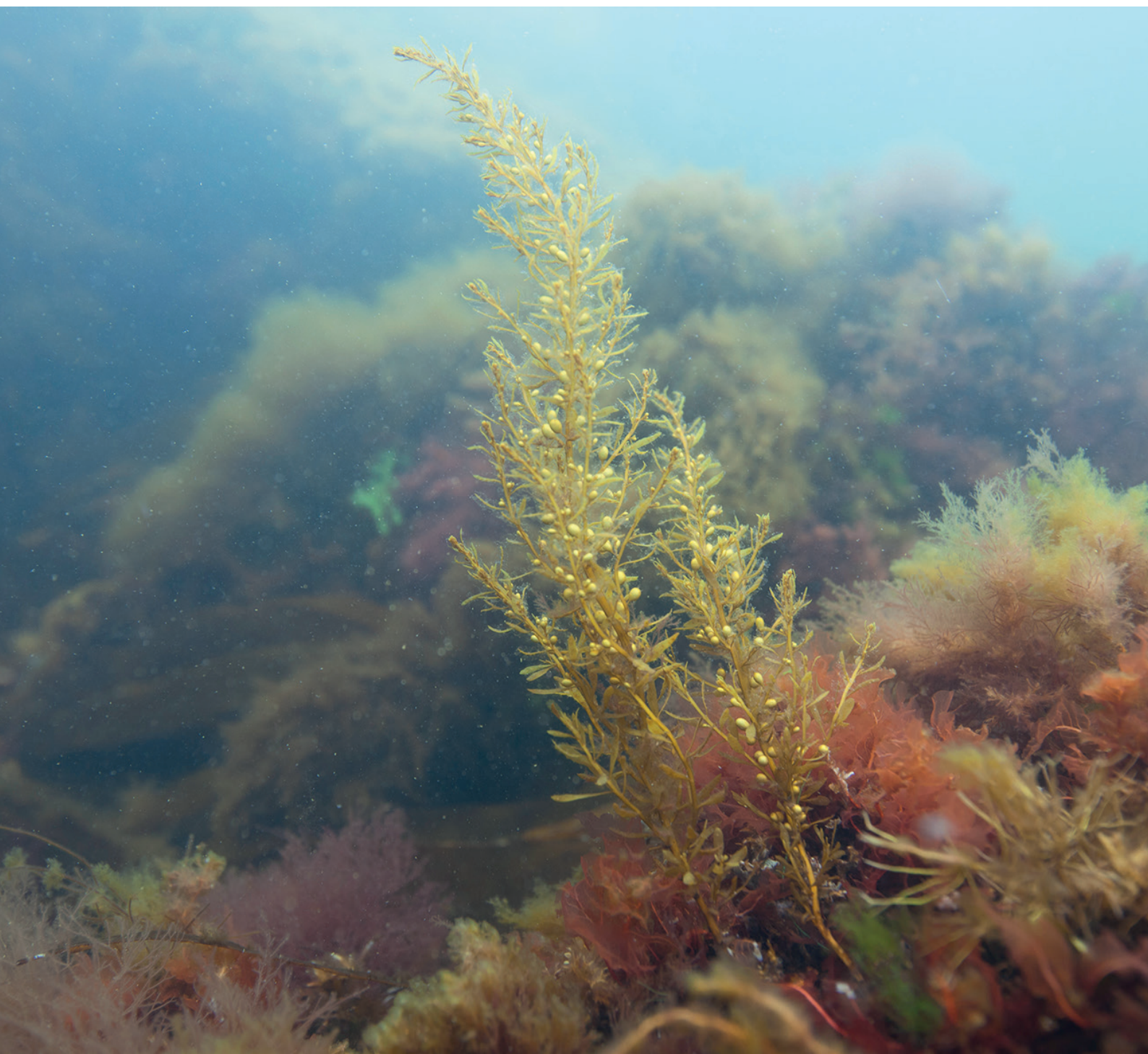


Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer - effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation

Af Peter A. Stæhr, Mette M. Nielsen, Cordula Göke og Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr. 353-2019





Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer - effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation

DTU Aqua-rapport nr. 353-2019

Af Peter A. Stæhr¹, Mette M. Nielsen², Cordula Göke¹ og Jens Kjerulf Petersen²

¹Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet

²DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

Kolofon

- Titel: Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation
- Forfattere: Peter A. Stæhr¹, Mette M. Nielsen², Cordula Göke¹ og Jens Kjerulf Petersen²
¹Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
²DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet
- DTU Aqua-rapport nr.: 353-2019
- År: Det videnskabelige arbejde er afsluttet november 2019. Rapporten er udgivet december 2019.
- Reference: Stæhr, P.A., Nielsen, M.M., Göke, C. & Petersen, J.K. (2019). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation. DTU Aqua-rapport nr. 353-2019. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 28 pp.
- Forsidefoto: Sargassotang. Foto: Peter Bondo Christensen, Aarhus Universitet
- Udgivet af: Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
- Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer
- ISSN: 1395-8216
- ISBN: 978-87-7481-276-0

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, 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 belastningen med 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 – der kan påvirke den økologiske tilstand i de marine vandområder, jf. Vandrammedirektivet. Resultaterne skal indtages 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. En gruppe forskere fra Bioscience på Aarhus Universitet og Institut for Akvatiske Ressourcer på Danmarks Tekniske Universitet har her analyseret den invasive art sargassotang som potentiel presfaktor for kvalitetselementerne makroalger og angiospermer i Limfjorden, samt beskrevet spredningen af sargassotang i indre danske farvande. Analyserne i denne rapport er en konsekvens af, at sargassotang i projektets første rapport (Petersen et al. 2018) blev identificeret som værende en potentiel presfaktor på niveau af hele vandområder og hvor der er et datamateriale tilgængeligt for analyse af den faktiske trussel, sargassotang udgør i de vandområder, hvor den findes og hvor der er tilstrækkeligt med data til egentlige analyser.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og følges af en styregruppe med repræsentanter fra Miljø- og Fødevareministeriets Departement, Miljøstyrelsen, Fiskeripolitisk Kontor under Miljø- og Fødevareministeriet 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 er fagfællebedømt af videnskabeligt personale på AU/DCE og DTU Aqua, som ikke har deltaget i projektgruppens arbejde.

Nykøbing Mors, november 2019

Indhold

FORORD.....	3
SUMMARY	5
1. INDLEDNING.....	6
2. METODER.....	8
3. RESULTATER OG DISKUSSION	11
3.1 Udbredelse og spredning	11
3.2 Effekter af sargassotang på makroalgesamfundet.....	14
3.3 Effekter af sargassotang på ålegræssets udbredelse	21
4. KONKLUSION	27
REFERENCER	28

Summary

Japanese wireweed (*Sargassum muticum*) is a perennial macroalgae species with several invasive characteristics, that has previously been documented to affect attached marine macro flora. As part of a larger project funded by the Danish Environmental Protection Agency on effects to 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 invasive species was been identified (Petersen et al. 2018) as potential risks to the quality elements of the WFD. A review study identified the potential ways, Japanese wireweed may affect a number of quality elements and it was assessed that the species potentially could affect macroalgae on the level of water bodies in the limited range of Danish water bodies where sufficient data are available for a specific analysis and where the species is present (Petersen et al 2018).

In the present analysis we have used data from the Danish national marine monitoring programme NOVANA from 1990-2017 sampled along transects for macroalgae as well as transects sampled for eelgrass (*Zostera marina*). Based on the data we have performed various analysis including invasion pattern or spread of Japanese wireweed from the first observation in Nissum Bredning, the Limfjorden, time series analysis, correlation analysis and calculation of various indices for species diversity and evenness in order to elucidate potential effects primarily on the macroalgae communities but also on eelgrass coverage.

Our results show that Japanese wireweed spread from the first point of observation to neighboring water bodies with a speed of 7-8 km per yr. and that it can be expected to invade several other Danish water bodies where habitat conditions are considered favorable. In areas where Japanese wireweed has established populations, it has had a significant impact on the macroalgae assemblages causing reduction in distinct species from especially the larger brown algal species, affecting species richness and in particular evenness of the macroalgal assemblages with increased predominance of Japanese wireweed. The primary mechanism by which Japanese wireweed suppresses other macroalgae is thought to be via shading, and the effect of this is considered to be potent, especially in the early expanding phase.

The analysis further showed that eelgrass and Japanese wireweed can coexist in mixed hard and soft bottom habitats without significant inter species competition. Thus, our study does not indicate any negative effects of Japanese wireweed on eelgrass propagation and density, which corresponds to previous studies.

1. Indledning

Sargassum muticum (herefter sargassotang) er en fastsiddende flerårig makroalge med flere invasive karaktertræk, bl.a. hurtig vækst, stort spredningspotentiale, høj konkurrenceevne og høj tolerance over for miljøforhold såsom temperatur, salinitet, lys og næring (Engelen et al. 2015). Siden sargassotang blev introduceret til Nissum Bredning i begyndelsen af 1980'erne, har den bredt sig til resten af Limfjorden, hvor den siden midten af 1990'erne har været den dominerende makroalge (Stæhr et al. 2000). Sargassotang har endvidere bredt sig til store dele af Kattegat, hvor den især trives i lavekspoonerede områder. På landsplan er sargassotang den hyppigst forekommende ikke-hjemmehørende makroalge (Stæhr et al. 2016). Algen er meget frugtbar og konkurrerer med andre alger foruden om lys også om plads til fasthæftning på faste substrater som fx sten og større skaller. Små flydeblærer på skuddene gør, at løvet står opret i vandsøjlen, hvorved lystilgængeligheden på bunden kan reduceres med op til 97% (Strong et al. 2006), og netop udskygning fremhæves i litteraturen som den væsentligste årsag til sargassotangs evne til at udkonkurrere andre makroalger (Ambrose & Nelsen 1982, Sánchez & Fernández 2005). Sargassotang medfører således strukturelle og funktionelle ændringer i dens nærmiljø. Som for makroalger, kan en potentiel effekt af sargassotang på ålegræs forventes at forekomme via udskygning i områder med blandet substrat (blød og hård bund), hvor arterne kan sameksistere. De få studier, der har belyst effekten af sargassotang på udbredelse og tæthed af ålegræs indikerer, at der kan være negative effekter, men der er ingen klar dokumentation herfor og ingen studier fra danske farvande.

Nærværende analyse udspringer af en større undersøgelse af betydningen af andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer for den økologiske tilstand i vandområderne, som udover en identificering af potentielt betydende presfaktorer på vandområdeniveau (Petersen et al 2018), omfatter konkrete analyser af effekter af fx fiskeri. I identificeringen af betydende presfaktorer var effekten af blandt andet invasive arter, herunder sargassotang, genstand for en omfattende review-analyse (Petersen et al. 2018). Litteraturgennemgangen viste, at sargassotang kan have en potentiel væsentlig effekt på kvalitetselementet makroalger. Rapporten vurderede desuden, at der er tilstrækkelige data til at udarbejde en kvantitativ analyse af effekten af sargassotang for makroalger over tid i udvalgte danske vandområder. Formålet med denne rapport er således at levere en opdateret analyse af udbredelse og eventuelle effekter af sargassotang på den øvrige makroalgeflora og om dette potentielt kan påvirke tilstandsvurderingen af kvalitetselementet jf. kravene i vandrammedirektivet. Da det ved analysen har været muligt at inddrage sammenhørende data for ålegræs har det desuden været et formål at undersøge om en faktisk dataanalyse ville kunne afdække en påvirkning af sargassotang på ålegræs, som det ikke var muligt at demonstrere i litteraturgennemgangen (Petersen et al. 2018).

Specifikt ønsker vi med rapporten at levere svar på følgende spørgsmål:

1. Hvor hurtigt har sargassotang spredt sig? Har den nået sin maksimale udbredelse?
2. Har invasionen af sargassotang påvirket kvalitetselementet makroalger i de områder, hvor den har etableret sig og hvor stor betydning har den haft for strukturen af makroalge-samfundene?
3. Har invasionen af sargassotang påvirket kvalitetselementet angiospermer (ålegræs) i de områder, hvor den har etableret sig (udkonkurrering i forskellige områder og/eller dybder)?



Foto: Mads S. Thomsen.

2. Metoder

Vores analyse baseres på data fra det danske marine overvågningsprogram (NOVANA), hvor vi har hentet data for artssammensætning og dækningsgrader af makroalger og ålegræs i perioden 1990 til og med 2017. NOVANA vegetationsdatasættet har gjort det muligt at vurdere alle tre spørgsmål.

Spørgsmål 1:

Hvor hurtigt har sargassotang spredt sig? Har den nået sin maksimale udbredelse?

Til at vurdere den geografiske udbredelse af sargassotang herunder beregne spredningshastigheder og vurdere den potentielle maksimale udbredelse i danske farvande har vi anvendt NOVANA monitoringsstationer, hvor der på et tidspunkt i perioden 1990-2017 har været observationer af sargassotang. Der er i alt tale om 40 stationer, fordelt med 31 i Limfjorden og resten i Kattegat langs Jyllands østkyst (se figur 3.1). Baseret på disse 40 stationer har vi beregnet spredningshastigheden for de enkelte stationer, som afstanden fra den første observation i Nissum Bredning i 1984 divideret med antal år til næste observation. Desuden har vi beregnet spredningshastigheden ved en simpel lineær regressionsmodel af afstanden fra første observation i 1984 mod år siden første observation.

Til at vurdere om sargassotang har opnået sin maksimale udbredelse i danske farvande, har vi hentet information om væsentlige habitatforhold for 36 stationer, hvor arten er observeret som fastsiddende og dermed forventes at være etableret. Her har vi anvendt miljødatalag fra en nyligt publiceret landsdækkende habitatmodel for ålegræs (Stæhr et al. 2019). For hver station har vi på de aktuelle dybder hentet information om sommer middel vandtemperatur, lys på bunden, fysisk eksponering, og salinitet. Variationen af disse parametre er dernæst brugt til at definere sargassotangs habitatkrav, og ud fra disse har vi lavet en simpel habitatmodel for den potentielle maksimale udbredelse af sargassotang i indre danske farvande.

Spørgsmål 2:

Har invasionen af sargassotang påvirket kvalitetselementet makroalger i de områder, hvor den har etableret sig og hvor stor betydning har den haft for strukturen af makroalge-samfundene?

Til at vurdere effekter af sargassotang på det øvrige makroalgesamfund har vi fokuseret på NOVANA makroalgetransekter med lange tidsserier (20 år), hvor sargassotang er observeret i perioden 1990-2017. Dette reducerede antallet af stationer til 14 (se figur 3.2). Da sargassotang er observeret til maksimum 6 m dybde, analyserede vi kun data i dybdeintervallet 0-6 m. Makroalgernes artsnavne blev opdateret ift. en anerkendt database (<http://www.algaebase.org/>). Da analysen fokuserer på interaktioner mellem løvdannende oprette makroalger, fjernede vi data for bentiske mikroalger og skorpeformede alger.

Analysen af interaktioner mellem sargassotang og den øvrige makroalgevegetation er baseret på procent dækning på egnet hårdt substrat. Baseret på disse data har vi analyseret tidsserier af sargassotang og sammenholdt disse dækningsgrader med 1) den kumulative makroalgedækning; 2) tre overordnede grupper af makroalger (hurtigt voksende, en mellem gruppe og langsomt voksende makroalger). De hurtigt voksende repræsenterer de trådformede og tynde ~*Ulva* lignende arter. Mellem-gruppen er karakteriseret ved groft forgrenede alger med og uden barkceller som fx *Chondrus crispus* og *Gracilaria vermiculophylla*. De langsomt voksende flerårige indeholder de større alger (minus sargassotang) domineret af sukkertang, blæretang og skulpetang.

Foruden tidsserier, har vi anvendt statistikprogrammet PRIMER (Clarke & Gorley 2015) til at 1) beregne forskellige diversitetsmål (evenness, shannon diversity, species richness); 2) analysere ændringer i makroalgesamfundsstrukturen. Til samfundsanalysen anvendte vi en kvadratrods transformering og et Bray-Curtis similaritetsindeks. Baseret på dette lavede vi en nMDS figur til at vurdere ændringer i makroalgesamfundet (fordelt på 3 perioder 1990-93, 2001-05, 2014-17) på de udvalgte 14 stationer i Limfjorden. En multivariat variansanalyse (ANOSIM) i PRIMER blev efterfølgende anvendt til at teste for forskelle mellem perioderne. Bidraget fra de forskellige arter til ændringer i makroalgesamfundet mellem de 3 perioder blev undersøgt ved hjælp af SIMPER-analysen i PRIMER. Endelig anvendte vi en simpel ikke-parametrisk korrelationsanalyse (Spearman rank) til at vurdere signifikansen af tidlige ændringer i dækningen af arter, grupper, diversitetsmål, samt teste for eventuelle sammenhænge mellem ændringer i disse parametre og sargassotang.

Spørgsmål 3:

Har invasionen af sargassotang påvirket kvalitetselementet angiospermer (ålegræs) i de områder, hvor den har etableret sig (udkonkurrering i forskellige områder og/eller dybder)?

Til at vurdere effekten af sargassotang på ålegræs har vi anvendt data fra NOVANA makroalgetranssekter, tilsvarende analysen af sargassotangs effekter på makroalgesamfundene (spørgsmål 2). Data fra makroalgetranssekter blev brugt i analysen, da der på disse transekter både er data for ålegræs og makroalger, modsat NOVANA ålegræstransekterne, der domineres af blød bund og hvor ålegræs er den primære vegetation. Af de 14 udvalgte makroalgetranssekter med lange tidsserier (20 år) er der i perioden 1997-2017 registreret ålegræs på 13 af stationerne. Det er således disse 13 stationer, der indgår i analysen af sargassotangs effekter på ålegræs.

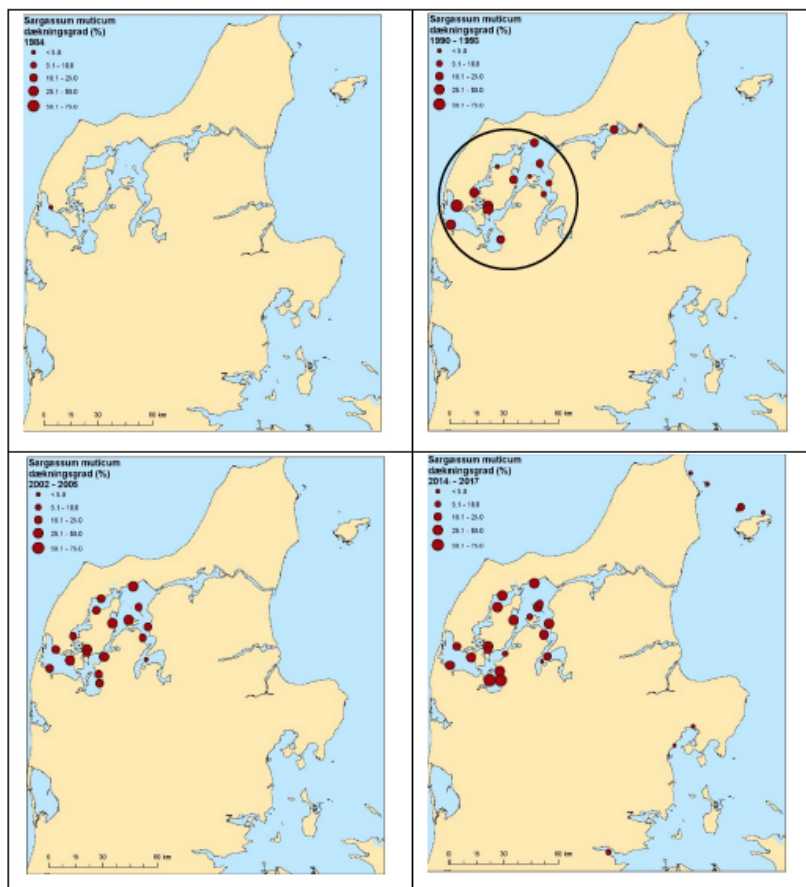
Baseret på ovennævnte data har vi analyseret tidsserier af ålegræs og sammenholdt tidlige tendenser i ålegræssets udvikling med tilsvarende for sargassotang. Analyserne er foretaget som non-parametriske korrelationsanalyser (Spearman rank) over forskellige tidsperioder og på forskellige dybdeintervaller for at afklare eventuelle tids- og/eller dybdespecifikke effekter af sargassotangs etablering på ålegræssets udvikling indenfor dets aktuelle udbredelsesområde. Disse data gjorde det muligt at vurdere interaktioner mellem ålegræs og sargassotang i dybdeintervaller hvor begge arter var repræsenteret.

Foruden data fra NOVANA makroalgetransekter er der i analysen inddraget data fra NOVANA ålegræstransekter fra samme periode for at klarlægge, hvorvidt tendenser i ålegræssets udvikling er forskellig i områder med blandet bund (hård og blød), hvor ålegræs og sargassotang sameksisterer (makroalgetransekter) og i områder med blød bund, hvor ålegræs er den primære vegetation (ålegræstransekter).

3. Resultater og diskussion

3.1 Udbredelse og spredning

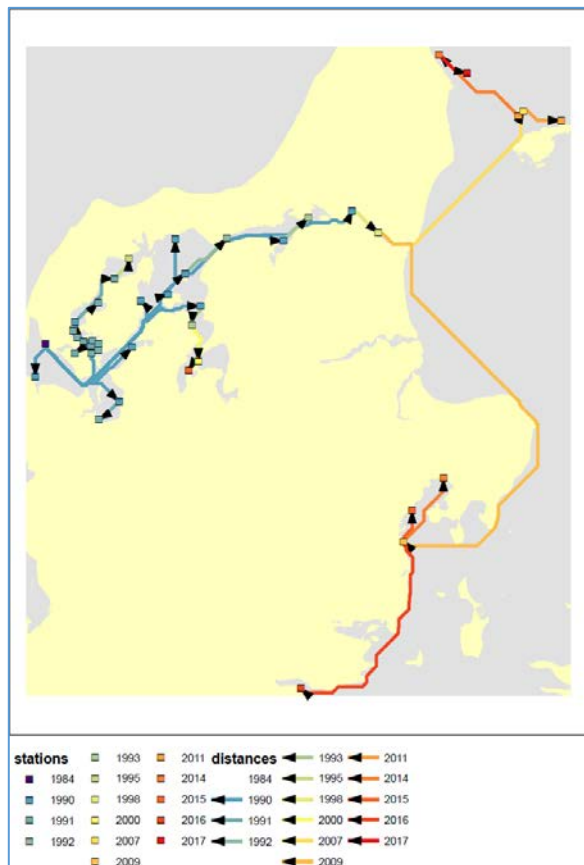
Siden sargassotang blev observeret i Nissum Bredning i 1984, har den spredt sig til det meste af Limfjorden, og de senere år ud i den åbne del af Kattegat, Århus Bugt og Vejle Fjord (figur 3.1).



Figur 3.1. Udvikling i udbredelse og dækning af sargassotang i danske farvande. Dækningsgraden er opgjort som % af egnet hårdt substrat. Cirklen markerer de 14 stationer med lange tidserier for sargassotang, der anvendes til vurdering af den tidlige udvikling af sargassotang og det øvrige makroalgensamfund.

For hver af de i alt 40 monitoringsstationer, hvor sargassotang er observeret siden 1984, beregnede vi en spredningshastighed ved simpel vektor regning (figur 3.2). Middel hastigheden var på $6,9 \text{ km år}^{-1}$ med et range på $0,4\text{-}22,4 \text{ km år}^{-1}$ (min-max). Desuden beregnede vi en overordnet spredningshastighed ved at lave en lineær regression af afstanden (km) fra første observation (1984 i Nissum Bredning) som funktion af antal år siden første observation (etableringsår på stationen – 1984). Dette gav en regressionslinje med en hældning på $8,4 \text{ km år}^{-1}$. En tidligere opgørelse baseret på data frem til 1997 estimerede en spredningshastighed på $15\text{-}17 \text{ km år}^{-1}$ i Limfjorden (Stæhr et al. 2000). Til sammenligning er der rapporteret betydeligt højere spredningshastigheder ($43\text{-}105 \text{ km år}^{-1}$) på globalt plan (Engelen et al. 2015). En væsentlig årsag til den lavere spredningsha-

stighed i danske farvande er formodentlig, at spredningen er blevet hæmmet af en ned-sat fysisk åbenhed (connectivity) mellem de egnede habitater. Selv om spredningshastigheden er forholdsvis lav i danske farvande, er den dog stor nok til, at sargassotang i løbet af et årti bør kunne etablere sig fuldt ud i farvande som opfylder artens levevilkår.



Figur 3.2. Kort over stationer hvor sargassotang er observeret i det nationale NOVANA monitoringsprogram. Årstallet og farveko-den angiver det år arten første gang er observeret. Pilene angiver retningen på spredningen. Foruden observationerne på kortet, er sargassotang rapporteret fastvoksende på Norddjurslands kyst ved Lystrup Strand i forbindelse med NOVANA ålegræsundersøgel-ser i 2007. Første observation af sargassotang blev gjort i Nissum bredning i 1984 (Christensen 1984).

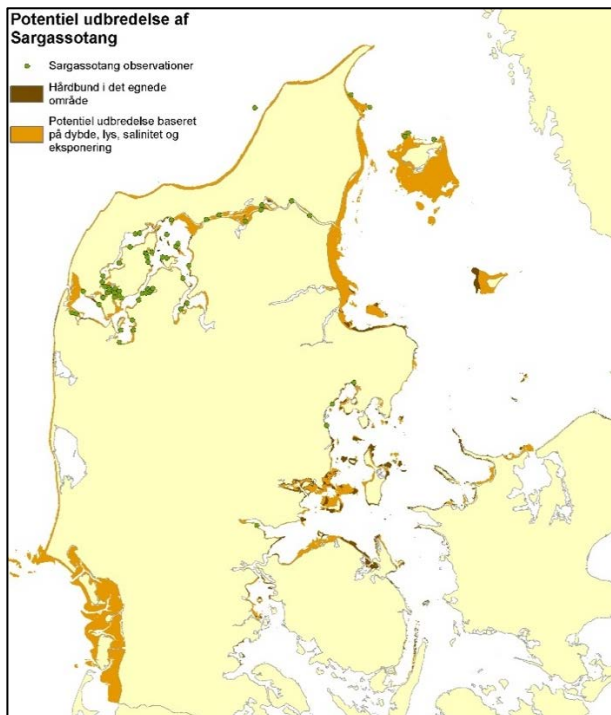
Med udgangspunkt i de 40 stationer i monitoringsprogrammet, hvor sargassotang har været observeret, har vi hentet data fra en landsdækkende GIS model for ålegræs (Stæhr et al. 2019) til at beskrive de fysiske forhold som karakteriserer de områder, hvor sargassotang har etableret sig. Tabel 3.1 opsummerer variationen i de tilgængelige datalag.

Tabel 3.1. Variationen i parametre (sommer middelværdier) hvor sargassotang er observeret som fastsiddende.

Parameter	Minimum	Maksimum
Lys ved bunden ($\mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	28	384
Temperatur ved bunden ($^{\circ}\text{C}$)	12	16
Salinitet (psu)	16	30
Eksponering (relativ enhed $0 \rightarrow 1$)	0,1	0,5

Med udgangspunkt i disse informationer har vi defineret, at følgende forhold som minimum skal være opfyldt på samme sted førend sargassotang kan forventes at findes som fastsiddende organisme på en given lokalitet:

- Lys ved bunden: mindst ca. $30 \mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
- Salinitet: mindst 16 psu
- Temperatur: alle temperaturer (ifølge Engelen et al. 2015 trives sargassotang trives fint selv ved temperaturer $>25^{\circ}\text{C}$)
- Relativ eksponering: mindre end 0,5 (skala 0-1)
- Sediment: hård bund.



Figur 3.3. GIS model over det potentielle maksimale udbredelsesområde i danske farvande i områder med hård bund (Mørkebrune områder). De grønne cirkler markerer observationer af fastsiddende sargassotang. Da GEUS sedimentklasserne er meget grove ift. definition af hård bund, har vi valgt også at vise (med orange farve) områder med potentiel etablering af sargassotang alene ud fra krav til dybde, lys, salinitet og eksponering.

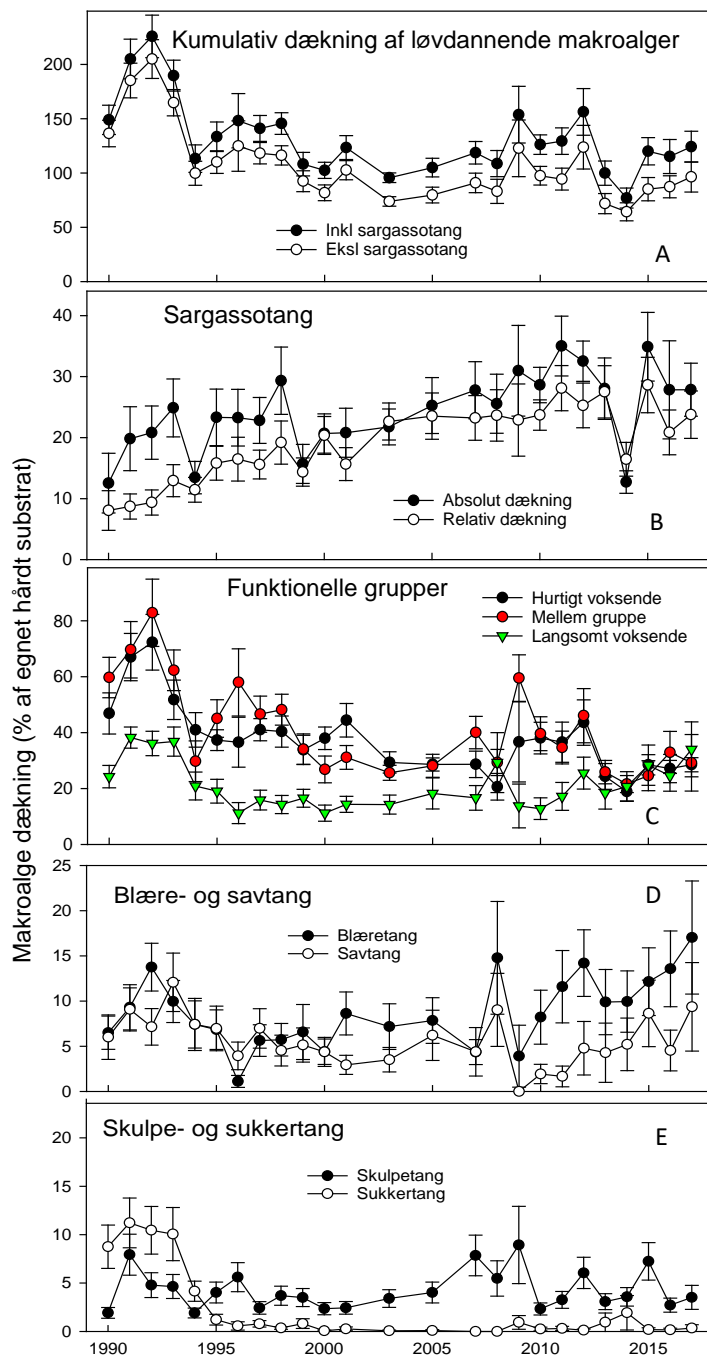
Baseret på disse forhold har vi lavet et landsdækkende kort over områder (lavere end 6 m dybde) med potentiel (enten eller) mulighed for udbredelse/etablering af sargassotang (figur 3.3). Kortet indikerer, at sargassotang potentielt kan opnå en betydeligt større udbredelse end i dag. Der er dog en række forbehold ved det estimerede udbredelsespotentiale. Ved at anvende habitatkriteriet "hård bund" ses det (mørkebrun farve på figur 3.3), at der er flere af de områder, hvor sargassotang med sikkerhed allerede findes, som ikke er identificeret som potentielle områder, fx i dele af Limfjorden og omkring Læsø. Dette kan forklares med, at det anvendte GEUS sediment kort har en for grov opløsning/definition af sedimentforholdene til at indgå i en model for makroalger, hvor en blandet blød bund med sten vil være egnet. En GIS-model, hvor sediment-kravet (tabel 3.1) ikke indgår, viser en bedre overensstemmelse med observationerne (orange områder på figur 3.3). Der er ifølge denne model en række lavvandede eksponerede områder i Va-

dehavet, langs Jyllands vestkyst og omkring Anholt, hvor sargassotang bør kunne etablere sig. Flere af disse lokaliteter er kendetegnet af stor fysisk forstyrrelse i form af bølgeeksponering, som sargassotang ikke trives ved (Engelen et al. 2015). Sargassotang har længe været etableret i tidevandszonen ved Sylt langs den tyske del af Vadehavet (Lang & Buschbaum 2010), hvor den menes at være kommet med stillehavsøsters. Da stillehavsøsters også findes i store mængder i det nærtliggende danske vadehavsområde, kan sargassotang med stor sandsynlighed også forventes at etablere sig her.

3.2 Effekter af sargassotang på makroalgесamfundet

3.2.1 Ændringer i dækningen af makroalger

På de 14 vegetationstransekter med lange tidserier, hvor der i perioden 1990-2017 blev observeret sargassotang, er der sket en signifikant reduktion i den kumulative dækning samt dækningen af alle de overordnede makroalgegrupper samt enkeltarterne sukertang og savtang samtidig med, at udbredelsen og dækningsgraden af sargassotang er steget signifikant (figur 3.4A, 3.4B, tabel 3.2). Bidraget fra sargassotang (relativ dækning) til den kumulative algedækning er derfor steget signifikant (figur 3.4B; tabel 3.2) fra <10% i begyndelsen 1990'erne til omkring 20% de sidste ca. 10 år. Faldet i de øvrige (foruden sargassotang) makroalgers dækning var markant særlig i 1990'erne blandt både hurtigt voksende, i mellem gruppen og hos de langsomt voksende alger (figur 3.4C). Siden omkring 2010 er dækningen af langsomt voksende alger begyndt at stige (figur 3.4C). Dette gælder særligt blæretang og savtang (figur 3.4D), i mindre grad skulpetang (figur 3.4E), men slet ikke sukkertang, som nærmest har været udryddet i Limfjorden siden slutningen af 1990'erne (figur 3.4E).



Figur 3.4. Langtidsændringer i dækning af makroalger fordelt på A) kumulativ makroalge-dækning (med og uden sargassotang), B) absolut og relativ dækning af sargassotang (ift. kumulativ dækning), C) tre funktionelle grupper af makroalger, D) blæretang og savtang og E) skulpetang og sukkertang. Data er baseret på 14 vegetationstransekter i Limfjorden for dybdeintervallet 2-4 m. Error bars er ± 1 SD.

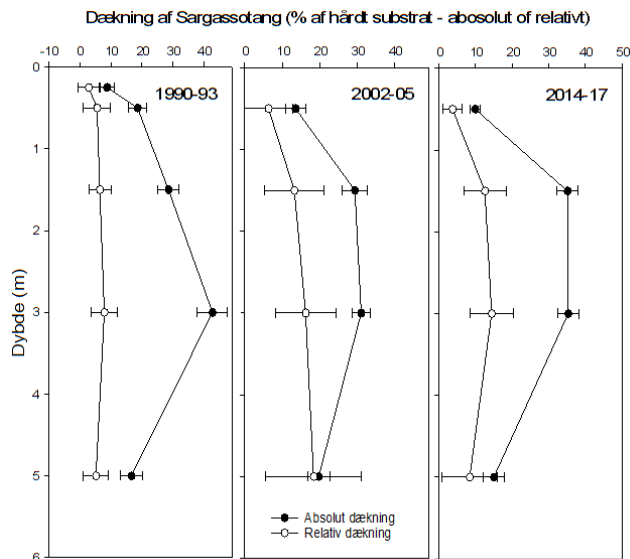
Tabel 3.2. Spearman rank korrelationsanalyse for test af tidlige (år) ændringer i dækningen af arter, grupper, diversitetsmål, samt for eventuelle sammenhænge mellem ændringer i disse parametre og sargassotang. Signifikante værdier er fremhævet med fed skrift.

Parameter	vs	r	p
Artsrigdom/antal	år	0,15	0,01
Eveness	år	-0,51	<0,001
Shannon diversitet	år	-0,22	<0,001
Kumulativ algedækning (inkl sargassotang)	år	-0,32	<0,001
Kumulativ algedækning (eksl sargassotang)	år	-0,41	<0,001
Sargassotang absolut dækning	år	0,19	<0,001
Sargassotang relativ dækning	år	0,39	<0,001
Hurtigt voksende alger	år	-0,36	<0,01
Mellem gruppen	år	-0,37	<0,01
Langsomt voksende alger	år	-0,14	0,01
Sukkertang	år	-0,60	<0,001
Skulptetang	år	-0,05	0,33
Savtang	år	-0,22	<0,001
Blæretang	år	0,39	<0,001
Artsrigdom/antal	sargassotang	0,36	<0,001
Eveness	sargassotang	-0,33	<0,001
Shannon diversitet	sargassotang	0,06	0,31
Kumulativ algedækning (inkl sargassotang)	sargassotang	0,42	<0,001
Kumulativ algedækning (eksl sargassotang)	sargassotang	0,13	0,02
Hurtigt voksende alger	sargassotang	0,11	0,05
Mellem gruppen	sargassotang	0,18	<0,001
Langsomt voksende alger	sargassotang	-0,07	0,20
Sukkertang	sargassotang	-0,06	0,27
Skulptetang	sargassotang	0,22	<0,001
Savtang	sargassotang	-0,15	<0,001
Blæretang	sargassotang	-0,11	0,04

Sargassotang trives bedst i dybdeintervallet ca. 1-3 m (figur 3.5), hvor den siden begyndelsen af 1990'erne har dækket mellem 30-40% af den egnede hårde bund. Det er også i dette dybdeinterval, at den største stigning i sargassotangs bidrag til den samlede makroalgedækning (relativ dækning) ses.

De tidlige ændringer i den absolutte og relative dækning af sargassotang (figur 3.1, 3.2 og 3.4B) vidner om en hurtig effektiv kolonisering af Limfjorden i 1990'erne efterfulgt af en længere periode med en moderat stigning indtil omkring 2005-2010, hvorefter niveauet ser ud til at være stabiliseret. Dette udviklingsforløb (etablering → hurtig ekspansion → stabilisering) med tilhørende tilbagegang af en række hjemmehørende arter er et klassisk eksempel på udvikling og effekt af en succesrig invasiv art. Udviklingen følger i høj grad et mønster, som er beskrevet andre steder i verden fx i det sydlige Californien, Normandiet, Den Engelske kanal og østkysten af Nordamerika (Engelen et al. 2015). Lignende negative effekter på hjemmehørende, langsomt voksende makroalger er fundet i det tyske Vadehav (Lang & Buschbaum 2010) og langs Nordirlands kyster (Strong & Dring 2011) og er desuden dokumenteret gennem eksperimenter med en række flerårige brunalger og mindre alger (Britton-Simmons 2004). Sargassotangs oprette løv kan reducere lystilgængeligheden på bunden med op til 97% (Strong et al. 2006). Udskygning fremhæves derfor som den væsentligste årsag til sargassotangs evne til at udkonkurrere andre makroalger (Ambrose & Nelson 1982; Sánchez & Fernández 2005), selvom effekten varierer meget over året på grund af store sæsonforskelle i algens fænologi. Biotiske interaktioner mellem makroalger omfatter foruden ændrede lysforhold, konkurrence om næringsstoffer og plads (egnet substrat) og ændringer i vandbevægelse (fx via sargassotangs tætte stående sommerbiomasse). Data fra Limfjorden

viser en interessant udvikling i gruppen af langsomt voksende makroalger. I lighed med studier fra Normandiet (Cosson 1999) ser vi en kraftig tilbagegang i sukkertang i den tidlige etableringsfase af sargassotang. Derudover var der en generel tilbagegang af de langsomt voksende alger, hvis primære habitat i Limfjorden ligger i sammenfaldende dybdeinterval (2-4 m) som sargassotang. De eneste langsomt voksende alger, som lader til at komme tilbage, er blæretang og savtang, som begge er kendetegnet ved at dominere i sublitoral-zonen (0-2 m), særligt på eksponerede kyster, hvor sargassotang ikke trives.

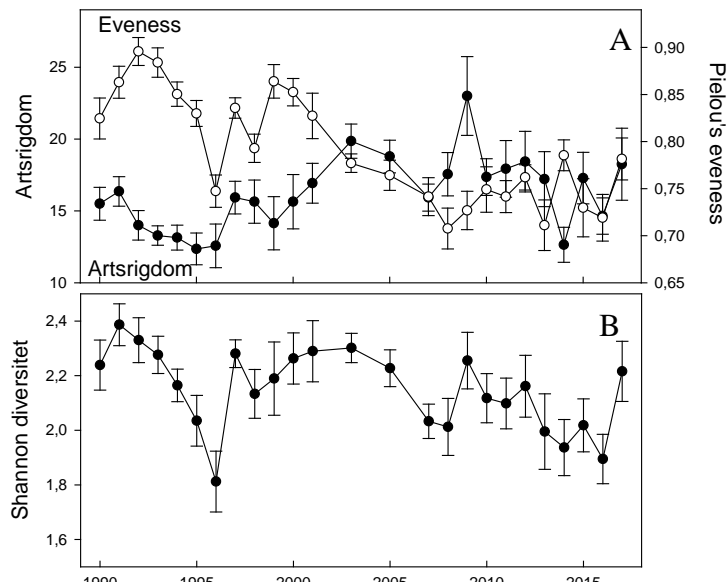


Figur 3.5. Udbredelse af sargassotang på forskellige dybder i tre perioder. Data vises som absolut dækningsgrad og relativ i forhold til den kumulative makroalgedækning. Data er baseret på 14 vegetationstransekter i Limfjorden. Error bars er ± 1 SD.

3.2.2 Tidslige ændringer i dækning i diversitetsmål

Artsrigdommen af makroalger viser en svag, men signifikant, stigning over perioden 1997-2017 (tabel 3.2), og korrelationen med dækning af sargassotang underbygger argumentet fra tidligere undersøgelser, at der observeres flere epifytiske alger i områder, hvor sargassotang forekommer. Et studie af den tilknyttede flora og fauna til sargassotang og skulptetang viste, at der er markant større biomasse af epifytter i løvet på sargassotang, men at artsrigdommen er ens (Wernberg et al. 2004). En nylig opgørelse viser, at der foruden sargassotang, siden 1990 er observeret fire nye ikke-hjemmehørende makroalgearter i Limfjorden, og at der er sket en stigning i det samlede antal hjemmehørende makroalgearter – både i Limfjorden og for danske farvande som helhed i perioden 1989-2014 (Stæhr et al. 2016). Beregningen af Pielov's Eveness index viste et markant og signifikant fald fra 1990-2017, som var negativt korreleret til væksten i sargassotang (figur 3.6A, tabel 3.2). Eveness er et mål for, hvor ensartet fordelingen i arternes bidrag til den samlede abundans er. Så på trods af, at der gradvist er kommet flere makroalgearter i Limfjorden, så har den samtidige invasion af sargassotang betydet, at makroalgensamfundet i stigende grad er blevet domineret af sargassotang. Korrelationen mellem Eveness og sargassotang indikerer endvidere, at denne art har medført en markant ændring i arternes indbyrdes dominans og dermed strukturen af makroalgensamfundet. Shannon diversitetsindeks viste tilsvarende et svagt fald i løbet af perioden (figur 3.6B),

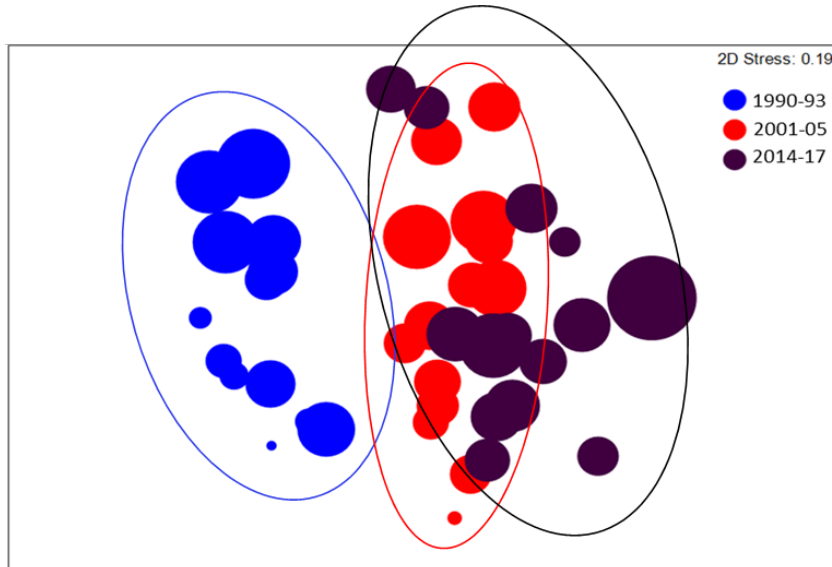
som var signifikant over perioden men ikke korreleret med udviklingen af sargassotang (tabel 3.2). Tidligere studier - baseret på kortere tidsserier eller eksperimenter - har til sammenligning ikke påvist nævneværdige effekter af sargassotang på artsrigdom og diversitetsmål (fx Stæhr et al. 2000; Sánchez & Fernández 2005, Wilson 2001).



Figur 3.6. Langtidsændringer i A) Evenness og artsrigdom samt B) Shannon diversitet. Data repræsenterer 14 vegetationstransekter i Limfjorden. Error bars er ± 1 SD.

3.2.3 Ændringer i samfundsstrukturen af makroalger

Udviklingen af sargassotang (stigning i den absolutte og relative dækning) og den samtidige reduktion i dækning af overordnede funktionelle grupper, udvalgte arter og evenness indikerer, at invasionen af sargassotang både har påvirket makroalgedækningen og samfundsstrukturen. For at teste dette nærmere, har vi udført en multivariat ordinations samfundsanalyse ved hjælp af statistikprogrammet PRIMER. Til analysen opdelte vi datasættet i tre perioder (figur 3.7).



Figur 3.7. nMDS ordinationsplot af ændringer i makroalgесamfundet i Limfjorden. Data dækker makroalger i dybdeintervallet 0-6 m på de 14 centrale stationer i Limfjorden hvor sargassotang har været observeret siden begyndelsen af 1990'erne frem til 2017. Data er grupperet i tre perioder. Størrelsen på cirklerne indikerer dækning af sargassotang som procent af hårdt substrat.

Ordinationsanalysen viste, at de 14 udvalgte transekter grupperede sig forskelligt. En variansanalyse (ANOSIM) viste, at selvom der er et overlap mellem perioderne, så er variationen mellem perioderne signifikant større ($p=0,1\%$) end variationen indenfor de enkelte perioder. En tidligere lignende ordinationstest (Stæhr et al. 2000) fandt, at variationen i makroalgестrukturen (spredningen i fordelingen af punkterne i figur 3.7) blev mindre (år 1990 sammenlignet med 1997), hvilket indikerede, at introduktionen af sargassotang gjorde makroalgесamfundet mere ensartet. Til sammenligning finder vi, at variationen (spredningen) faktisk er steget en smule i perioden 1990-2017 samtidig med, at den overordnede struktur er ændret. Betydningen af de enkelte arters bidrag til similariteten (ensartetheden) i makroalgестrukturen for de tre perioder fremgår af tabel 3.3.

Tabel 3.3. Arternes relative bidrag (%) til similariteten (ligheden) i makroalge-samfundsstrukturen i tre perioder for 14 udvalgte vegetationstransekter i Limfjorden i dybdeintervallet 0-6 m. Nederst er angivet den samlede similaritet i samfundsstrukturen for hver periode. Analysen blev udført med PRIMER programmet vha. SIMPER analysen på ikke transformerede data. Bidraget fra de 10 mest dominerende arter er vist, sorteret efter faldende betydning.

Makroalgearter	1990-93	2001-05	2014-17	Samlet bidrag
<i>Sargassum muticum</i>	8.7	24.5	32.9	66.1
<i>Chondrus crispus</i>	12.7	12.6	15.3	40.6
<i>Fucus vesiculosus</i>	6.4	7.4	9.9	23.7
<i>Ceramium virgatum</i>	8.8	5.9	4.4	19.2
<i>Polysiphonia fucoides</i>	7.4	4.9	5.4	17.7
<i>Corallina officinalis</i>	7.9	6.5	2.9	17.2
<i>Dictyota dichotoma</i>	3.8	4.7	2.6	11.1
<i>Fucus serratus</i>	3.7	2.4	4.2	10.3
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	2.9	2.2	3.1	8.2
<i>Codium fragile</i>	5.2	2.3	0	7.5
Samlet similaritet	46.3	47.9	43.4	

Overordnet viser similaritets-analysen, at sargassotang fordelt på alle perioder har bidraget mest til similariteten i algesamfundet. Dette dækker dog over en markant stigning fra den første periode, hvor sargassotang bidrog med 8,7%, til 24,5% og efterfølgende 32,9% i den sidste periode. Mens makroalgesamfundet i stigende grad således er blevet karakteriseret ved sargassotang, er betydningen af en række andre understory arter faldet markant hvilket indikerer udskygning. Dette gælder særligt plysalgen (*Codium fragile*) og koralalgen *Corrallina officinalis*. Samt trådalgen *Polysiphonia fucoides*, og rødalgen *Dictyota dichotoma* (tabel 3.3). Desuden er sukkertang (ikke i tabellen) gået markant tilbage.

Vi har endvidere vurderet bidraget fra arter til forskellen (dissimilaritet) mellem den første og sidste periode (1990-93 vs. 2014-17) for de 14 vegetationstransekter. Analysen blev foretaget ved hjælp af SIMPER analysen i PRIMER programmet på ikke transformerede data. Denne analyse (resultater ikke vist) viste overordnet, at sargassotang har bidraget mest til den overordnede forandring i samfundsstrukturen, samt at en række arter - herunder sukkertang men også vigtige arter som blæretang og savtang - udgør et væsentligt mindre bidrag i den nyeste periode på trods af deres nylige fremgang (se figur 3.4D). Disse resultater understøtter en tidligere analyse i Limfjorden på et mindre datasæt (Stæhr et al. 2000) og understreger, at ændringerne i makroalge samfundsstrukturen i høj grad skyldes udbredelsen og væksten af sargassotang, men også ændringer i abundansen af de øvrige arter. Dette resultat underbygger antagelsen om betydelige interaktioner mellem sargassotang og de oprindelige makroalger.

Sammenfattende viser analyserne, at sargassotang har haft en betydning for kvalitetselementet makroalger, som man også kan forvente vil forekomme i nye områder, hvor algen etablerer sig. Artsrigdommen af makroalger er gået frem som en direkte effekt af sargassotang, mens dækningsgraden af makroalgerne (den kumulative samt grupper og flere enkelt-arter) er gået tilbage over perioden, hvor sargassotang har etableret sig. Selvom de tidlige tendenser er signifikante, er der dog ikke altid en korrelation til udviklingen af sargassotang. Imidlertid har sargassotang en positiv effekt på den samlede kumulative makroalge-dækning, grundet artens eget høje bidrag hertil. Selvom den samlede kumulerede dækning er reduceret i perioden 1990-2017 kan dette således ikke nødvendigvis tilskrives introduktion af sargassotang. Her er det interessant, at den kumulative makroalgedækning i Limfjorden er under det halve af vegetationstransekter i kystnære områder, hvor lysforhold og salinitet ellers er sammenlignelige. Evenness-indexet er blevet reduceret i løbet af perioden og korrelationen til sargassotang indikerer, at denne har medført en markant ændring i arternes indbyrdes dominans og dermed strukturen af makroalgesamfundet. Der har indtil videre ikke været anvendt en samlet indikator for kvalitetselementet makroalger. I relation til forventede mål eller indikatorer for kvalitetselementet makroalger som fx dækningsgrad og biodiversitet har introduktionen af sargassotang ikke ledt til en forringelse, der alene kan tilskrives introduktionen af sargassotang, mens dette muligvis er tilfældet for følsomme arter i det omfang fx savtang, sukkertang og blæretang kan anses for at være følsomme. Der er imidlertid ingen operationel definition af, hvilke arter der er følsomme. Dermed kan det heller ikke entydigt afgøres om introduktionen af sargassotang påvirker tilstandsvurderingen af kvalitetselementet makroalger, selvom der påviseligt har været effekter på sammensætningen af makroalgesamfundet.

Der er gennem årene gjort mange forsøg på at regulere sargassotang ved brug af herbicider, høstning og græsning. De mest succesfulde resultater er nået ved høstning i forårsperioden før algen bliver frugtbar. Erfaringerne viser dog, at det pga. algens store reproduktions- og spredningsevne er meget svært at opnå blivende effekter (Engelen et al. 2015).

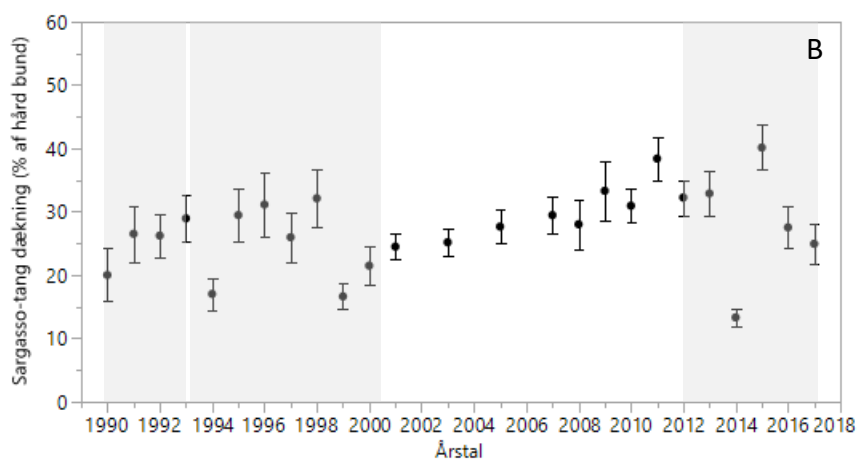
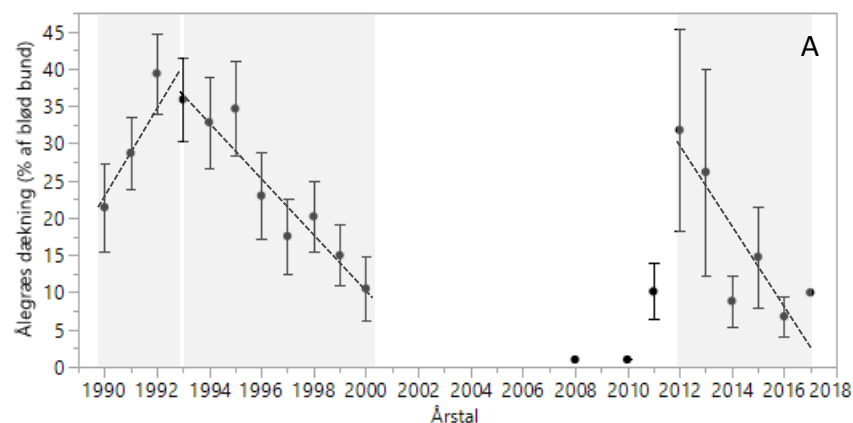
3.3 Effekter af sargassotang på ålegræssets udbredelse

3.3.1 Overordnede tidlige ændringer i ålegræsdekning

På de 13 stationer med lange tidsserier, hvor der i perioden 1990-2017 er observeret både sargassotang og ålegræs beregnede vi den gennemsnitlige dækningsgrad for dybdeintervallet 0-6 m i tre perioder (1990-1993, 1993-2000 og 2012-2017). Ved at se på disse data observeres enten en signifikant fremgang (1990-1993) eller tilbagegang (1993-2000 og 2012-2017) i ålegræssets dækning på den bløde bund (figur 3.8A; tabel 3.4, øverst). I de tilsvarende perioder er der ingen signifikant tidslig udvikling i dækningen af sargassotang på de samme stationer (figur 3.8B; tabel 3.4, midt). Tilsvarende er der for ingen af perioderne fundet en signifikant negativ korrelation mellem dækningen af ålegræs på den bløde bund og den absolutte dækning af sargassotang på den hårde bund (tabel 3.4, nederst). Overordnet er der således ikke noget, der tyder på, at den tidlige udvikling i ålegræssets dækning kan kobles direkte til sargassotangs forekomst på de udvalgte stationer.

Tabel 3.4. Spearman rank korrelationsanalyse for test af tidlige (år) ændringer i dækningen af ålegræs og sargassotang samt for eventuelle sammenhænge mellem de to arters udvikling inden for perioderne: 1990-1993, 1993-2000 og 2012-2017. Signifikante effekter er markeret med fed skrift.

Parameter	vs	Periode	r	p
Ålegræs	år	1990-1993	0,19	0,0071
Ålegræs	år	1993-2000	-0,32	<0,0001
Ålegræs	år	2012-2017	-0,41	0,0348
Sargassotang	år	1990-1993	0,11	0,0710
Sargassotang	år	1993-2000	-0,05	0,3870
Sargassotang	år	2012-2017	-0,05	0,1842
Ålegræs	Sargassotang	1990-1993	0,03	0,4253
Ålegræs	Sargassotang	1993-2000	0,04	0,6297
Ålegræs	Sargassotang	2012-2017	0,36	0,0145



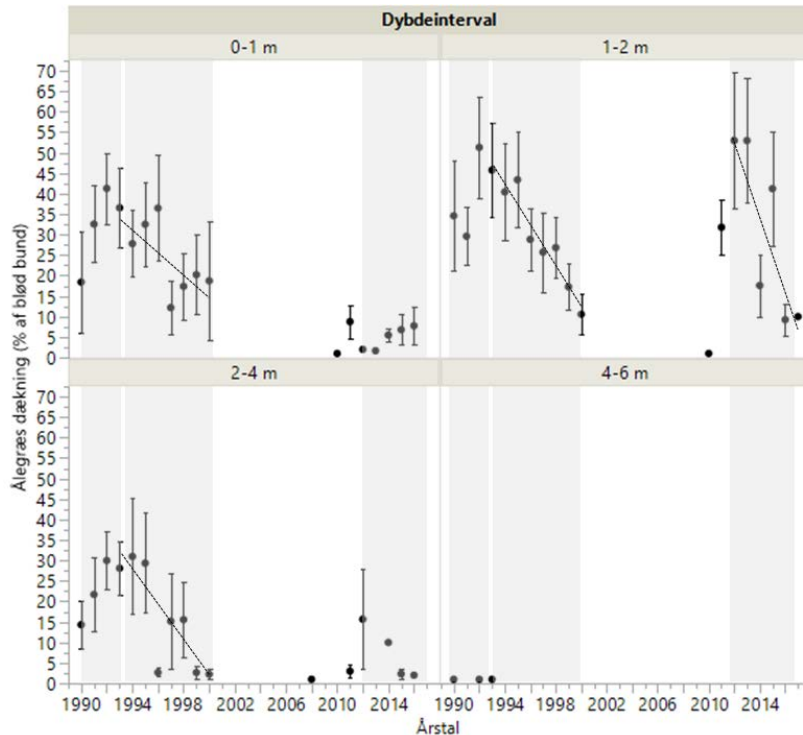
Figur 3.8. Tidlig udvikling i A) ålegræsdekning (% af blødt bund) og B) absolut dækning af sargassotang (% af hård bund) på NO-VANA makroalgetransekter, hvor de to arter sameksisterer. De grå bokse markerer perioder med signifikant frem- eller tilbagegang i ålegræssets dækning og stiplede linjer repræsenterer tendenslinjerne herfor. Data er baseret på 13 makroalgetransekter i Limfjorden for dybdeintervallet 0-6 m. Error bars er ± 1 SE.

3.3.2 Dybdespecifikke ændringer i ålegræsdekning

Med udgangspunkt i de 13 stationer med sameksisterende sargassotang og ålegræs har vi kigget nærmere på de enkelte dybdeintervaller som dækningen af henholdsvis ålegræs og sargassotang er opgjort på (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m) for at spore eventuelle dybdespecifikke effekter af sargassotang på ålegræssets udbredelse.

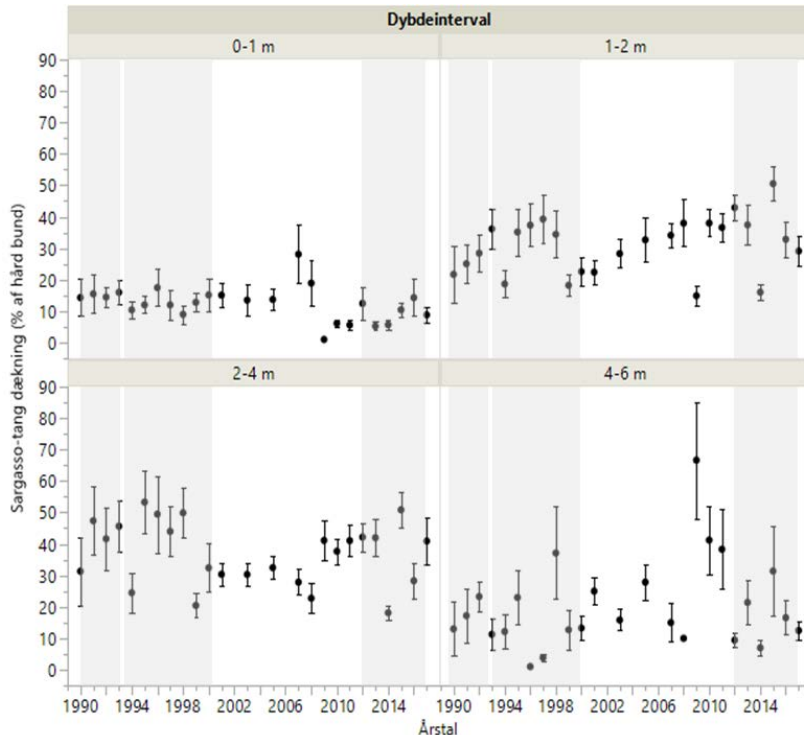
Ålegræs er primært at finde på dybder lavere end 4 m og i de seneste år primært i dybdeintervallet 1-2 m (figur 3.9), mens sargassotang findes ud til 6 m, med de mindste forekomster på vanddybder lavere end 1 m, hvor den fysiske eksponering forventeligt er størst (figur 3.10).

De dybdespecifikke analyser viser, at ålegræssets tilbagegang i perioden 1993-2000 (figur 3.8A) skyldes en tilbagegang på dybdeintervallerne 0-1 m, 1-2 m og 2-4 m, mens tilbagegangen i 2012-2017 primært skyldes en tilbagegang på 1-2 m. For perioden 1990-1993 kan fremgangen ikke tilskrives et bestemt dybdeinterval (figur 3.9, tabel 3.5).



Figur 3.9. Dybdespecifik tidlig udvikling i ålegræsdækning (% af blød bund). De grå bokse markerer de tre undersøgelsesperioder. Stiplede linjer repræsenterer tendenslinjer for de dybdeintervaller og perioder, hvor signifikante sammenhænge er fundet. Data er baseret på 13 makroalgetranssekter i Limfjorden for dybdeintervallet 0-6 m. Error bars er ± 1 SE.

Den tilsvarende analyse af sargassotang viser ingen signifikant dybdespecifik udvikling i de tre undersøgelsesperioder, og der er således heller ikke på specifikke dybder, noget der tyder på, at tendenserne i ålegræssets tidlige udvikling kan tilskrives sargassotangs invasion i undersøgelsesområdet (figur 3.10, tabel 3.5). Ved direkte korrelation af dækningen af sargassotang og ålegræs på de enkelte vanddybder er der heller ingen indikationer på, at tilstedeværelsen af sargassotang skulle virke hæmmende på ålegræssets udbredelse (tabel 3.5). Ligesom for det aggregerede datasæt (0-6 m; figur 3.8 og tabel 3.4) fandt vi for dybdeintervallet 1-2 m en positiv korrelation mellem udviklingen af dækningen af sargassotang og ålegræs i den seneste undersøgelsesperiode (2012-2017) (tabel 3.5). Dette dækker dog over, at både sargassotang og ålegræsset er gået tilbage i denne periode. Der er således ikke noget der understøtter, at en fremgang i sargassotang har fremmet ålegræssets udvikling.



Figur 3.10. Dybdespecifik tidlig udvikling i den absolutte dækning af sargassotang (% af hård bund). De grå bokse markerer de tre undersøgelsesperioder. Data er baseret på 13 makroalgetranssekter i Limfjorden for dybdeintervallet 0-6 m. Error bars er ± 1 SE.

De fleste studier af sargassotangs effekter på den øvrige vegetation omhandler effekter på makroalger, mens kun få studier har fokuseret på interaktioner mellem sargassotang og ålegræs. Da de to arter har forskellige habitatkrav (blød og hård bund), har flere studier påvist, at de i områder med blandet bund kan sameksistere uden indbyrdes konkurrence (North 1973, De Wreede 1978, den Hartog 1997). Dette stemmer helt overens med vores analyse fra stationer i Limfjorden, hvor arterne sameksisterer. I vores analyse fandt vi ingen negative effekter af sargassotang på ålegræsset, hverken på forskellige tidspunkter af sargassotangs invasionsfase (etablering \rightarrow ekspansion \rightarrow stabilisering) eller på specifikke dybdeintervaller.

I et enkelt tilfælde (2012-2017, 1-2 m) var der en positiv korrelation mellem sargassotang og ålegræs (tabel 3.5). Denne effekt kan dog ikke umiddelbart forklares og må desuden vurderes at være af minimal betydning for den overordnede interaktion mellem de to arter.

Tabel 3.5. Spearman rank korrelationsanalyse for dybdespecifik test af tidlige (år) ændringer i dækningen af ålegræs og sargassotang samt for eventuelle sammenhænge mellem de to arters udvikling inden for de perioderne: 1990-1993, 1993-2000 og 2012-2017. Signifikante effekter er markeret med fed skrift.

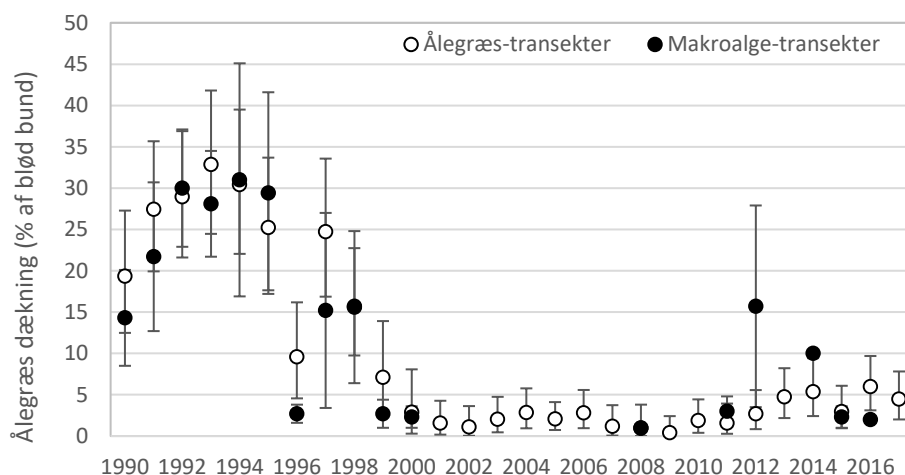
Parameter	vs	Periode	Dybde	r	p
Ålegræs	år	1990-1993	0-1 m	0,19	0,1135
Ålegræs	år	1990-1993	1-2 m	0,19	0,1550
Ålegræs	år	1990-1993	2-4 m	0,27	0,0582
Ålegræs	år	1990-1993	4-6 m		Få data
Sargassotang	år	1990-1993	0-1 m	0,03	0,4142
Sargassotang	år	1990-1993	1-2 m	0,25	0,0951
Sargassotang	år	1990-1993	2-4 m	0,10	0,5202
Sargassotang	år	1990-1993	4-6 m	-0,03	0,6742
Ålegræs	år	1993-2000	0-1 m	-0,24	0,0288
Ålegræs	år	1993-2000	1-2 m	-0,40	0,0023
Ålegræs	år	1993-2000	2-4 m	-0,36	0,0001
Ålegræs	år	1993-2000	4-6 m		Ingen data
Sargassotang	år	1993-2000	0-1 m	-0,02	0,5697
Sargassotang	år	1993-2000	1-2 m	-0,12	0,2190
Sargassotang	år	1993-2000	2-4 m	-0,12	0,2429
Sargassotang	år	1993-2000	4-6 m	0,06	0,7565
Ålegræs	år	2012-2017	0-1 m	0,43	0,8059
Ålegræs	år	2012-2017	1-2 m	-0,52	0,0117
Ålegræs	år	2012-2017	2-4 m	-0,49	0,1716
Ålegræs	år	2012-2017	4-6 m		Ingen data
Sargassotang	år	2012-2017	0-1 m	0,02	0,1912
Sargassotang	år	2012-2017	1-2 m	-0,08	0,1433
Sargassotang	år	2012-2017	2-4 m	-0,05	0,2636
Sargassotang	år	2012-2017	4-6 m	0,03	0,6591
Ålegræs	Sargassotang	1990-1993	0-1 m	-0,12	0,9346
Ålegræs	Sargassotang	1990-1993	1-2 m	0,29	0,1193
Ålegræs	Sargassotang	1990-1993	2-4 m	0,09	0,4971
Ålegræs	Sargassotang	1990-1993	4-6 m		Få data
Ålegræs	Sargassotang	1993-2000	0-1 m	-0,21	0,3358
Ålegræs	Sargassotang	1993-2000	1-2 m	0,01	0,5602
Ålegræs	Sargassotang	1993-2000	2-4 m	0,21	0,2828
Ålegræs	Sargassotang	1993-2000	4-6 m		Få data
Ålegræs	Sargassotang	2012-2017	0-1 m		Få data
Ålegræs	Sargassotang	2012-2017	1-2 m	0,83	0,0027
Ålegræs	Sargassotang	2012-2017	2-4 m	-0,90	0,9572
Ålegræs	Sargassotang	2012-2017	4-6 m		Ingen data

3.3.3 Tidlige ændringer i ålegræsdækning generelt i Limfjorden

Analyserne af ålegræssets tilstand og udvikling er baseret på data fra NOVANA makroalge-transekter, hvor ålegræs og sargassotang sameksisterer på blandet bund (hård og blød bund). For at afgøre om ålegræssets udvikling i disse områder er forskellig fra øvrige områder i Limfjorden (og derved potentielt påvirkes generelt af tilstedeværelsen af makroalger – herunder sargassotang) har vi analyseret ålegræssets tidlige udvikling på NOVANA ålegræs-transekter, hvor sameksistens ikke er tilfældet.

Analysen fokuserer på dybdeintervallet 2-4 m, hvor forekomsten af sargassotang generelt er størst (figur 3.10) og viser, at ålegræssets udvikling i Limfjorden generelt (ålegræs-transekter) i perioden 1990-2017 ikke adskiller sig fra udviklingen på stationer, hvor ålegræs sameksisterer med sargassotang (makroalge-transekter). Dækningen af ålegræs under begge forhold følger således det samme mønster med fremgang i perioden 1990-1993 efterfulgt af en tilbagegang frem til 2000. Fra 2000 og frem er dæknin-

gen generel lav, med en enkelt undtagelse i 2012 inden for makroalge-transekterne (figur 3.11). Undersøgelserne understreger således, at ålegræssets generelle udvikling er uafhængig af dets sameksistens med makroalger – herunder sargassotang.



Figur 3.11. Tidslig udvikling i ålegræsdekning (% af blødt bund) på henholdsvis NOVANA ålegræs-transekter og makroalge-transekter. Data er baseret på 14 makroalge-transekter og 40 ålegræs-transekter i Limfjorden for dybdeintervallet 2-4 m. Error bars er \pm 1 SE.

Ingen af analyserne af sargassotangs betydning for kvalitetselementet angiospermer (ålegræs) foretaget i denne rapport kan dokumentere nogen negativ effekt af sargassotang på ålegræssets dækningsgrad og dybdeudbredelse. På denne baggrund vurderes der ikke at være nogen påvirkning af tilstandsvurderingen af kvalitetselementet jf. kravene i vandrammedirektivet.

4. Konklusion

Vores undersøgelser viser, at sargassotang hidtil har haft en spredningsrate på gennemsnitligt 7-8 km år⁻¹ i danske farvande og at det må forventes at arten yderligere vil kunne sprede sig i løbet af det kommende årti, da artens habitatkrav opfyldes i endnu mange danske vandområder.

Analysen af sargassotangs effekt på de øvrige makroalger viser, at sargassotang har en markant påvirkning på det øvrige makroalgensamfund. Den primære mekanisme, hvorved sargassotang fortrænger øvrige makroalger, menes at være via udskygning, og effekten heraf vurderes at være kraftig, særligt i den tidlige ekspanderende fase. Specifikt har sargassotang i Limfjorden haft en signifikant negativ indvirkning på arterne savtang og blæretang. Disse har dog været i fremgang de senere år, hvor udbredelsen af sargassotang har stabiliseret sig. Den negative effekt på disse mere følsomme arter vil derfor muligvis reduceres på længere sigt. Vores analyser viser desuden, at sargassotang øger det samlede makroalge-dække via artens eget høje bidrag, og at den overordnede artsrigdom af makroalger forøges. Dog er arternes indbyrdes dominans markant ændret således, at færre arter dominerer det totale makroalge-samfund. Da kvalitetselementet makroalger i 2. generations vandplaner ikke er operationaliseret i form af indikatorer, kan det ikke entydigt konkluderes, at introduktionen af sargassotang i Limfjorden har medført længerevarende ændringer, der påvirker tilstandsvurderingen negativt. Effekterne af sargassotang-invasionen i Limfjorden kan forventes at være tilsvarende i andre danske kystområder, hvor sargassotang i fremtiden etableres.

Vores analyse af sargassotangs effekt på ålegræs i Limfjorden, understøtter tidligere studier fra Frankrig (den Hartog 1997), Californien (North 1973) og Britisk Columbia (De Wreede 1978), hvor ålegræs og sargassotang sameksisterer i habitater med blandet bund (hård og blød bund) uden indbyrdes konkurrence. Eneste undtagelse var på 1-2 m i perioden 2012-2017, hvor en positiv korrelation mellem de to arter blev fundet, om end det er en effekt, der dog må vurderes at være af minimal betydning for den overordnede interaktion mellem de to arter. På baggrund af analysen vurderes der ikke at være nogen påvirkning af tilstandsvurderingen af kvalitetselementet angiospermer (ålegræs) jf. kravene i vandrammedirektivet.

Den samlede vegetationsanalyse i denne rapport viser effekter af sargassotang på de øvrige makroalger men ingen betydende effekter på ålegræs. Analysen har taget udgangspunkt i de direkte effekter, der måtte være i områder, hvor sargassotang findes sammen med henholdsvis andre makroalger og ålegræs. Analysen har således ikke kigget på indirekte effekter såsom ballistiske effekter af drivende sargassotang og forringede iltforhold i forbindelse med nedbrydning af sargassotang i sensommeren. Sådanne effekter er tidligere vist at være potentielt markante for reetableringen af fx ålegræs (Valdemarsen et al. 2010, Canal-Vergés et al. 2014), men med de tilgængelige data har det ikke været muligt at gennemføre en analyse heraf.

Referencer

1. Ambrose, R. F., & Nelson, B. V. (1982). Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. *Botanica Marina* 25, 265–267.
2. Britton-Simmons, K. H. (2004). Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 277, 61-78.
3. Canal-Vergés, P., Potthoff, M., Hansen, F. T., Holmboe, N., Rasmussen, E. K., & Flindt, M. R. (2014). Eelgrass re-establishment in shallow estuaries is affected by drifting macroalgae – Evaluated by agent-based modeling. *Ecological Modelling*, 272, 116-128.
4. Carstensen, J., & Dahl, K. (2019). Macroalgal indicators for Danish Natura 2000 habitats. Technical Report from DCE–Danish Centre for Environment and Energy, (142).
5. Christensen, T. (1984) Sargassotang, en ny algeslægt i Danmark. *Urt* 8(4):99–104
6. Clarke, K. R. and Gorley, R. N. (2015) PRIMER v7: User Manual/Tutorial. Plymouth. UK, PRIMER-E Ltd. 300 pp.
7. Den Hartog, C. (1997). Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds? *Aquatic Botany* 58, 37–41.
8. De Wreede, R.E. 1978. Phenology of *Sargassum muticum* (Phaeophyta) in the Strait of Georgia, *British Columbia. Sysis* 11, 1–9.
9. Engelen, A. H., Serebryakova, A., Ang, P., Britton-Simmons, K., Mineur, F., Pedersen, M. F. & Pavia, H. (2015). Circumglobal invasion by the brown seaweed *Sargassum muticum*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 53, 81-126.
10. Lang, A. C., & Buschbaum, C. (2010). Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. *Journal of Sea Research*, 63, 119–128.
11. North, W. J. (1973). Regulating Marine Transplantations. *Science*, 179, 1181.
12. Petersen, J. K. (red) (2018). Menneskeskabte påvirkninger af havet: Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer. DTU Aqua-rapport nr. 336-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 118 pp. + bilag.
13. Sánchez, I. & Fernández, C. (2005). Impact on the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Phaeophyta) on an intertidal macroalgal assemblage. *Journal of Phycology* 41, 923–930.
14. Stæhr, P.A., Göke, C., Holbach, A.M., Krause-Jensen, D., Timmermann, K., Upadhyay, S. and Ørberg, S.B. (2019) Habitat model of eelgrass in Danish coastal waters: development, validation and management perspectives. *Frontiers in Marine Science*. 6(175). doi: 10.3389/fmars.2019.00175.
15. Strong, J. A., Dring, M. J., & Maggs, C. A. (2006). Colonisation and modification of soft substratum habitats by the invasive macroalga *Sargassum muticum*. *Marine Ecology Progress Series*, 321, 87–97.
16. Strong, J. A., & Dring, M. J. (2011). Macroalgal competition and invasive success: testing competition in mixed canopies of *Sargassum muticum* and *Saccharina latissima*. *Botanica Marina*, 54, 223–229.
17. Stæhr, P. A., Jakobsen, H. H., Hansen, J. L. S., Andersen, P., Storr-Paulsen, M., Christensen, J., Lundsteen, S., Göke, C., Carausu, M.-C. (2016). Trends in records and contribution of nonindigenous species (NIS) to biotic communities in Danish marine waters. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 44 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 179 <http://dce2.au.dk/pub/SR179.pdf>.
18. Stæhr, P. A., Pedersen, M. F., Thomsen, M. S., Wernberg, T., & Krause-Jensen, D. (2000). Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*, 207, 79-88.
19. Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M. D., & Flindt, M. R. (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119-130.
20. Wernberg, T., Thomsen, M. S., Stæhr, P. A. & Pedersen, M. F. (2004). Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Helgolander Marine Research* 58, 154–161.
21. Wilson, C. M. (2001). Is *Sargassum muticum* a benign invader of tide pools on the Pacific coast of North America? MS thesis, California State University, USA.

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk