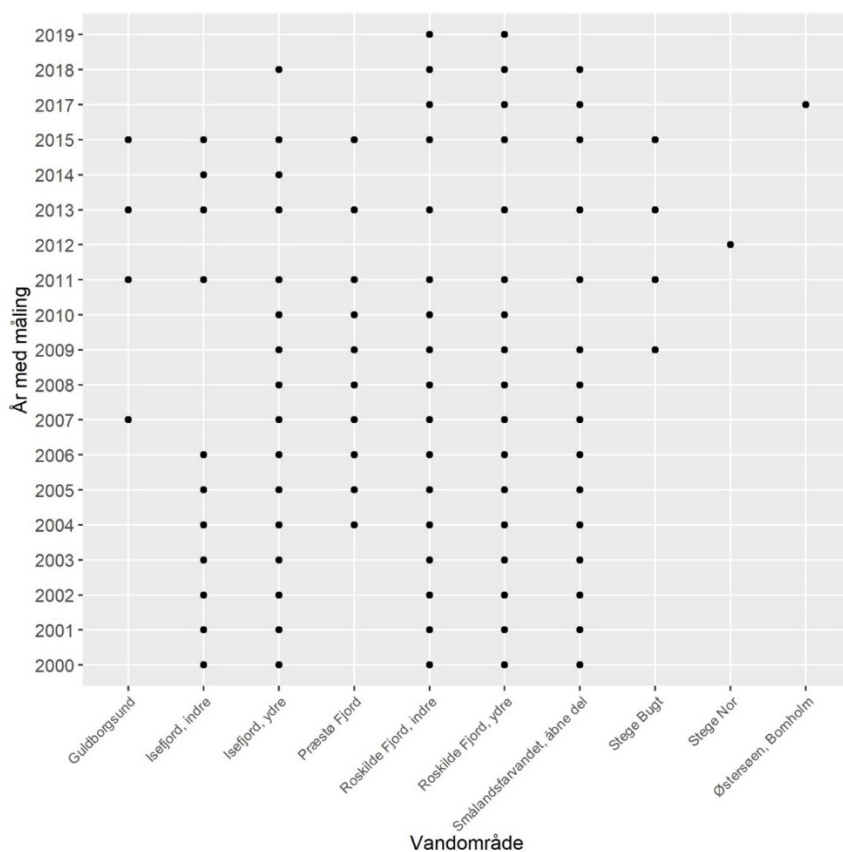
Analysen af forekomst af udvalgte bundfauna arter er designet som et "før-efter-kontrol-påvirket" forsøg (på engelsk: Before-After-Control-Impact, BACI) (Conner et al. 2016). Et kriterium for udvælgelse af områder var derfor forekomst af bundfaunadata i år før og efter invasion af sortmundet kutling i både de invaderede 'impact' områder og 'control' området. I alt findes der 10 vandområder, hvor der indsamles bundfauna og som enten dækker udbredelsesområdet for

sortmundet kutling (dvs. potentielle 'impact' områder), eller ligger i geografisk nærhed heraf (dvs. potentielle 'control' områder) (figur 2.1).



Figur 2.1. Vandområder i sortmundet kutlings udbredelsesområde (samt nærhed heraf) hvor der indsamles bundfaunaprøver.

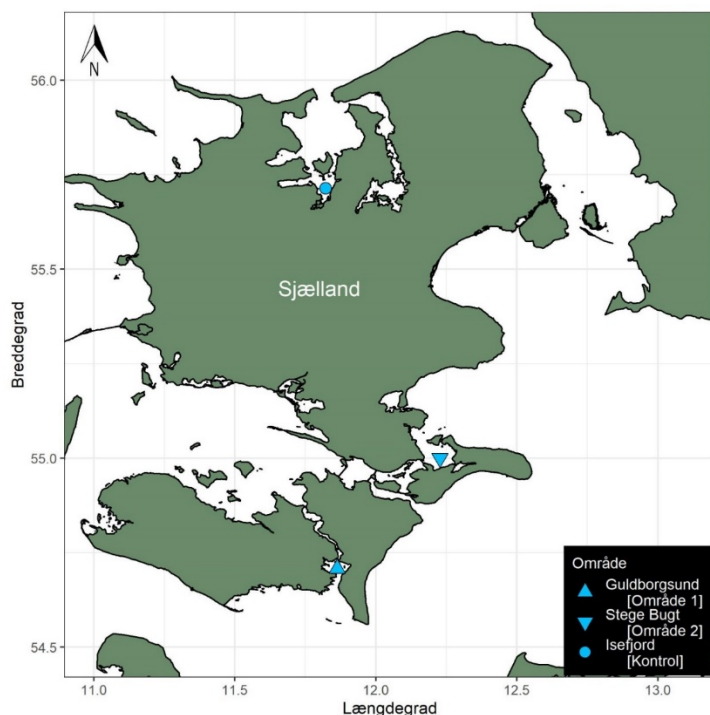
De udvalgte 'impact'-områder i analysen omfatter to kystnære vandområder, hvor vi ved, at sortmundet kutling har opnået høje tætheder, og hvor der er foretaget indsamlinger af bundfauna i år både før og efter fiskens invasion. Disse udvalgte 'impact'-områder er henholdsvis Guldborgsund (sortmundet kutling først observeret i 2009) og Stege Bugt (sortmundet kutling først observeret i 2011). År for prøvetagning for bunddyr varierer mellem områderne, og er præsenteret i figur 2.2..



Figur 2.2. Oversigt over år med indsamling af bundfauna prøver i de 10 udvalgte vandområder vist i figur 2.1.

Ud af de 10 ovenfor nævnte kystnære vandområder er der kun 4, hvor sortmundet kutling endnu ikke er observeret, og som derved potentielt kan være 'control'-områder. Disse områder er Isefjord indre, Isefjord ydre, Roskilde Fjord indre og Roskilde Fjord ydre. I de resterende områder (Præstø Fjord, Smålandsfarvandet åbne del, Smålandsfarvandet syd, Stega Nor, og Østersøen Bornholm) er der observeret sortmundet kutling. Da Isefjord indre i forhold til prøvetagningsår, dybde og salinitet (figur 2.2. samt Bilag A) var den lokalitet som var mest sammenlignelig med de to 'impact'-områder, blev denne udvalgt til 'control'-område til BACI-analysen.

Bundfauna- og miljødata fra det danske nationale overvågningsprogram (NOVANA) blev brugt for årene 2006-2015 for de tre vandområder fra Overfladevandsdatabasen (ODA, <https://odaforalle.au.dk>). En oversigt over dataforekomst fra de forskellige områder og år er anført i tabel 2.1. Alle bundfauna prøver (42 replikater per lokalitet per år) er indsamlet med en HAPS (areal: 0,0143 cm²) efter forskrifterne for NOVANA monitoringsprogrammet (Hansen et al. 2017, se <https://bios.au.dk/raadgivning/fagdatacentre/fdcmarintny/>).



Figur 2.3. De udvalgte vandområder hvorfra bunddyrsprøver blev brugt i BACI-analyser.

Tabel 2.1. Oversigt over stationer og prøver for hvilke bundfauna- og miljødata udtrukket fra <https://odaforalle.au.dk>. Alle bundfauna prøver er indsamlet med en HAPS corer (0,0143 cm²) efter forskrifterne for NOVANA monitoringsprogrammet.

Område	År, art, dybde og sediment	Antal prøver	Dybde, m (gns±sd)	Salinitet, årsmåling	Salinitet, (gns+sd)
Guldborgsund	2007	20	2,87±0,14	2009	15,77±5,55
Guldborgsund	2011	30	2,46±0,34	2010	14,29±4,09
Guldborgsund	2013	42	2,14±0,46	-	-
Guldborgsund	2015	42	2,56±0,36	-	-
Stege Bugt	2009	20	Ikke målt	2009	9,42±1,22
Stege Bugt	2011	42	2,90±0,51	-	-
Stege Bugt	2013	42	2,29±0,53	-	-
Stege Bugt	2015	42	2,59±0,58	-	-
Isefjord Indre	2006	16	7,07±0,19	2006	18,69±0,77
Isefjord Indre	2011	20	6,69±0,40	2007	21,20±0,00
Isefjord Indre	2013	18	6,87±0,36	-	-
Isefjord Indre	2015	20	7,26±0,34	-	-

2.2.2 Udvalgelse af fødeemner for sortmundet kutling

Ud fra kendskabet til fødeemner for sortmundet kutling (Skazkina & Kostychenko 1968, Lederer et al. 2006, 2008; Azour 2011, Skora & Rzeznik 2011, Järv et al. 2012, Kipp et al. 2012, Kipp & Ricchardi 2012, Skabeikis & Lesutiene 2015, Barrett et al. 2017, Oesterwind et al. 2017) identifi-

cerede vi en række potentielle funktionelle grupper af fødeemner ud fra bundfauna-arternes levevis og struktur i forhold til byttedyrenes potentielle spiselighed for sortmundet kutling (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Oversigt over potentielle funktionelle grupper af fødeemner for sortmundet kutling.

Funktionelle grupper	Trivialnavne	Taxa, latinske navne
Amphipoda	Tanglopper Amphipoder	<i>Ampithoe rubricata</i> <i>Corophium insidiosum</i> <i>Corophium volutator</i> <i>Gammarus inaequicauda</i> <i>Gammarus locusta</i> <i>Gammarus salinus</i> <i>Gammarus sp.</i> <i>Melita palmata</i> <i>Microdeutopus gryllotalpa</i>
<i>Arenicola marina</i>	Sandorm	<i>Arenicola marina</i>
Capitellidae	Capitellide havbørsteorme	<i>Heteromastus filiformis</i> <i>Mediomastus sp.</i>
Cardiidae	Hjertemuslinger	<i>Cerastoderma edule</i> <i>Cerastoderma glaucum</i> <i>Parvicardium exiguum</i> <i>Parvicardium hauniense</i> <i>Parvicardium ovale</i>
Chironomidae	Myggelarver	CHIRONOMIDAE Chironomidae indet. <i>Chironomus spp.</i>
Isopoda	Tanglus Isopoder	<i>Cyathura carinata</i> <i>Idotea balthica</i> <i>Idotea chelipes</i> <i>Idotea viridis</i> <i>Jaera albifrons</i> <i>Sphaeroma hookeri</i>
Littorinimorpha (small)	Dyndsnegle	<i>Hydrobia spp.</i> <i>Hydrobia ulvae</i> <i>Hydrobia ventrosa</i> <i>Hydrozoa indet.</i> <i>Potamopyrgus antipodarum</i> <i>Pusillina sarsi</i> <i>Rissoa membranacea</i> <i>Rissoa spp.</i>
Littorinimorpha (large)	Strandsnegle	<i>Littorina saxatilis</i>
Lymnaeidae	Mosesnegle	<i>Lymnaea spp.</i> <i>Radix peregra</i>
<i>Macoma balthica</i>	Østersømusling	<i>Macoma balthica</i>

fortsætter på næste side ...

...fortsat fra foregående side

Funktionelle grupper	Trivialnavne	Taxa, latinske navne
<i>Mya arenaria</i>	Sandmusling	<i>Mya arenaria</i>
<i>Mytilus edulis</i>	Blåmusling	<i>Mytilus edulis</i>
Nereidae	Neritter	<i>Theodoxus fluviatilis</i>
Nereididae	Nereide havbørsteorme	<i>Hediste diversicolor</i> <i>Neanthes succinea</i> <i>Neanthes virens</i> Nereididae indet. <i>Platynereis dumerilii</i>
Orbiniidae	Orbinide havbørsteorme	<i>Scoloplos armiger</i>
Sabellida	Sabellide havbørsteorme	<i>Fabricia stellaris</i> Fabriciinae indet. <i>Manayunkia aestuarina</i>
Spionida	Spionide havbørsteorme	<i>Polydora cornuta</i> <i>Pygospio elegans</i> Spionidae indet. <i>Polydora ciliata</i>
Tubificidae	Slamrørsorme	Oligochaeta indet. <i>Tubifex costatus</i> <i>Tubificoides benedii</i>

2.2.3 BACI-analyser og vurdering af generelle trends i bundfauna-forekomsten

Organismegrupper hvor der var observationer fra begge 'impact'-områder samt fra 'control'-området (både før og efter den sortmandede kutlings invadering) blev udvalgt til BACI-analyserne. Modellen kan beskrives som: Antal af en given organismetype = Område ('control', 'impact') + Tidspunkt (før, efter) + OmrådexTidspunkt + R (år), "x" symbolisere en krydseffekt og R (år) er en såkaldt 'random effect' af år, hvis der i nogle tilfælde var observationer fra mere end et år enten 'før' eller 'efter' den sortmandedes kutlings indtog (der var fra 1-3 år med observationer i hver periode). Hvis krydseffekt-ledet i modellen blev testet signifikant ($p < 0,05$) blev det efterfølgende undersøgt om effekten (Effekt) indikerede en negativ effekt af den sortmandede kutlings indtog eller en ukendt hændelse i 'control'-området som gav anledning til illusorisk positiv effekt af den sortmandede kutlings indtog. Der blev i modellen benyttet en negativ binomial fordeling.

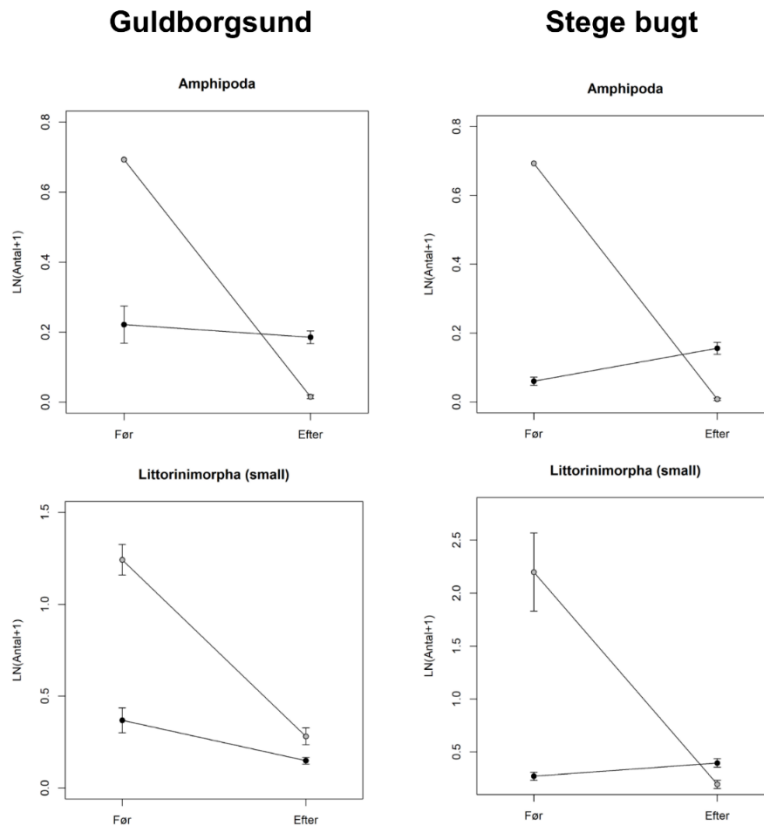
Udover BACI-analysen blev det også vurderet om den overordnede trend i bundfauna-forekomsten fra "før" til "efter" var positiv eller negativ i hhv. 'impact'-området (Trend-I) og 'control'-området (Trend-C). Denne vurdering blev baseret på hældningerne af linjerne i figur 2.4 og 2.5, hvor en hældning blev vurderet til at være enten negativ eller positiv hvis standard error grænserne for det ene gennemsnit (f.eks. 'før') ikke overlappede med det andet gennemsnit (f.eks. 'efter'). Det skal dog her bemærkes, at den metode kun blev benyttet som en indikation, dersom data sjældent var normalfordelt selv ikke efter logaritmetransformation. Dvs. at det er potentielt problematisk at beregne gennemsnit og standard error værdier. Problemet med ikke-normalfordelt data blev der taget højde for i BACI-modellen beskrevet ovenfor ved at benytte en negativ binomial fordeling.

2.3 Resultater

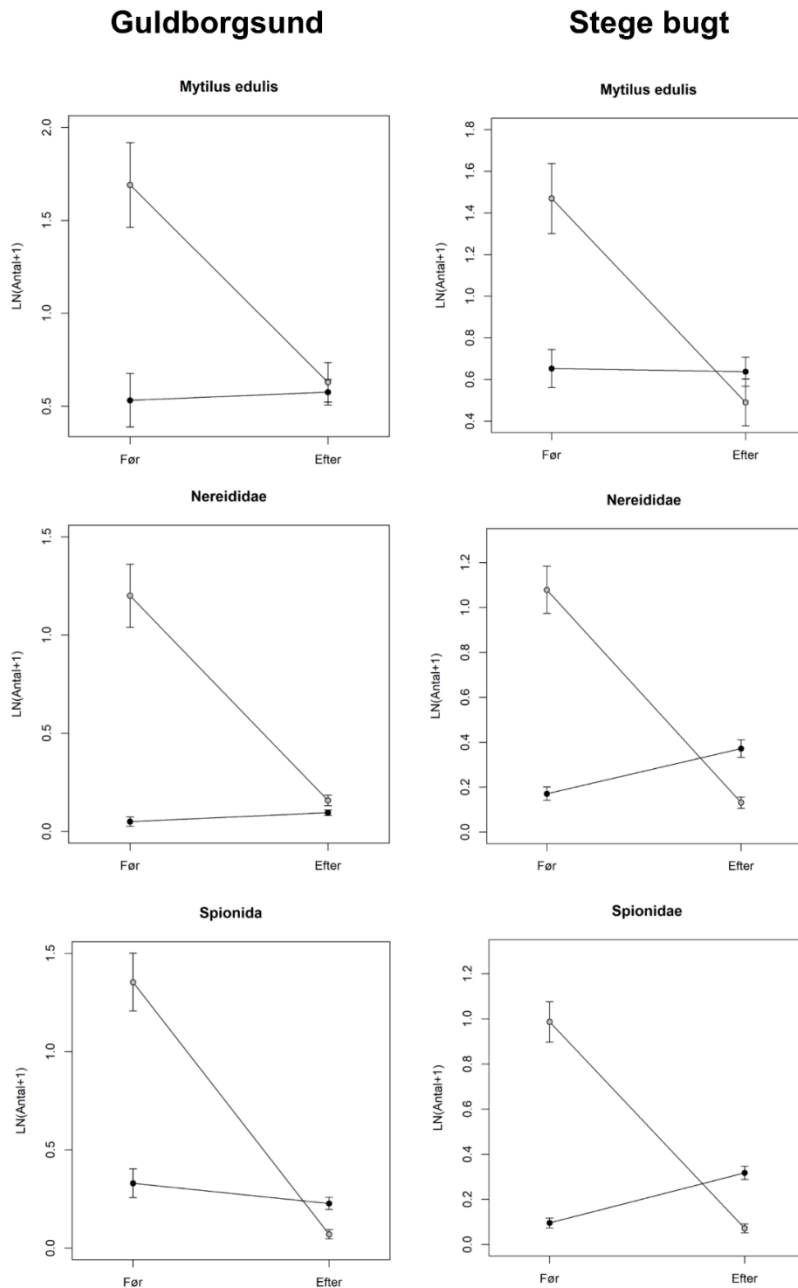
Der blev ikke fundet nogen negativ effekt af sortmundet kutling på nogen af de udvalgte fødeemner i hverken Guldborgsund eller Stege Bugt. Dvs. at BACI-analyserne enten resulterede i en p-værdi $>0,05$ (for interaktions-ledet) eller en signifikant ($p < 0,05$) positiv effekt. Sidstnævnte blev fundet for flertallet af analyserne med undtagelse af *Amphipoda* i Guldborgsund, *Littorinimorpha* i Guldborgsund, og *Spionidae* i Guldborgsund. Da der ikke er nogen umiddelbar, logisk biologisk forklaring på en positiv effekt af sortmundet kutling på bundfauna, og givet det faktum, at den positive effekt er drevet hovedsagligt af en negativ trend i kontrol-området, er det mere sandsynligt, at noget er hændt i kontrol-området i samme periode (ved en tilfældighed) som den sortmundede kutling gjorde sit indtog i 'impact'-områderne, og som har haft en negativ effekt på bundfaunaen. For samtlige organisme grupper ses en negativ trend fra før til efter i 'control'-området, mens der i 'impact'-områderne ses en positiv trend for 1 ud af 5 organisme-grupper *Nereididae* i Guldborgsund og 4 ud af 5 i Stegebugt (*Amphipoda*, *Nereididae*, *Littorinimorpha* og *Spionidae*). Generelt blev der fanget flere dyr i 'control'-området i før-perioden sammenlignet med i 'impact'-områderne, mens 'impact'-områderne (både før og efter) lå på ca. samme niveau som i kontrol-området i efter-perioden. Resultaterne fra BACI-analyserne er præsenteret i tabel 2.3, samt figur 2.4 og 2.5.

Tabel 2.3. Resultater fra de statistiske BACI-analyser. Analyserne fulgte et traditionelt BACI design (Before-After-Control-Impact) og der blev benyttet en såkaldt 'mixed effect model' med antagelse om negativ binomial fordelt data (en fordelingstype der er velegnet til tælldata og kan håndtere større mængder af 0-observationer). P-værdi fortæller om kryds-effekten var signifikant ($p < 0,05$ vurderes til at være signifikant). En signifikant positiv effekt er angivet med et "+" og vice versa. Trend-I og Trend-C henviser til om der var en generel trend i bundfauna-forekomsten fra før til efter (og om den var positiv eller negativ). Se metodebeskrivelsen for flere detaljer.

Organismegruppe	'Impact'	'control'	P-værdi	Effekt	Trend-I	Trend_C
<i>Amphipoda</i>	Guldborgsund	Indre Isefjord	$<0,001$	+		-
<i>Amphipoda</i>	Stege bugt	Indre Isefjord	$<0,001$	+	+	-
<i>Littorinimorpha</i> (små)	Guldborgsund	Indre Isefjord	0,84			-
<i>Littorinimorpha</i> (små)	Stege bugt	Indre Isefjord	$<0,001$	+	-	-
<i>Mytilus edulis</i>	Guldborgsund	Indre Isefjord	0,03	+		-
<i>Mytilus edulis</i>	Stege bugt	Indre Isefjord	0,002	+		-
<i>Nereididae</i>	Guldborgsund	Indre Isefjord	0,01	+	+	-
<i>Nereididae</i>	Stege bugt	Indre Isefjord	$<0,001$	+	+	-
<i>Spionidae</i>	Guldborgsund	Indre Isefjord	0,003	+		-
<i>Spionidae</i>	Stege bugt	Indre Isefjord	$<0,001$	+	+	-



Figur 2.4. Gennemsnitlige antal bunddyr beregnet for hhv. 3 forskellige organismetyper, begge 'impact'-områder (Guldborgsund og Stege bugt), samt 'control'-området og 'før' og 'efter' den sortmundede kutlings indtog. Sorte prikker viser gennemsnitsværdier fra "impact"-området og grå prikker er fra 'control'-området. På grund af stor variation i data og en klumpet fordeling af de lave værdier blev gennemsnitsværdierne (\pm s.e.) beregnet på ln-transformerede data. S.e. er angivet som indikation da data sjældent var tilstrækkelig normalfordelte.



Figur 2.5. Gennemsnitlige antal bunddyr beregnet for hhv. 3 forskellige organismetyper, begge 'impact'-områder (Guldborgsund og Stege bugt), samt 'control'-området og 'før' og 'efter' den sortmundede kutlings indtog. Sorte prikker viser gennemsnitsværdier fra 'impact'-området og grå prikker er fra 'control'-området. På grund af stor variation i data og en klumpet fordeling af de lave værdier blev gennemsnitsværdierne (\pm s.e.) beregnet på ln-transformerede data. S.e. er angivet som indikation da data sjældent var tilstrækkelig normalfordelte.

Udviklingen i henholdsvis antal og biomasse af alle udvalgte taxa af bunddyr som er potentielle fødeemner for sortmundet kutling, det vil sige inklusive taxa som ikke indgik i BACI analyserne, er vist i Bilag A.

2.4 Sammenfatning og diskussion – sortmundet kutling

Overordnet kunne der i nærværende analyse ikke findes statistisk evidens for en negativ effekt af sortmundet kutling på bundfauna i to udvalgte 'impact'-områder, Guldborgsund og Stege Bugt. Der blev fundet en del variation i data, hvor den primære årsag til en signifikant positiv effekt i 'impact'-områderne primært skyldes en negative udvikling i kontrolområdet (på nær et par af havbørsteormegrupperne, samt i Stege Bugt *Amphipoda*). En undtagelse fra dette er dyndsnegle (*Littorinimorpha*) i Guldborgsund. Antallet af disse snegle faldt efter invasionen af sortmundet kutling i dette 'impact'-område – men antallet af dyndsnegle faldt tilsvarende i 'control'-området. Snegle er (sammen med rejer og muslinger) et foretrukket fødeemne for sortmundet kutling i Guldborgsund (Azour 2011), men fordi antallet af dyndsnegle faldt tilsvarende i 'control'-området, er det ikke muligt at sige hvorvidt faldet i Guldborgsund kan tilskrives en effekt af sortmundet kutling, eller en effekt af ændringer i andre miljøforhold.

Data grundlaget for en BACI-analyse er i denne analyse mangelfuldt i forhold til at udføre en solid og veldokumenteret analyse, primært fordi der mangler et velegnet 'control'-område, hvor de parametre, der måles på (her bunddyr), ikke ændrer sig, eller kun ændrer sig lidt i forhold til den påvirkning som undersøges i 'impact'-områderne. De eneste relevante områder med tilstrækkelig information om bunddyr, salinitet og dybde for prøvetagninger og hvor der ikke findes sortmundet kutling endnu, men som stadig er i geografisk nærhed af artens udbredelsesområde, er Isefjord og Roskilde Fjord. For det valgte 'control'-område, Isefjord Indre, faldt antal af bunddyr i alle udvalgte grupper markant fra årene før sortmundet kutlings invasion, til årene efter fiskens invasion, hvorfor det ikke er en velegnet kontrol for en BACI-analyse. Dette svækker styrken af analysens konklusioner.

Der var tre faunagrupper som er mulige fødeemner for sortmundet kutling, men som ikke indgik i BACI-analyserne, fordi de ikke var tilstrækkeligt repræsenterede i 'control'-området. Dette er hhv. hjertemuslinger (*Cardiidae*), ferskvandssnegle af familien *Neritidae*, samt store strandsnegle. Antallet af dyr i alle tre grupper faldt i antal efter invasionen af sortmundet kutling i begge 'impact'-områder (se Bilag A). Men det skal bemærkes, at der var meget stor variation i antal i årene før invasionen, og at der som beskrevet ovenfor ikke kunne laves BACI-analyse på disse grupper, hvorfor en sammenligning af udviklingen i antal af dyr med 'control'-området ikke er mulig. Ferskvandssnegle forekommer efter al sandsynlighed ikke i 'control'-området (eller kun i meget lille antal), da de ikke tåler den høje saltholdighed her, mens både hjertemuslinger og strandsneglene trives dårligt i 'control'-området, da dette er karakteriseret ved høj eutrofiering, samt lav vandgennemstrømning.

Bundfaunadata i NOVANA er indsamlet med det formål at undersøge effekten af miljøforhold på bunddyr, og det anvendte indsamlingsredskab (HAPS) er specielt effektiv til indsamling af infauna. Et tidligere studie har vist, at især rejer udgør en substantiel andel af føden for sortmundet kutling i Guldborgsund (Azour et al. 2011). Rejer er meget mobile og vil med stor sandsynlighed ikke (eller kun sjældent) blive fanget i en HAPS. Hos de større sortmunde kutlinger er det deslige vist, at hjerte- og blåmuslinger udgør en væsentlig andel af føden (Azour et al 2011).

Blåmuslinger er ofte fasthæftede på substrat eller groet sammen i banker, og kan derfor ligeledes være underrepræsenterede i prøver indsamlet med en HAPS, eller de kan være for store til at blive inkluderet i prøven. Prøver indsamlet med HAPS udgør således ikke det mest egnede grundlag for en analyse, der retter sig mod at studere effekter på blåmuslinger. Så selvom prøvetagningen i NOVANA er rettet mod at detektere effekter på bundfauna og især infauna, er den specifikke brug af HAPS med fokus på eutrofieringseffekter, ikke nødvendigvis egnet til at detektere effekter på bundfauna – herunder større og mobil epifauna - bredt og dermed af alle potentielle presfaktorer. Et indsamlingsdesign målrettet effekter af sortmundet kutling indeholder indsamlinger af miljøvariable (såsom ilt og salinitet) og bundfauna-arter som er velkendte potentielle fødeemner for sortmundet kutling gennem en kontinuert årrække i et område før en forventet invasion, samt i en kontinuert årrække efter invasionen i dette område. Og ligeledes i et kontrolområde, som ligger i geografisk nærhed, og har sammenlignelige miljøforhold. Et sådant studie kunne med fordel kombineres med fortløbende maveanalyser af sortmundet kutling. I forventning om yderligere spredning af sortmundet kutling er det vores forventning, at et sådant program stadig kan etableres.



Foto: Mads Christoffersen, DTU Aqua.

3. Sammenfatning

Invasive arter kan påvirke kvalitetselementerne som defineret i Vandrammedirektivet. Effekterne af invasive arter vil dog i meget høj grad afhænge af arten og dermed hvilket kvalitetselement, der bliver påvirket og det er ikke givet, at påvirkning fra forskellige presfaktorer vil have samme type af effekt på samme kvalitetselement (Petersen et al. 2018). Effekter af invasive arter på kvalitetselementerne i danske farvande er demonstreret for sargassotang i relation til makroalger (Stæhr et al. 2019). Der er ligeledes i den internationale litteratur solid evidens for, at amerikansk ribbegople og sortmundet kutling kan påvirke henholdsvis fytoplankton og bundfauna (Petersen et al. 2018).

Vi har dog ikke været i stand til at demonstrere signifikante effekter af hverken amerikansk ribbegople på kvalitetselementet fytoplankton eller sortmundet kutling på kvalitetselementet bundfauna. For begge arter er en del af forklaringen, at der ikke er tilstrækkeligt datagrundlag for analyserne. For amerikansk ribbegople er der basalt set ikke monitoreret for forekomster i tilstrækkelig lang tid og med tilstrækkelig geografisk dækning ligesom det ikke er muligt at adskille effekter af ribbegoplen med effekter af andre gopler, f.eks. vandmænd, som der heller ikke foreligger data for. For sortmundet kutling er der dels ikke kvantitative data for artens udbredelse, dels tager indsamlingen af bundfauna ikke højde for de foretrukne byttedyr for den sortmunde kutling. Nærværende analyser illustrerer dermed aktuelle videnshuller, hvis der ønskes en forståelse af betydningen af invasive arter for den kystnære miljøtilstand.

Den manglende viden og de ikke signifikante resultater i analyserne kan imidlertid *ikke* tages som udtryk for, at havde der blot været tilstrækkelig med data ville en effekt kunne være blevet dokumenteret. Begge analyser viser store variationer i de målte kvalitetselementer som ikke i sig selv kan forklares med tilstedeværelse af invasive arter. Koncentrationen af klorofyl er således relativt lav i de analyserede områder i Limfjorden også i år med stor forekomst af invasive arter, ligesom der tilsyneladende er en "positiv effekt" af sortmundet kutling på bundfauna, men dog mest som et resultat af forandringer i kontrolområdet uden sortmundet kutling.

Samlet set er der ikke grund til at antage, at de studerede invasive arter i sig selv har haft en afgørende betydning for udviklingen i kvalitetselementerne fytoplankton og bundfauna. Dette kan begrundes dels med resultaterne af analyserne, dels med den udvikling i kvalitetselementerne som i øvrigt fremgår af analyserne. Det skal dog understreges, at denne konklusion er behæftet med de betydelige usikkerheder, der relaterer til det mangelfulde datagrundlag.

4. Referencer

- Azour F 2011. Fødebiologi hos den sortmundede kutling *Neogobius melanostomus* i danske farvande. Bachelorprojekt. Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.
- Azour F, van Deurs M, Behrens J, Carl H, Hüsey K, Greisen K, Ebert R & Møller PR (2015). Invasion rate and population characteristics of the round goby *Neogobius melanostomus*: effects of density and invasion history. *Aquat. Biol.* 24: 41-52.
- Barrett KB, Haynes JM & Warton DI (2017). Thirty years of change in a benthic macroinvertebrate community of southwestern Lake Ontario after invasion by four Ponto-Caspian species. *Freshw. Sci.* 36: 90-102.
- Behrens JW, van Deurs M & Christensen EAF (2017). Evaluating dispersal potential of an invasive fish by the use of aerobic scope and osmoregulation capacity. *PLoS ONE* 12(4): e0176038.
- Carl H, Behrens J & Møller PM (2016). Statusrapport vedr. udbredelsen af ikke-hjemmehørende fiskearter i danske farvande, pp 35.
- Conner MM, Saunders WC, Bouwes N & Jordan C (2016). Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. *Environ. Monit. Assess.* 188:555, pp 1-14.
- Hansen JLS, Carausu M-C & Deding J (2017). M19 Blødbundsfauna. Datateknisk anvisning for marin blødbundsfauna (DM05 version 2), 1-21.
- Hansson LJ, Moeslund O, Kiørboe T & Riisgård HU (2005). Clearance rates of jellyfish and their potential predation impact on zooplankton and fish larvae in a neritic ecosystem (Limfjorden, Denmark). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 304: 117-131.
- Hoffmann E (2005). Fisk, fiskeri og epifauna. Limfjorden 1984–2004. In: *Danish Institute for Fisheries Research, no. 147–05*. Danish Institute for Fisheries Research, pp. 49.
- Jaspers C, Huwer B, Antajan E, Hosia A, Hinrichsen H-H, Biastoch A, Angel D, Asmus R, Augustin C, Bagheri S, Beggs SE, Balsby TJS, Boersma M, Bonnet D, Christensen JT, Dänhardt A, Delpy F, Falkenhaug T, Finenko G, Fleming NEC, Fuentes V, Galil B, Gittenberger A, Griffin DC, Haslob H, Javidpour J, Kamburska L, Kube S, Langenberg VT, Lehtiniemi M, Lombard F, Malzahn A, Marambio M, Mihneva V, Møller LF, Niermann U, Okyar MI, Özdemir ZB, Pitois S, Reusch TBH, Robbens J, Stefanova K, Thibault D, van der Veer HW, Vansteenbrugge L, van Walraven L & Woźniczka A (2018). Ocean current connectivity propelling the secondary spread of a marine invasive comb jelly across western Eurasia. *Global Ecol. Biogeogr.* 27: 814–827.
- Järv L, Kotta J, Kotta I & Raid T (2012). Linking the structure of benthic invertebrate communities and the diet of native and invasive fish species in a brackish water ecosystem. *Annal. Zool. Fenn.* 48: 29–141.
- Kipp RM, Hébert, Lacharite´ M & Ricciardi A (2012). Impacts of predation by the Eurasian round goby (*Neogobius melanostomus*) on molluscs in the upper St. Lawrence River. *J. Great Lakes Res.* 38: 78–89.
- Kipp RM & Ricciardi A (2012). Impacts of the Eurasian Round Goby (*Neogobius melanostomus*) on benthic communities in the upper St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 469–486.

- Kornis MS, Mercado-Silva N & Van der Zanden MJ (2012). Twenty years of invasion: a review of round goby (*Neogobius melanostomus*) biology, spread and ecological implications. *J. Fish Biol.* 235-285.
- Kotta J, Nurkse K, Puntila R & Ojaveer H (2015). Shipping and natural environmental conditions define the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 169: 15-24.
- Lederer A, Massart J & Janssen J (2006). Impact of round gobies (*Neogobius melanostomus*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and the associated macroinvertebrate community across an invasion front. *J. Great Lakes Res.* 32: 1–10.
- Lederer A, Janssen J, Reed T & Wolf A (2008). Impacts of the introduced Round Goby (*Apolonia melanostoma*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and on macroinvertebrate community between 2003 and 2006 in the littoral zone of Green Bay, Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 34: 690–697.
- Maar M, Nielsen T G, Bolding K, Burchard H & Visser AW (2007). Grazing effects of blue mussel *Mytilus edulis* on the pelagic food web under different turbulence conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 339: 199-213.
- Møller LF & Riisgard HU (2007a). Population dynamics, growth and predation impact of the common jellyfish *Aurelia aurita* and two hydromedusae, *Sarsia tubulosa*, and *Aequorea vitrina* in Limfjorden (Denmark). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 346: 153-165.
- Møller LF & Riisgard HU (2007b). Impact of jellyfish and mussels on algal blooms caused by seasonal oxygen depletion and nutrient release from the sediment in a Danish fjord. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 351: 92-105.
- Oesterwind D, Bock C, Förster A, Gabel M, Henseler C, Kotterba P, Menge M, Myts D & Winkler HM (2017). Predator and prey: the role of the round goby *Neogobius melanostomus* in the western Baltic. *Mar. Biol. Res.* 13:2, 188-197.
- Pennuto CM, Cudney KA & Janik CE (2018). Fish invasion alters ecosystem function in a small heterotrophic stream. *Biol. Invasions* 20: 1033-1047.
- Petersen JK, Holm A-P, Christensen A, Krekoukiotis D, Andreassen H, Gislason H, Behrens J, Svendsen JC, Timmermann K, Møller LF, Bach L, Larsen MM, Zrust M, Nielsen MM, Eigaard OR, Nielsen P, Stæhr PA, Høgslund S & Nielsen TG 2018. Menneskeskabte påvirkninger af havet – andre presfaktorer end næringsstoffer og klima. DTU Aqua Rapport 336-2018.
- Rapoza R, Novak D & Costello JH (2005). Life-stage dependent, in situ dietary patterns of the lobate ctenophore *Mnemiopsis leidyi* Agassiz 1865. *J. Plankton Res.*, 27: 951-956.
- Riisgård HU, Bøttiger L, Madsen C & Purcell J (2007). Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark) in late summer 2007 - assessment of abundance and predation effects. *Aquat. Invasions*, 2: 395-401.
- Riisgård HU, Andersen P & Hoffmann E (2012a). From fish to jellyfish in the eutrophicated Limfjorden (Denmark). *Estuar. Coasts*, 35: 701-713.

Riisgård HU, Jaspers C, Serre S & Lundgreen K (2012b). Occurrence, inter-annual variability and zooplankton-predation impact of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and the native jellyfish *Aurelia aurita* in Limfjorden (Denmark) in 2010 and 2011. *BiolInvasions Rec.*, 1: 145-159.

Riisgård HU, Madsen CV, Barth-Jensen C & Purcell JE (2012c). Population dynamics and zooplankton-predation impact of the indigenous scyphozoan *Aurelia aurita* and the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark). *Aquat. Invasions*, 7: 147-162.

Riisgård HU & Goldstein J (2014). Jellyfish and Ctenophores in Limfjorden (Denmark)—Mini-Review, with Recent New Observations. *J. Mar. Sci. Eng.*, 2: 593.

Riisgård HU, Goldstein J, Lundgreen K & Luskow F (2015). Jellyfish and ctenophores in the environmentally degraded Limfjorden (Denmark) during 2014 - species composition, population densities and predation impact. *Fisheries Aquaculture J.*, 6: 2-10.

Riisgård HU, Jensen KR & Tendal OS (2017). Dræbergoplen i danske farvande: 10 år efter. *Kaskelot* 215: 24-28.

Sapota MR (2004). The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdansk – a species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 219–224.

Skazkina EP & Kostyuchenko VA (1968). Food of *N. melanostomus* in the Azov Sea. *J. Ichthyol.* 8: 303-311.

Skora K & Rzeznik J (2011). Observations on Diet Composition of *Neogobius melanostomus* Pallas 1811 (Gobiidae, Pisces) in the Gulf of Gdansk (Baltic Sea). *J. Great Lakes Res.* 27(3):290–299.

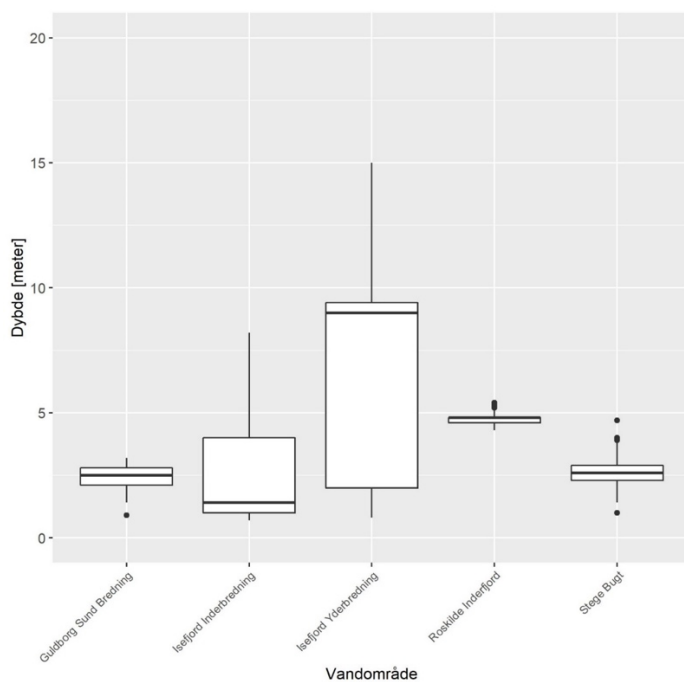
Skabeikis A & Lesutiene J (2015). Feeding activity and diet composition of round goby (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814) in the coastal waters of SE Baltic Sea. *Ocean. Hydrobiol. Stud.* 44: 508–519.

Stæhr PA, Nielsen MM, Göke & Petersen JK 2019. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation. DTU Aqua Rapport 353-2019.

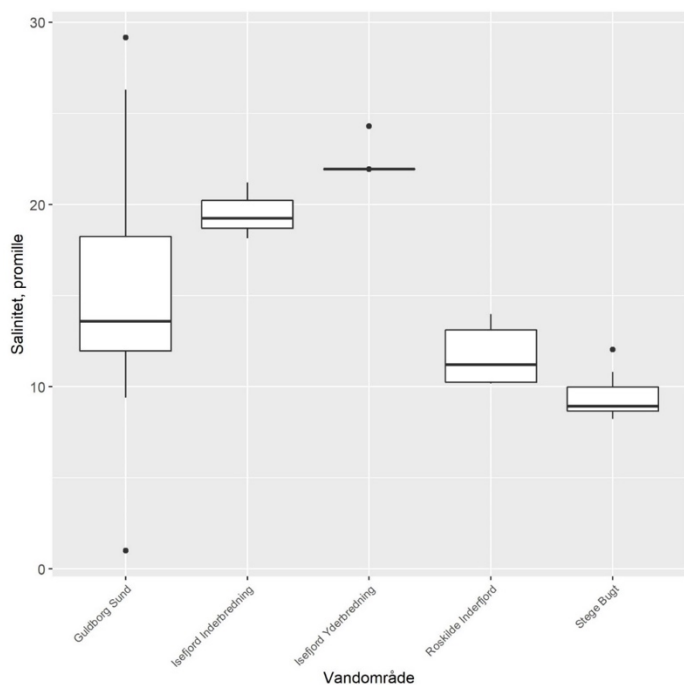
Tiselius P & Møller LF (2016) Provtagningsstrategi och metodik för övervakning av maneter. Rapport till Havs- och vattenmyndigheten, Sverige.

Tiselius P & Møller LF (2017). Community cascades in a marine pelagic food web controlled by the non-visual apex predator *Mnemiopsis leidyi*. *J. Plankton Res.*, 39: 271–279, <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw096>

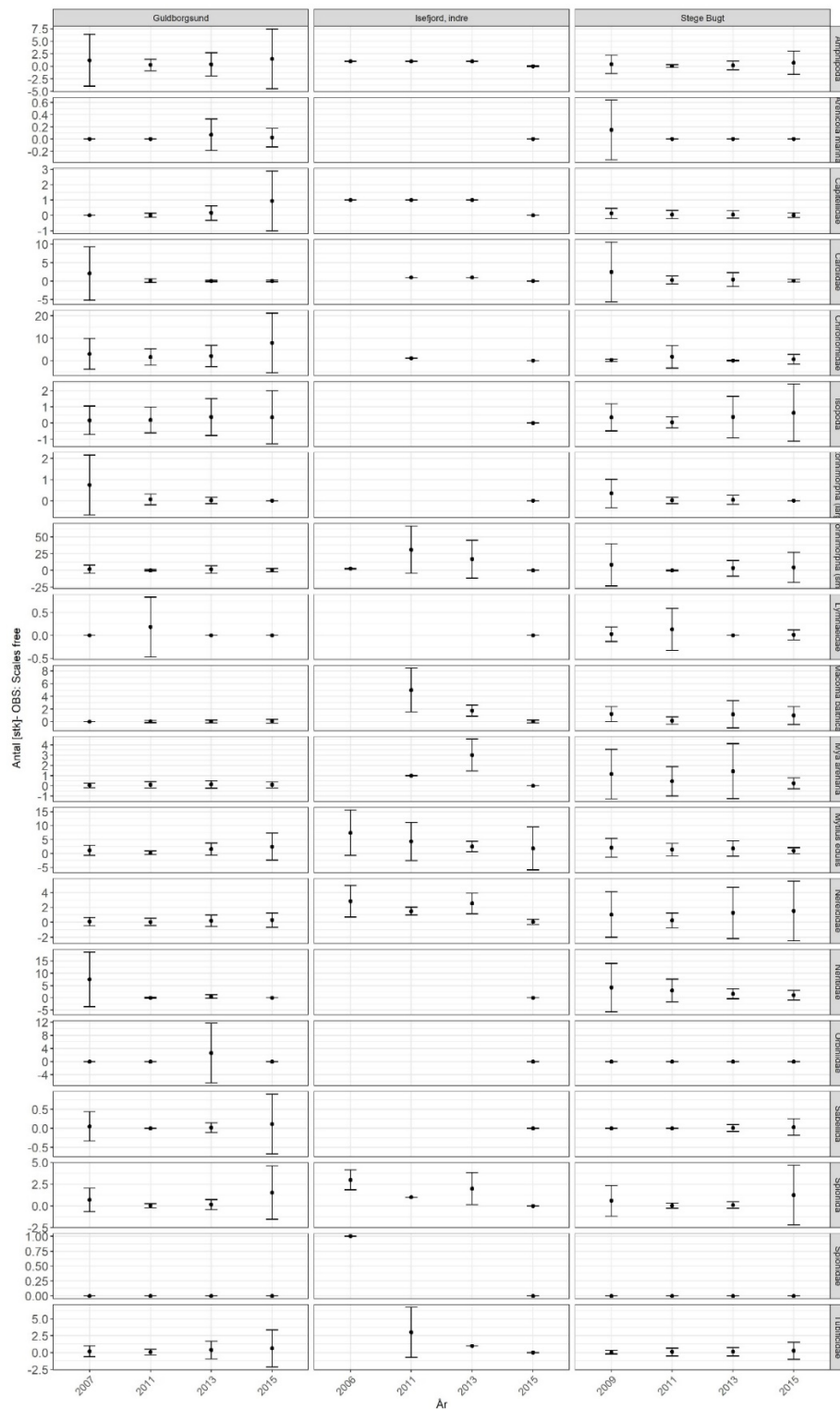
Bilag A



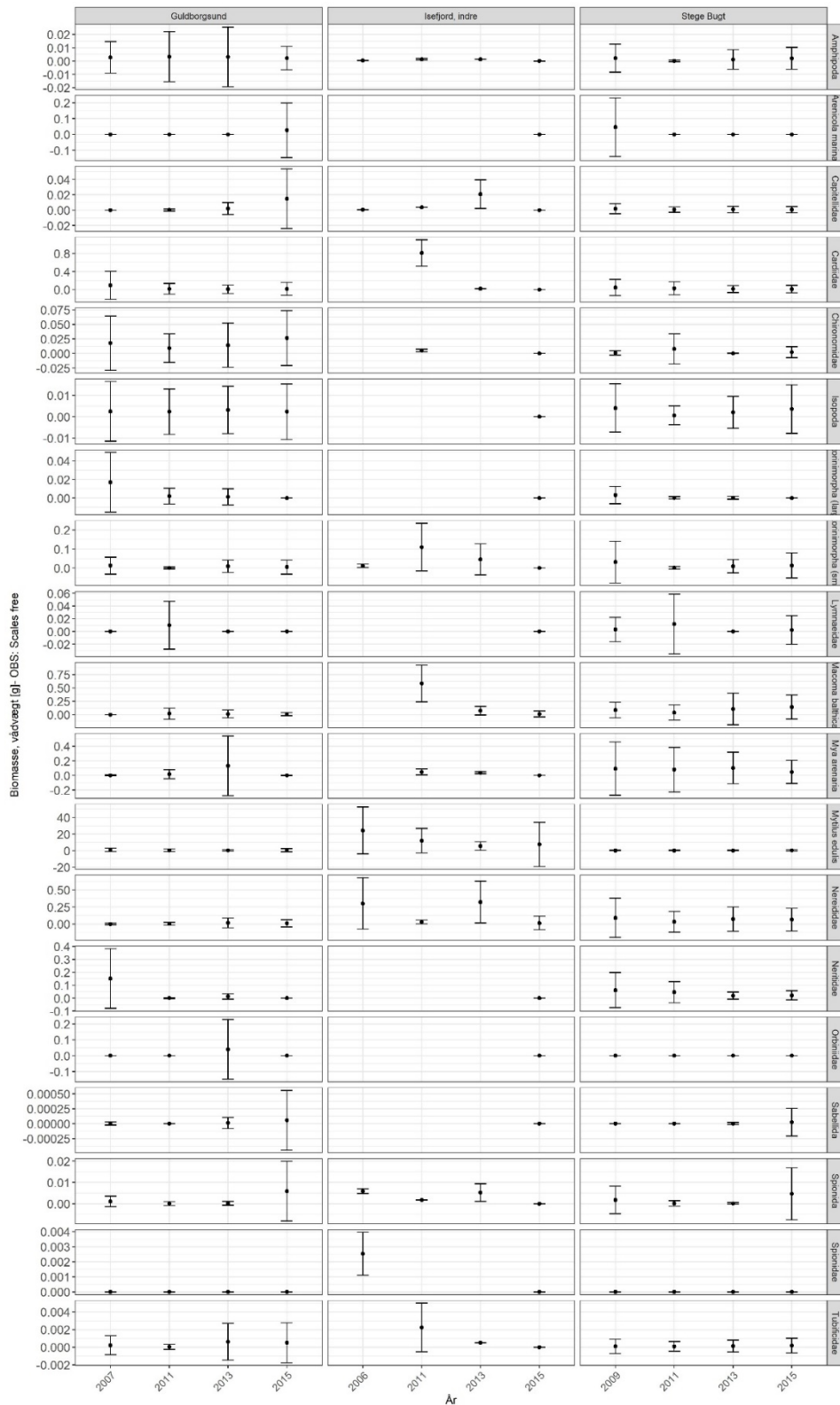
Oversigt over dybde for prøvetagning i de 5 nærmere udvalgte vandområder, 2006-2019, dækkende året før den første sortmundet kutling blev observeret i Guldborgsund (i.e. 2007), samt til sidste år for bundfaunadata.



Oversigt over salinitetsforhold for prøvetagning i de 5 nærmere udvalgte vandområder, 2006-2019, dækkende året før den første sortmundet kutling blev observeret i Guldborgsund (i.e. 2007), samt til sidste år for bundfaunadata.



Udvikling i antal individer i alle udvalgte taxa som er potentielle fødeemner for sortmundet kutling, også inkluderende de taxa som ikke indgik i BACI analyserne.



Udvikling i biomasse af alle udvalgte taxa som er potentielle fødeemner for sortmundet kutling, også inkluderende de taxa som ikke indgik i BACI analyserne.

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk