

Analyse af ålegræsværktøjets anvendelighed til fastsættelse af miljømålsætning for kystvande og kvælstof-reduktionskrav



fra: <http://runeberg.org/nordflor/491.html>



INDHOLDSFORTEGNELSE

1	BAGGRUND	1
2	ANVDENDELSE AF MILJØINDIKATORER TIL AT VURDERE TILSTANDEN I FJORDE OG KYSTVANDE.....	2
2.1	Ålegræssets dybdegrænse	2
3	OM ÅLEGRÆS – FUNKTION, UDBREDELSE OG MILJØKRAV	3
4	METODER – DATA OG ANALYSER	5
5	RESULTATER	9
5.1	Test af data	9
5.2	Variable som påvirker ålegræs' dybdegrænse	9
5.3	Tidslig udvikling af ålegræssets dybdegrænse og kvælstof-tilførslen.....	12
5.4	Tidslig udvikling i ålegræssets dybdegrænse og sommertemperatur.....	15
5.4.1	Temperaturen i reference-perioden	18
6	KONKLUSION	20
7	CITERET LITTERATUR.....	21
Bilag 1	23
Bilag 2	27
Bilag 3	29



1 **BAGGRUND**

DHI har indgået aftale med Landbrug & Fødevarer (L&F) om 3 rådgivningsopgaver, der alle relaterer sig til Grøn Vækst planerne. Denne rapport omhandler den ene opgave, som har til formål at analysere forudsætningerne IRUDRHOVHDIGHW VnNDOGWHIO JUVNWM til fastsættelse af miljømål og reduktionkrav vedrørende udledning af næringsstoffer.

Baggrunden for opgaven er, at udbredelsen af ålegræs ikke, som forventet, har vist fremgang i takt med, at næringsstoffertilførslerne er reduceret. Dette tyder på, at ålegræs ikke opfylder kravene til en god indikator for effekter af ændringer i næringsstofforholdene, da en god indikator bør reagere entydigt på sådanne ændringer. Konsekvensen af dette vil være, at ålegræsværktøjet ikke er brugbart til fastsættelse af miljømålene for fjerde og kystvande og de deraf følgende indsatsprogrammer til opnåelse af miljømålene.

Undersøgelsen af ålegræsværktøjets robusthed i forhold til at opstille reduktionsmål for kvælstof i Vandplanerne har omfattet:

- x Analyse og kvantificering af betydningen af kvælstof og andre miljøforhold på åle- JUVGEGHJQH Som for andre biologiske forhold er det forventeligt at udbredelse og trivsel af ålegræs ikke kun er bestemt af én faktor, som kvælstof, men at andre forhold også spiller ind. Analysen er baseret på overvågningsdata
- x Tidstrendanalyser af ålegræssets dybdegrænse og en række miljøfaktorer, som kan have indflydelse på dybdegrænsen.



2 ANVDENDELSE AF MILJØINDIKATORER TIL AT VURDERE TILSTANDEN I FJORDE OG KYSTVANDE

Med indførslen af Vandrammedirektivet og den senere vedtagelse af Miljømålsloven i 2006 har Danmark forpligtet sig til at søer, vandløb og kystvande indenfor en kort år-række opnår en såkaldt god økologisk tilstand. Tilstanden skal ifølge Vandrammedirektivet bestemmes på basis af en række biologiske elementer, som igen karakteriseres ved hjælp af indikatorer, som enkeltvis eller samlet giver en dækkende beskrivelse af tilstanden af det biologiske element. Da man ikke kan måle alt, er det vigtigt, at de valgte indikatorer bedst muligt beskriver den økologiske tilstand samt den forbedring, der sker i tilstanden i takt med reduktionen i de udløsende påvirkninger.

I forbindelse med indførslen af Vandrammedirektivet har EU-lande og -institutioner arbejdet intensivt med at udvælge indikatorer og har herunder også opstillet en række kriterier, som en ideel indikator bør opfylde (f.eks. Gabrielsen & Bosch 2003). De vigtigste kriterier er:

1. Indikatoren skal repræsentere en vigtig komponent i økosystemet, enten via dens bidrag til stofproduktionen i et område, betydning for andre dyrs levesteder (habitat), samt betydning som fødegrundlag for bunddyr, fisk, fugle eller pattedyr.
2. Værdien af indikatorer i perioder (tilbage i tid) eller områder uden nævneværdig påvirkning fra menneskelig aktivitet.
3. Indikatoren skal reagere monotont på ændringer i de vigtigste menneskeskabte faktorer (stress-forhold) af betydning for miljøtilstanden i et vandområde, dvs. hvis der sker en reduktionen i stress-niveauet skal indikatoren vise forbedringer umiddelbart eller med en kort forsinkelse
4. Indikatorens udvikling over tid og reaktion på ændringer i stress-forhold skal være i overensstemmelse med udviklingen og reaktionen hos sammenlignelige indikatorer
5. Ideelt bør indikatoren ikke reagere på naturlige variationer i omverdensfaktorer, f.eks. år-til-år variation i meteorologiske forhold. Hvis indikatoren påvirkes af naturlige variationer skal reaktionen være kendt. Kun herved kan man adskille effekten af naturlige variationer og effekter af ændret stress-niveau.

2.1 Ålegræssets dybdegrænse

I Danmark har man valgt ålegræsbestandenes dybdegrænse som den primære indikator ved statistiske analyser af danske overvågningsdata, der beskriver ålegræssets dybdegrænse, sigtddybde (vandets klarhed) og koncentration af total-kvælstof i vandet (Sand-Jensen et al. 1994). Disse analyser påviste en sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og koncentrationen af total-kvælstof. Rationalet bag sammenhængen er, at ålegræs udskygges fra de dybe områder, når sigtddybden reduceres fordi vandets indhold af algeplankton er for stort, og at mængden af algeplankton bestemmes af kvælstof, som er det begrænsende næringssalt i marine områder. Sammenhæng mellem ålegræssets dyb-



degrænse og koncentrationen af total-kvælstof er yderligere dokumenteret i flere artikler (f.eks. Nielsen et al. 2002).

Den påviste sammenhæng bygger på et meget stort datamateriale indsamlet under de danske overvågningsprogrammer. Der indgår data fra en lang række fjorde og kystvande, som repræsenterer hele landet. Sammenhængen fra 1994 er senere opdateret med nyere data. Opdateringen har medført en lidt ændret sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og total-kvælstof (Carstensen & Krause-Jensen 2009). I rapporten fra Carstensen & Krause-Jensen (2009) NDOGHVVDPPHQQHQRU, DNHQWLXLJQHQ

Oprindeligt var DNHQWLXL-OLJQHQ lot en statistisk sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og total-kvælstof, men ligningen er senere anvendt til et andet formål, nemlig til at beregne, hvor meget kvælstof skal reduceres for at opnå en god økologisk tilstand i fjordene. I udkast til vandplanerne henvises til sammenhængen mellem total-kvælstof og ålegræssets dybdegrænse, men det fremgår ikke, hvordan beregninger af reduktionsbehov er udført.

I flere rapporter fra DMU gøres opmærksom på, at reduktioner i kvælstof-tilførslen til fjorde og kystvande på i gennemsnit 25-30% ikke har ført til forbedringer i ålegræssets dybdegrænse, og at resultaterne kan indikere en forsinket ikke-lineær reetableringsproces eller effekter fra andre påvirkningsfaktorer (Carstensen & Krause-Jensen 2009, Markager et al. 2010). Ligeledes sammenfatter DMU, at selvom miljømålene med overvejende sandsynlighed ikke bliver opfyldt uden reduktion af kvælstoftilførslen, anses en reduktion af den vandbårne belastning ikke at være tilstrækkelig for at kunne sikre målopfyldelse, idet andre forhold end kvælstof kan have betydning for målopfyldelse (Carstensen & Krause-Jensen 2009).

3 OM ÅLEGRÆS – FUNKTION, UDBREDELSE OG MILJØKRAV

Ålegræs (*Zostera marina*), også kaldet *Bændeltang*, er en undervandsblomsterplante som tidligere var vidt udbredt i de tempererede egne på den nordlige halvkugle.

Tætte og udbredte ålegræsbestande (ålegræsenge) opfattes traditionelt som et vigtigt strukturerende element i fjorde og kystvande, fordi de KROGHUS, VHGLPHQHW, di HQHJJKDELWDWIRUHQLJLVNHIDQ fungerer som storproducent af organisk stof i form af nedfaldne blade.

En grundig analyse af foreliggende undersøgelser viser, at betydningen som habitat- og opvækstområde for fisk og smådyr måske er overdrevet. Heck og medarbejdere havde svært ved at finde entydige beviser for ålegræs (og andre havgræsers) store betydning for fisk og krebsdyr efter grundig analyse af mere end 200 videnskabelige artikler (Heck et al. 2003). På den anden side er ålegræssets betydning for reduktion af sedimentvandrings, NLOGHWLOIGHIRU, GHWULWXIGHNGHQ, som depot og buffer i næringsstof-cyklus ikke til debat.

Ålegræssets historie

I Danmark var ålegræs dominerende i fjorde og lavvandede kystvande indtil begyndelsen af 1930-erne, hvor den såkaldte OHJUVVJH, UHGKHUHGHVWDQHQLENGHIRU, amerikana og Europa. I Danmark overlevede bestandene kun i de mest brakvandede dele ÅVDOWDIGHLQUHIMRUGHRJIDUHQ. En teori er, at skadevolderne ikke kunne



overleve under brakvandsforhold, men Rasmussen (1973) mente, at *Labyrinthula* og andre svampe antagelig var/er en normal svampeflora på døde ålegræsblade uanset saltindhold, og han foreslog, at ålegræssygen blev udløst af forhøjede temperaturer, som ramte den nordlige halvkugle i 1931-1934, og at kun ålegræs i brakvandsområderne kunne overleve de forhøjede temperaturer, fordi planterne var/er tilpasset til brakvand.

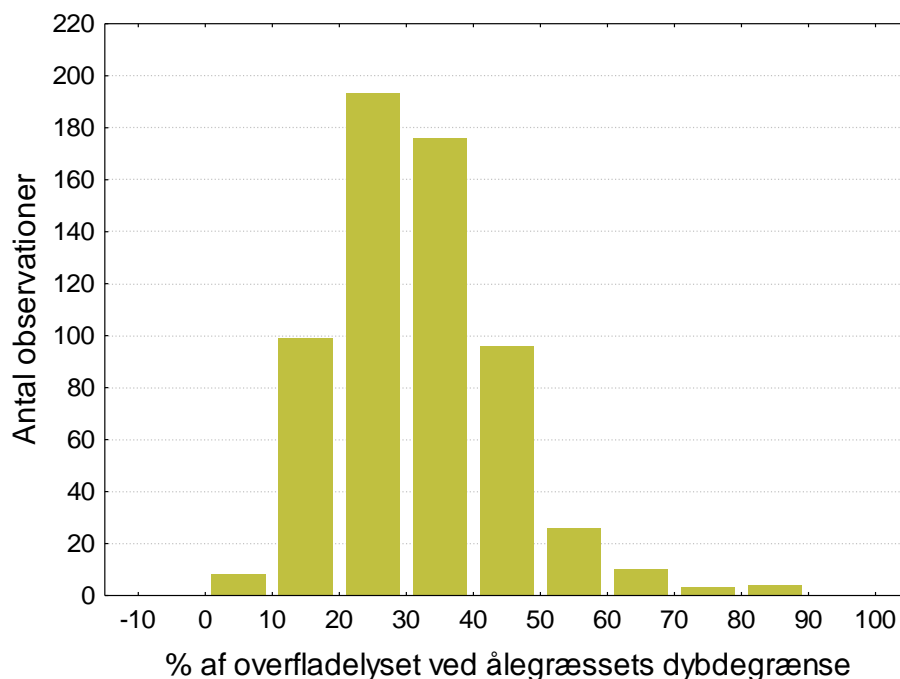
Undersøgelser i perioden 1880-1930 viste, at ålegræs var vidt udbredt i danske fjorde og kystvande med maksimale dybdeudbredelser mellem 5 og 14 m (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). Efter ålegræssygen skete der en delvis reetablering af ålegræsset, men bestandene har formentligt på intet tidspunkt nået den store udbredelse, man så for hundrede siden. I dag dækker bestandene ca. 25% af det tidligere areal og dybdegrænserne er stort set kun det halve af, hvad de var for 100 år siden (Krause-Jensen et al. 2004).

Fakta om Ålegræs

Ålegræs består af en overjordisk del med ca. 5 blade og en underjordisk del (rodstængel), som vægtmæssigt er på størrelse med den overjordiske del. Jordstængelen vokser vandret med en maksimal hastighed på 30 cm/år (Marba & Duarte 1998). Det betyder at den vegetative spredning og formering kun sker langsomt. Den kønnede formering sker ved passiv bestøvning med trådformede pollenkorner. Frugtsætning og frøspredning sker under vandet. Ålegræsfrø synker til bunds, når de frigives fra planten, og den største spredning vil ske, hvis fertile skud rives løs og transporteres. Ålegræsset har således et betydeligt spredningspotentiale, og ålegræs vil relativt hurtigt kunne kolonisere nye områder under forudsætning af vækstforholdene er gode.

Ålegræssets krav til miljøforholdene

Ålegræssets krav til miljøforholdene er velundersøgte, men ikke fuldstændigt kendte. Vigtigst er, at lysintensiteten ved bunden skal være tilstrækkelig. På vore breddegrader kan ålegræs vokse ned til dybder, hvor lysintensiteten er ca. 20% af intensiteten ved vandoverfladen (Dennison et al. 1993). I praksis ligger den nedre grænse for ålegræsbestandenes hovedudbredelse i danske farvande ved væsentligt højere lysintensiteter (typisk 20-40% af overfladelyset, se Figur 1). Det tyder på, at der er andre forhold end lyset, som påvirker bestandene, eller at bestandene generelt har større lyskrav end antaget.



Figur 1. Lysintensitet (% af lyset ved vandoverfladen) ved nedre dybdegrænse i danske ålegræsbestande. Figuren er baseret på de data, der er anvendt i denne analyse.

Udover lyset er ålegræsset også afhængig af andre fysiske faktorer. For eksempel gør nOHJUVGnUOLJWL VHGLPHQ GHUHUIRU VODPRLEWRJ med høj grad af fysisk forstyrrelse. De fysiske forstyrrelser kan være opgravning, trawlfiskeri eller stor skibstrafik, der kan ødelægge bestande direkte eller reducere bestandene indirekte ved at opvirvle sediment (resuspension), hvilket reducerer lyset ved bunden. Ålegræs forekommer ikke på vind- og bølgeeksponerede kyster, fordi den fysiske påvirkning er for stor og sedimentet for groft.

4 METODER – DATA OG ANALYSER

Datakilder

Analyserne er udført på data, som dækker perioden 1989-2006. Ålegræssets dybdegrænse, vandets klarhed (angivet som Secchi-dybder), næringsstofkoncentrationer, saltholdighed og vandtemperatur er udtrukket fra MADS databasen. Næringstilførsler til 2. ordens kystvande er rekvireret fra DMU. Lufttemperaturer er hentet i DMI's dataarkiv.

Der er kun medtaget ålegræsdata, hvis det samme ålegræstransekt er undersøgt i mindst 12 år indenfor perioden 1989-2006. På de fleste transekter er ålegræssets dybdegrænse bestemt én gang pr. år. Årlige gennemsnit er anvendt i de tilfælde, hvor dybdegrænsen er blevet bestemt flere gange i samme år. I lighed med tidligere analyser (Carstensen & Krause-Jensen 2009) er der udelukkende analyseret på dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse, som er defineret som den maksimale dybdegrænse reduceret med 10%.

Til hvert ålegræstransekt er der allokeret vandkemi-data fra en vandkemistation, som er den nærmest beliggende, hvor prøveindsamling er sket med en høj frekvens. Én vandkemistation refererer normalt til flere ålegræstransekter. Ikke alle ålegræstransekter og vandkemistationer er undersøgt i hele perioden, derfor varierer antal data, der er anvendt mellem årene (Bilag 1).

Et kort som viser placering af ålegræstransekter og vandkemistationer er vist i Figur 2

En oversigt over anvendte data er vist i Bilag 1.



Figur 2. Positioner for ålegræsdata (grøn) og vandkemistationer (blå) anvendt i analyser

Dataanalyser

Udbredelse af planter som ålegræs afhænger ikke kun af én enkelt påvirkningsfaktor. For eksempel er det vist, at sedimentets kvalitet også spiller en rolle for ålegræssets udbredelse (Krause-Jensen et al. 2008). Med hensyn til det omgivende vand kan man argumentere for at ikke kun én faktor i vandet, total-kvælstof er det eneste betydende for ålegræssets udbredelse, men at andre faktorer også kan være betydende.

De faktorer, der potentielt påvirker ålegræssets dybdegrænse, blev identificeret med Spearman rank korrelationsanalyser mellem ålegræssets hovedudbredelse og total-



kvælstof, total-fosfor, saltholdighed, temperatur og Secchidybde. Analyserne blev gennemført for alle stationer og for delområderne: Limfjorden, Østjylland, Roskilde/Isefjord, Sydlige Lillebælt og Øresund/Køge Bugt.

Simple korrelationer som Spearman rank kan kun anvendes som udgangspunkt for at identificere betydende påvirkningsfaktorer, og reelt kan man ikke fravælge faktorer, fordi de ikke har høj forklaringskraft. Den samlede effekt af flere forskellige miljøvariable (total-kvælstof, total-fosfor, temperatur og saltholdighed) på ålegræssets dybdegrænse er derfor undersøgt med PLS-regression (se faktaboks). Data for total-kvælstof, total-fosfor og ålegræssets hovedudbredelse blev logaritme-transformeret for at sikre tilnærmelsesvis normalfordeling. Analyserne blev gennemført for alle stationer og for delområderne: Limfjorden, Østjylland, Roskilde/Isefjord, Sydlige Lillebælt og Øresund/Køge Bugt.

På lavt vand er ålegræssets i større grad påvirket af fysiske forstyrrelser som eksponering til bølger og græsning fra fugle end af lysforholdene. Derfor blev stationer, hvor der forekommer dybdegrænser mindre end 1,5m ikke medtaget i PLS-regressions analyserne.

Næringsstofkoncentrationer, temperatur og saltholdighed indgår i PLS-regressionsanalyserne i form af gennemsnit over vækstsæsonen (marts \pm oktober) og som sommergennemsnit (juli \pm oktober).

Sammenhængen mellem den tidlige udvikling (tidstrendanalyser) for ålegræssets dybdegrænse og udvalgte påvirkningsfaktorer blev undersøgt ved at sammenholde udviklingen grafisk. De udvalgte påvirkningsfaktorer er kvælstof-tilførslen og vandtemperaturen (juli-august) for henholdsvis hele landet (alle stationer) og for de enkelte delområder.

Inden tidstrendanalyserne blev ålegræssets dybdegrænse på det enkelte transekt normaliseret ved at dividere årets dybdegrænse med langtidsmidlen (1989-2006) af dybdegrænsen på dette transekt. Denne fremgangsmåde reducerer effekten af stedslige forhold (f.eks. sedimentkvalitet), der ikke forventes at ændres væsentligt over perioden 1989-2006. Som tilfældet med PLS-regressionsanalyserne er dybdegrænser lavere end 1,5 m ikke medtaget i trendanalyserne.



Fakta om PLS regressioner

PLS-regression er en forholdsvis ny metode, der er særlig velegnet, når man vil sammenholde og forstå sammenhængen mellem på den ene side en (eller flere) afhængig variable som vandets klarhed, indhold af klorofyl og dybdegrænsen for ålegræs og på den anden side en række mere eller mindre uafhængige variable (såkaldte prædiktorer eller påvirkningsfaktorer) som tilførsel af kvælstof og fosfor, saltholdighed, antal solskinstimer, bundforhold i fjordene osv. Ved PLS-regression er det muligt at have flere uafhængige variable end antal observationer. En stor fordel ved PLS-regression sammenlignet med ordinær multiple regression, er at indbyrdes afhængige prædiktorer (f.eks. koncentration af total- kvælstof og saltholdighed) kan indgå i analyserne. Resultater fra PLS- analyser anses som værende meget robuste. PLS blev oprindeligt anvendt indenfor økonomividenskab men anvendes nu indenfor en række sektorer.

En god indføring i PLS analyser er *Håndbog i multivariabel kalibrering* **DI** R. Bro, Jordbrugsforlaget, 1996. Et eksempel på anvendelse af PLS regression i industrien er beskrevet i tidsskriftet *Dansk Kemi* nr. 89(11), side 54.

5 RESULTATER

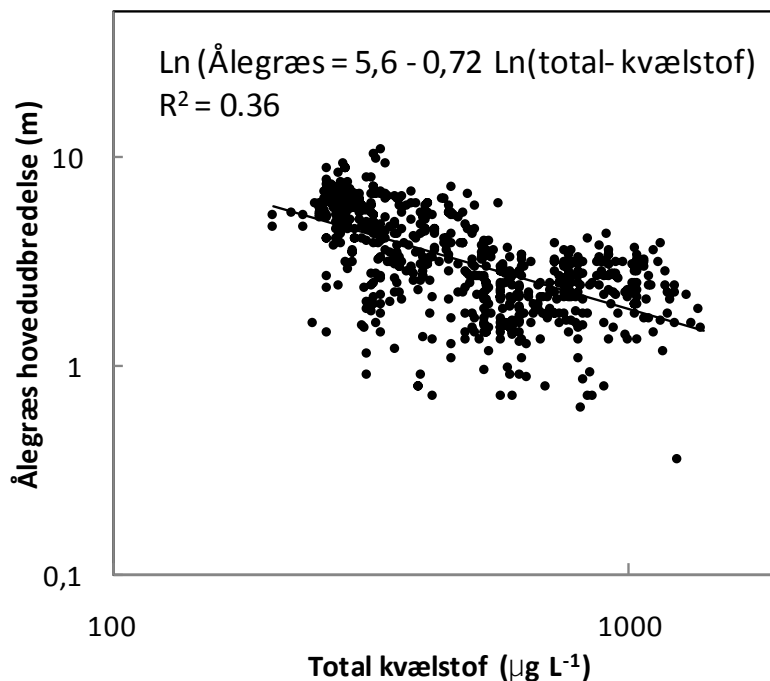
5.1 Test af data

Det datasæt, der er anvendt i denne rapport er sammenligneligt med det, der indgik i etableringen DI (Nielsen et al. 2002, Carstensen & Krause-Jensen 2009). I Figur 3 ses scatterplot af denne undersøgelses ålegræs-dybdegrænser mod koncentrationen af total-kvælstof og den ligning, der beskriver sammenhængen. Sammenlignes med den modificerede \ln -ligning type I (Carstensen & Krause-Jensen 2009, opdateret med data indtil 2005):

$$\ln(\text{ålegræs dybdegrænse}) = 5,26 \pm 0,673 \ln(\text{total-kvælstof})$$

så er forskellene meget små. I denne undersøgelse er hældningen på 0,72 lidt større sammenlignet med 0,673. Det skyldes sandsynligvis, at vi i denne analyse kun har inkluderet data fra ålegræstransekter, hvor der foreligger lange tidsserier.

Vi er således i stand til at eftervise de sammenhænge, der er påvist i Carstensen & Krause-Jensen (2009) og konkluderer derfor, at datasættet er sammenligneligt med de data, VRPHUD (QWWLO&OHGQDI (DKHQL&LJQH)



Figur 3. Lineær regression mellem \ln -transformerede værdier af total-kvælstof og ålegræs' dybdegrænse. Total-kvælstof er beregnet som gennemsnit over perioden marts – oktober. Figuren indeholder også data med dybdegrænser under 1,5m.

5.2 Variable som påvirker ålegræs' dybdegrænse

Faktorer som potentielt påvirker ålegræssets dybdegrænse er identificeret ved Spearman rank korrelation (Tabel 1).



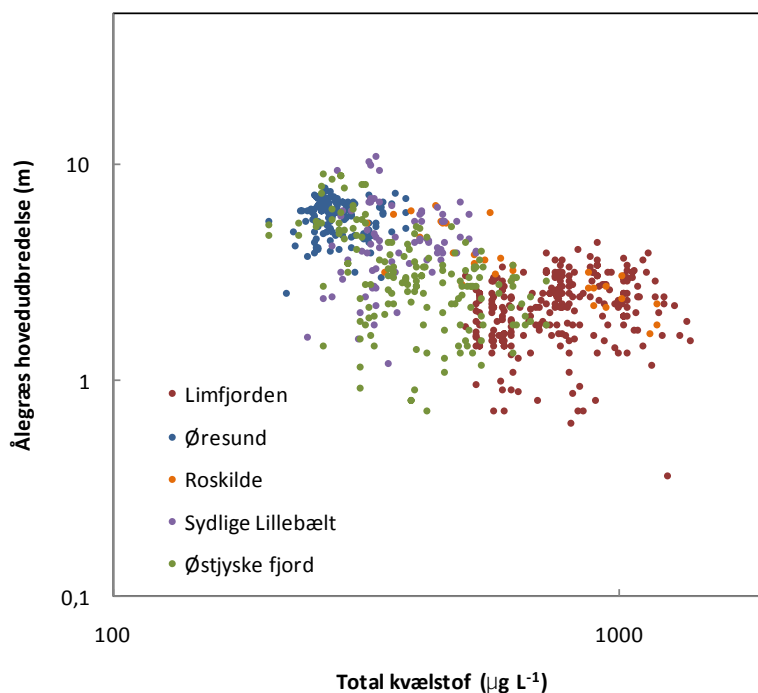
Vandets klarhed målt ved Secchi-dybden viste den største kobling til dybdegrænsen, fulgt af total-kvælstof og saltholdigheden, som i praksis viser samme grad af sammenhæng til ålegræssets dybdegrænse. Faktorer med væsentligt lavere grad af sammenhæng til dybdegrænsen er koncentrationen af total-fosfor og temperatur.

Secchi-dybden er ikke medtaget i de følgende PLS analyser, da den især varierer med vandets indhold af suspenderet stof, der igen er styret af vindaktiviteten (Markager et al. 2010) og har begrænset sammenhæng til næringsstof-tilførslen.

Tabel 1. Spearman rank korrelationer mellem ålegræssets dybdegrænse (= hovedudbredelse = max dybdegrænse minus 10%) og total-kvælstof, total-fosfor, saltholdighed, temperatur og Secchi-dybde. Hele datasættet er anvendt. Kun signifikante ($p < 0.05$) sammenhænge er vist.

Variable	Periode	Spearman rank correlation (r)
<i>Total kvælstof</i>	År – gennemsnit	-0,68
	Vinter – gennemsnit (dec-feb)	-0,70
	Vækstsæson – gennemsnit (mar-okt)	-0,64
	Sommer – gennemsnit (jul-aug)	-0,54
<i>Total fosfor</i>	År – gennemsnit	-0,29
	Vinter – gennemsnit (dec-feb)	-0,35
	Vækstsæson – gennemsnit (mar-okt)	-0,23
	Sommer – gennemsnit (jul-aug)	-0,38
<i>Saltholdighed</i>	Vækstsæson – gennemsnit (mar-okt)	-0,62
	Vækstsæson – glidende gennemsnit (mar-okt)	-0,65
	Sommer – gennemsnit (jul-aug)	-0,62
	Sommer – glidende gennemsnit (jul-aug)	-0,65
<i>Temperatur</i>	Vækstsæson – gennemsnit (mar-okt)	-
	Vækstsæson – glidende gennemsnit (mar-okt)	-0,11
	Sommer – gennemsnit (jul-aug)	-0,20
	Sommer – glidende gennemsnit (jul-aug)	-0,33
	Års maksimum	-0,11
	Års minimum	0,23
<i>Secchidybde</i>	Marts-oktober - gennemsnit	-0,71

Figur 4 viser samme data som Figur 3, men i dette scatter-plot er dybdegrænser for de 5 delområder markeret med forskellig farve. Figuren viser klart, at fordelingen af værdier grupperer sig efter områder. Limfjorden er placeret nederst til højre og Øresund-Køge Bugt i den øvre venstre del.



Figur 4. Scatterplot af dybdegrænsen for ålegræs mod koncentrationen af total-kvælstof med angivelse af delområder.

PLS-analyserne viste, at total-kvælstof ikke er den eneste variabel, som påvirker dybdegrænsen (Tabel 2 og 3). I det samlede datamateriale havde total-kvælstof og saltholdigheden lige stor betydning; hver med en forklaringskraft på 27-29%. Dette kan tolkes som en direkte effekt af saltholdighed (forringede vækstforhold ved høje saltholdigheder, som det er vist af Nejrup & Pedersen, 2008) eller, blot et udtryk for at der er andre forskelle mellem delområderne, som delvist sam-varierer med saltholdigheden.

Mens resultaterne fra det samlede datamateriale primært drives af forskelle mellem delområderne, så resultaterne for et delområde i højere grad være styret af tidlige variationer i de styrende forhold.

Generelt var forklaringsgraden lavere, når der blev analyseret på basis af delområder end når analysen var baseret på det samlede datasæt. Meget lave forklaringsgrader var gældende for områderne Limfjorden og Øresund, mens PLS-modellen for Roskilde Fjord/Isefjord havde en meget høj forklaringsgrad ($R^2 = 0,75$). Den høje forklaringsgrad drives med stor sikkerhed af forskellen mellem den indre del af Roskilde Fjord, hvor koncentrationen af total-fosfor er høj, saltholdighed og dybdegrænsen er lav, og på den anden side Isefjorden, hvor fosforkoncentrationen er lav og saltholdighed samt dybdegrænse er høj. Det er sandsynligt, at den reelle årsag til en meget lav dybdegrænse i den indre del af Roskilde Fjord er sedimentforholdene snarere end total-fosfor.

I alle delområder undtagen Øresund/Køge Bugt var indflydelsen af saltholdighed signifikant, og bortset fra Limfjorden havde saltholdigheden en negativ indflydelse på ålegræssets dybdegrænse.



Tabel 2. Indflydelse af påvirkningsfaktorer på ålegræssets dybdegrænse for hele datasættet (alle) samt for 5 delområder. Værdierne angiver i % den del af variationen som forklares af de enkelte faktorer.

Område	<i>ln</i> (total-kvælstof)	<i>ln</i> (total-fosfor)	Salt	Temp	Temp	Model		
	glidende gennemsnit	glidende gennemsnit	glidende gennemsnit	glidende gennemsnit	min	R ²	P	n
	mar-okt	mar-okt	mar-okt	jul-aug				
Alle	27		29			0,56	<0,001	567
Limfjorden	4		3	4		0,10	<0,001	201
Østjylland	25		9	13		0,47	<0,001	143
Roskilde/Isefjord		58	17			0,75	<0,001	31
Sydlige Lillebælt	9	10	4			0,23	<0,01	63
Øresund		5			3	0,08	<0,01	129

Temperaturen om sommeren havde indflydelse på ålegræssets dybdegrænse i datasæt fra Limfjorden og de østjyske fjorde og kystvande. Her førte høje sommertemperaturer til en forringet dybdegrænse. Hos ålegræs øges planternes krav til lysintensiteten ved høje temperaturer, fordi respirationen øges forholdsvis mere end primærproduktionen ved temperaturer højere end 15 °C. Dette forhold er beskrevet i litteraturen (Olesen & Sand-Jensen 1993), men forholdet er generelt overset.

Tabel 3. PLS-regressionsligninger til forklaring af ålegræssets dybdegrænse gældende for det samlede datasæt og for delområder. Kun faktorer, der bidrager med mindst 2% af den samlede forklaringskraft er inkluderet i regressionsudtrykkene.

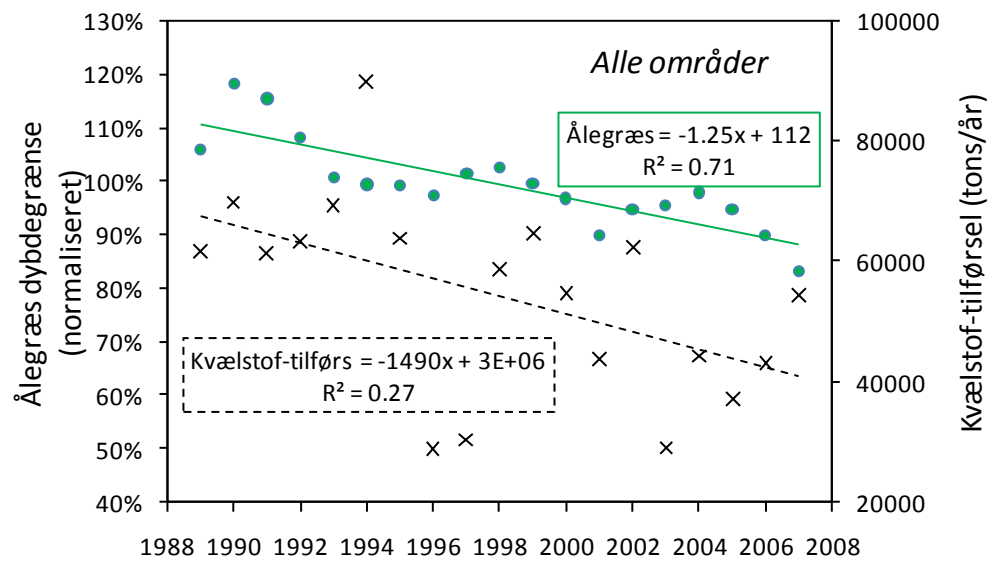
Område	Sammenhæng
Alle	$\ln(Z_{\max}) = 4,55 - 0,44 \cdot \ln(\text{Total kvælstof}) - 0,031 \cdot \text{Salt}$
Limfjorden	$\ln(Z_{\max}) = -0,32 + 0,22 \cdot \ln(\text{Total kvælstof}) + 0,017 \cdot \text{Salt} - 0,080 \cdot \text{Temp}_{\text{jul-aug}}$
Østjylland	$\ln(Z_{\max}) = -13,9 - 1,32 \cdot \ln(\text{Total kvælstof}) - 0,14 \cdot \text{Salt} - 0,13 \cdot \text{Temp}_{\text{jul-aug}}$
Roskilde/Isefjord	$\ln(Z_{\max}) = -4,25 - 0,51 \cdot \ln(\text{Total fosfor}) - 0,048 \cdot \text{Salt}$
Sydlige Lillebælt	$\ln(Z_{\max}) = -0,10 + 0,87 \cdot \ln(\text{Total kvælstof}) - 0,51 \cdot \ln(\text{Total fosfor}) - 0,087 \cdot \text{Salt}$
Øresund	$\ln(Z_{\max}) = 2,06 - 0,10 \cdot \ln(\text{Total fosfor}) + 0,025 \cdot \text{Temperatur}_{\text{min}}$

Opsummeret viser analyserne, at sammenhængen mellem total-kvælstof og ålegræssets dybdegrænse i overvejende grad bygger på rumlige forskelle mellem danske fjorde og farvande samt, at når flere faktorer medtages til at forklare ålegræssets dybdegrænse forbedres forklaringsgraden og effekten af total-kvælstof bliver mindre. Når der analyseres på data indenfor et afgrænset område bliver sammenhængene mellem kvælstof og dybdegrænsen generelt svagere. Østjyske fjorde er dog en undtagelse.

I de følgende afsnit er forholdet mellem udviklingen i ålegræssets dybdegrænse og kvælstof-tilførsel og temperatur analyseret nærmere.

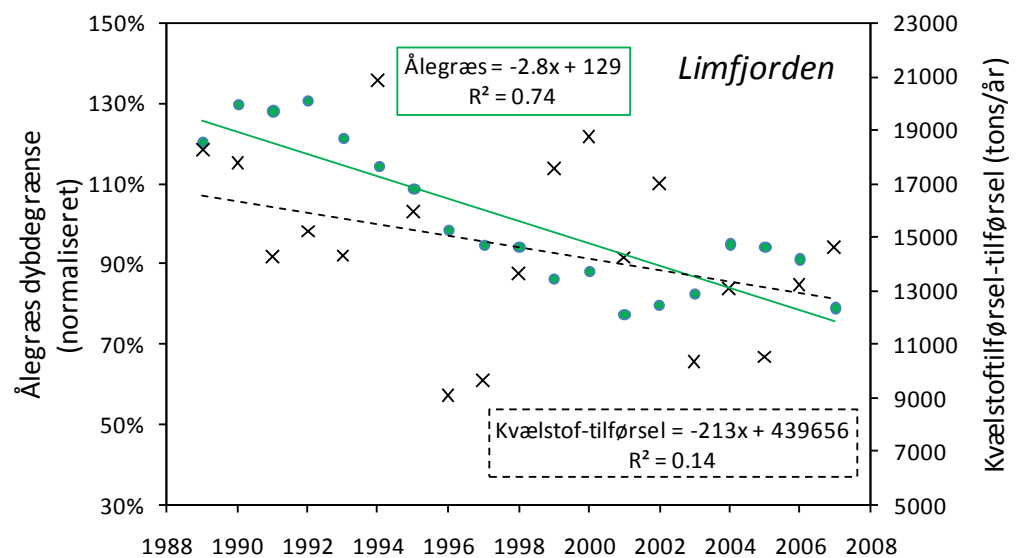
5.3 Tidslig udvikling af ålegræssets dybdegrænse og kvælstof-tilførslen

Reduktioner i kvælstof-tilførslen til fjorde og kystvande medfører i varierende grad reduktioner i koncentration af total-kvælstof i vandet bl.a. afhængig af vandudvekslingen med omgivende farvande. Den relative indflydelse af lokale reduktioner i næringstilførslen kan beskrives ved numeriske modeller, men et godt bud kan fås ved at undersøge den tidslige udvikling i kvælstof-tilførslerne og sammenholde disse med udviklinger i miljøindikatorer som ålegræssets dybdegrænse. Sådanne sammenhænge er vist i Figur 5 til Figur 9, dels for det totale datasæt og dels opgjort for delområder.



Figur 5. Tidlig udvikling i normaliserede dybdegrænser for ålegræs (det samlede datasæt) samt tidlig udvikling i kvælstof-tilførslen, for perioden 1989-2006. Krydser og stiplede linie angiver kvælstof-tilførsel og den tilhørende tendenslinie, mens grønne boller og grøn linie angiver den normaliserede dybdegrænse (100% = langtidsmiddel (1989-2006)) og tilhørende tendenslinie. Afstrømningsområder medtaget i beregning af kvælstof-tilførsel er vist i Bilag 2. Dybdegrænse for ålegræs er angivet ved middel-tal for de enkelte år.

For de områder der repræsenteres ved det samlede datasæt er kvælstof-tilførslen fra land i gennemsnit reduceret med 1490 tons per år. Samtidig er ålegræssets dybdegrænse reduceret med 1,25% per år (Figur 5). Udviklingen er i modstrid med $\Delta H \propto \Delta N$ -ligningen som forudsiger en øgning i ålegræssets dybdegrænse i takt med, at kvælstof-tilførslen reduceres. Den samme udvikling kan ses i Limfjorden (Figur 6) og i de østjyske fjorde og kystvande (Figur 7), hvor dybdegrænsen også falder selvom kvælstof-tilførslen reduceres.

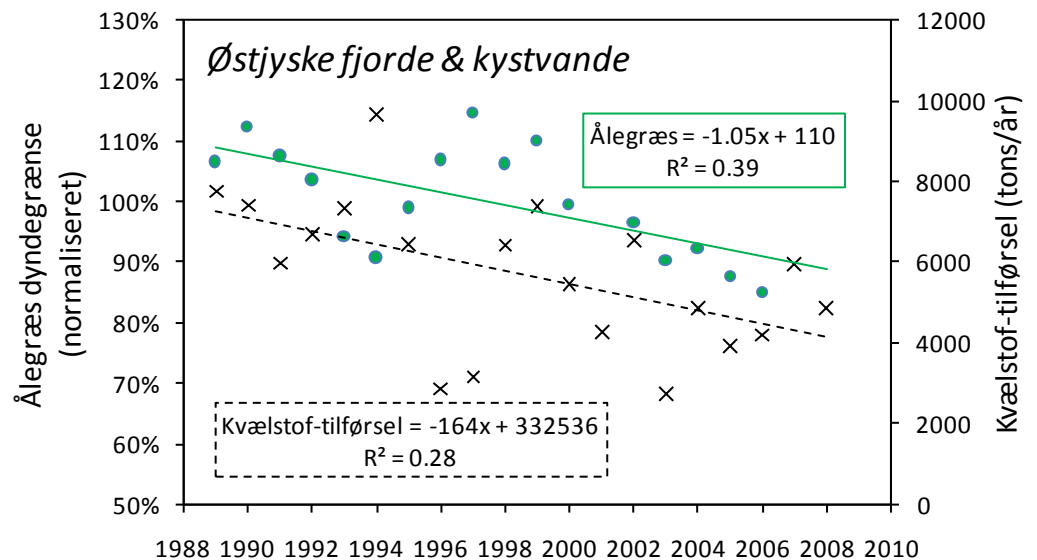


Figur 6. Tidlig udvikling i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i Limfjorden samt tidlig udvikling i kvælstof(N)-tilførslen, for perioden 1989-2006. Afstrømningsområder medtaget i beregning af kvælstof-tilførsel er vist i Bilag 2. Dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Se figurtekst 5



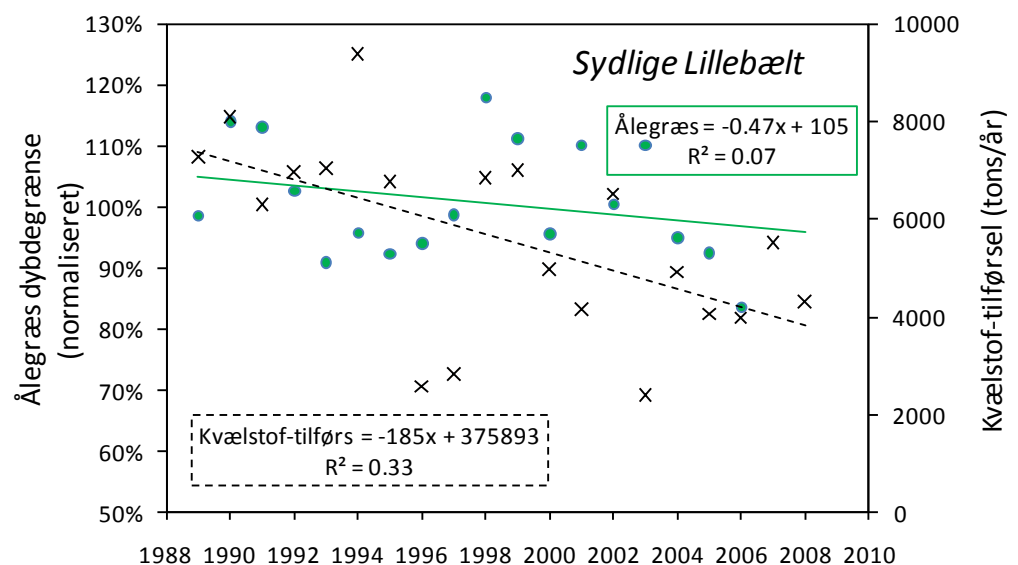
for yderligere forklaring.

I det sydlige Lillebælt har der været en årlig reduktion på 194 tons i kvælstof-tilførslen, mens ålegræssets dybdegrænse ikke har vist signifikante ændringer over de 17 år, der er gået siden VMP I blev iværksat i 1989 (Figur 8).

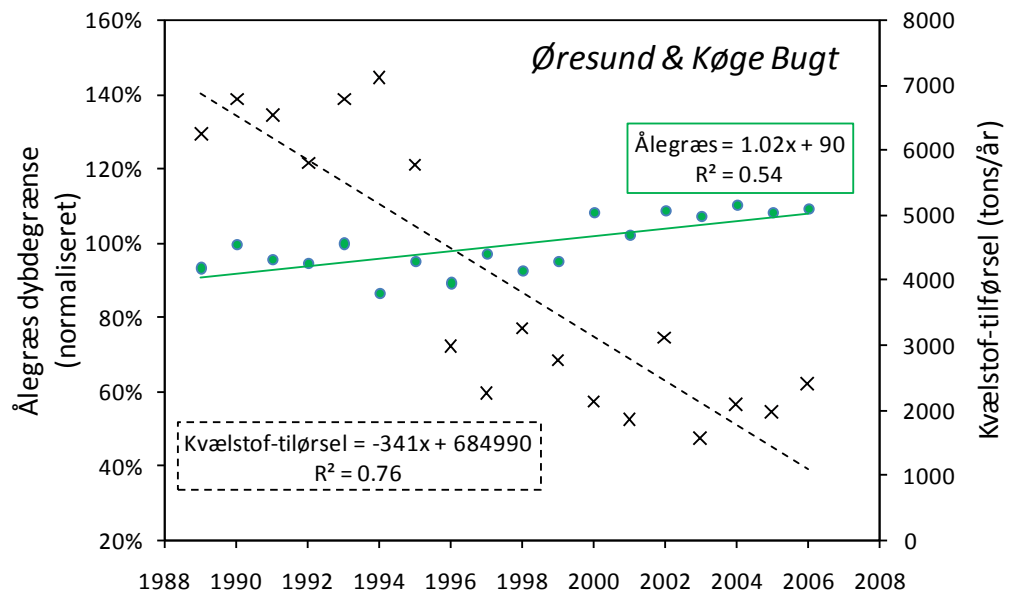


Figur 7. Tidlig udvikling i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i østjyske fjorde og kystvande samt tidlig variation i kvælstof(N)-tilførslen, for perioden 1989-2006. Afstrømningsområder medtaget i beregning af kvælstof-tilførsel er vist i Bilag 2. Dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Se figurtekst 5 for yderligere forklaring.

I Øresund og Køge Bugt er ålegræssets dybdeudbredelse øget med i gennemsnit 1% per år, mens både tilførslen af total-kvælstof (og total-fosfor) er reduceret (Figur 9). Dette er det eneste område, hvor der med rimelighed kan etableres en logisk sammenhæng mellem næringsstof-tilførsler og ålegræssets dybdegrænse.



Figur 8. Tidlig udvikling i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i sydlige Lillebælt samt tidlig udvikling i kvælstof-tilførslen, for perioden 1989-2008. Afstrømningsområder medtaget i beregning af kvælstof-tilførsel er vist i Bilag 2. Relativ dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Se figurtekst 5 for yderligere forklaring.



Figur 9. Tidlig udvikling i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i Øresund og Køge Bugt samt tidlig udvikling i kvælstof-tilførslen, for perioden 1989-2006. Afstrømningsområder medtaget i beregning af kvælstof-tilførsel er vist i Bilag 2. Relativ dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Se figurtekst 5 for yderligere forklaring.

5.4 Tidlig udvikling i ålegræssets dybdegrænse og sommertemperatur

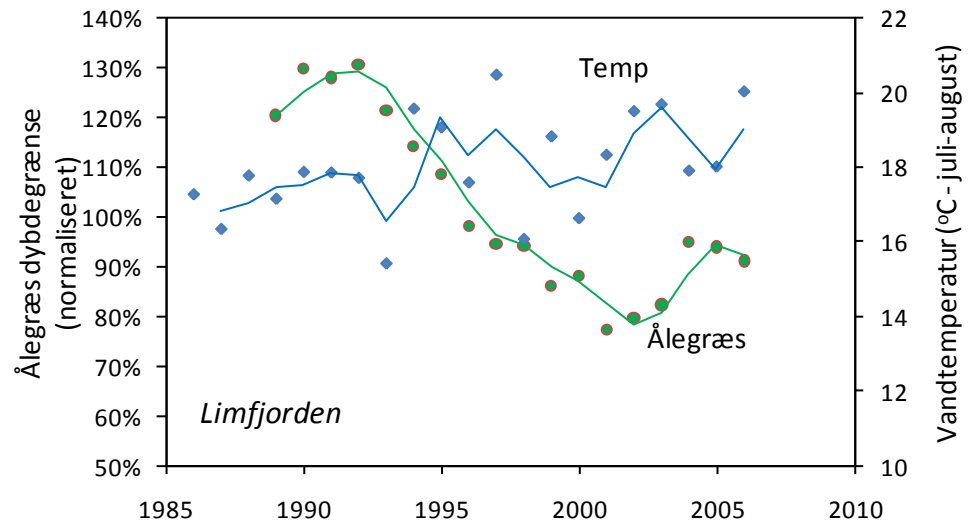
En årsag til at man ikke har set en positiv effekt af kvælstofreduktioner kan være at andre forhold har udviklet sig ugunstigt for ålegræsbestandene gennem de seneste 20 år. Med undtagelse af Øresund synes den manglende effekt at være generel og det tyder på, at ændringerne i andre påvirknings-faktorer er gældende over hele landet. En oplagt mulighed er variationer i de meteorologiske forhold, f.eks. sommertemperaturer.

I flere forsøg er det påvist, at høje temperaturer stresser ålegræsset (Reusch et al. 2008), at bestande af ålegræs reduceres ved høje temperaturer (Thom et al. 2003), at ålegræsset bliver langt mere følsom overfor iltfrie forhold ved høje temperaturer (Pulido & Borum 2010) og at ålegræssets lyskrav øges markant ved høje temperaturer (3-dobling ved øgning fra 15 til 21 °C, Olesen & Sand-Jensen 1993).

Ålegræssets følsomhed overfor høje sommertemperaturer er LNNHLQUHJQWLEF-
MNWMHWKJ det er særligt uheldigt i en periode, hvor kvælstof-tilførslen reduceres samtidigt med, at sommertemperaturen har været stigende.

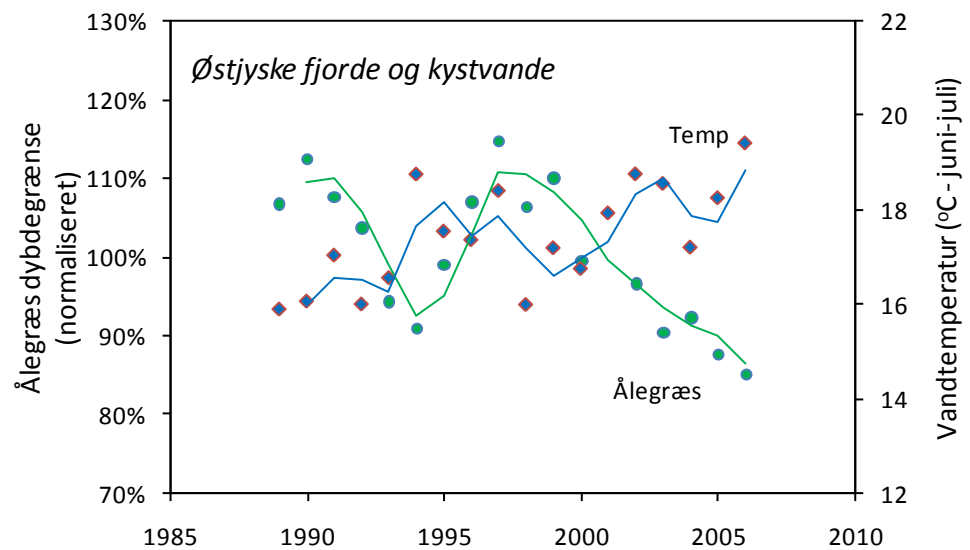
I PLS-analyserne (Tabel 3) blev det vist, at høje sommertemperaturer har en negativ effekt på dybdegrænsen i Limfjorden og i de østjyske fjorde og kystvande; dog med beskeden forklaringskraft på henholdsvis 3 og 13 % af variationen (Tabel 2). Da det er usikkert, hvor hurtigt ålegræs reagerer på variationer i temperaturen kan evt. sammenhænge bedst illustreres ved trendanalyser.

I Limfjorden har vandtemperaturen ved ålegræssets dybdegrænse (2-4m dybde, variationsbredde i dybdegrænsen) om sommeren været stigende i perioden 1989-2006, fra ca. 17,5 °C til i middel 19 °C (Figur 10) og i samme periode er ålegræssets dybdegrænse reduceret med ca. 30%. Ændringen i temperaturen har ikke været monotont stigende, mens udviklingen i ålegræssets dybdegrænse har været langt mere jævn.



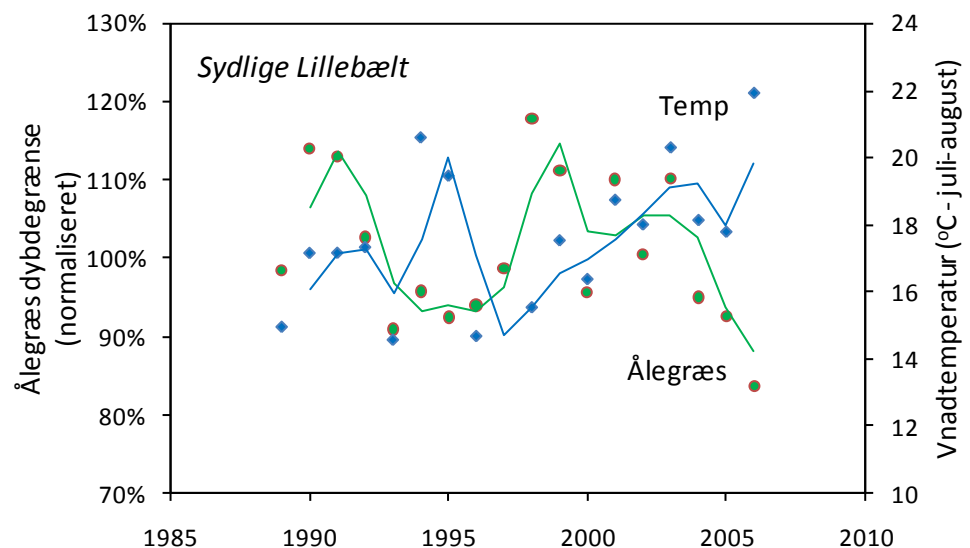
Figur 10. Tidslig variation i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i Limfjorden samt tidslig variation i vandets temperatur (Temp) i juli-august for perioden 1986-2006. Normaliseret dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Linierne viser 2-års glidende gennemsnit.

I de østjyske kystvande og fjorde er sommertemperaturen (2,5-5,5°C variationsbredde i dybdegrænsen) steget med 1,5 °C i perioden 1989-2006, med en monoton øgning fra 1989 til 1997, fulgt af et fald indtil 2000, hvorefter temperaturen er steget igen (Figur 11). Udviklingen i ålegræssets dybdegrænse har på det nærmeste været modsat af variationen i sommertemperaturen: i perioden 1989 til 1997, hvor temperaturen steg, faldt dybdegrænsen med 20%, i perioden, hvor temperaturen faldt (1998-2003) øgedes dybdegrænsen med 20%, og efter 2000 er dybdegrænsen reduceret i takt med, at sommertemperaturen er øget.



Figur 11. Tidslig variation i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i østjyske fjorde og kystvande samt tidslig variation i vandets temperatur (Temp) i juli-august for perioden 1986-2006. Normaliseret dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Linierne viser 2-års glidende gennemsnit.

I det sydlige Lillebælt var variationen i ålegræssets dybdegrænse generelt mindre end i de øvrige områder og kun delvist samhørende med variationer i vandets temperatur om sommeren. I lighed med Limfjorden og østjyske fjorde og kystvande sker der en reduktion efter 1999 i forbindelse med en temperaturøgning (Figur 12).

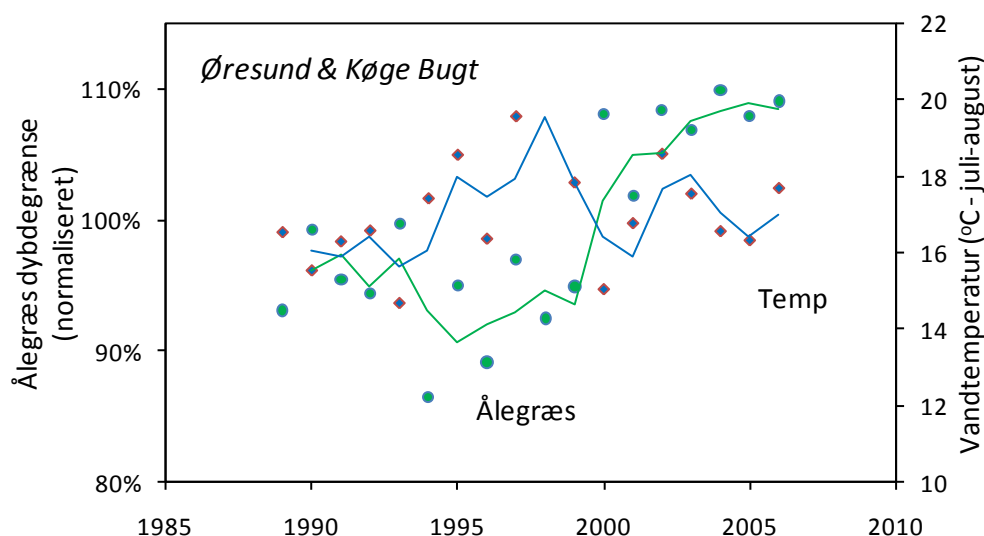


Figur 12. Tidslig variation i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i sydlige Lillebælt samt tidslig variation i vandets temperatur (Temp) i juli-august for perioden 1989-2006. Normaliseret dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Linierne viser 2-års glidende gennemsnit.

Variationen i vandtemperaturen om sommeren i Øresund og Køge Bugt er stærkt influeret af forholdene i den vestlige Østersø, som generelt er koldere end indre danske farvande. I perioden 1989-2006 var temperaturen forhøjet sammenlignet med langtidsmidlen fra 1995 til 1999 og det var også i denne periode, hvor dybdegrænsen nåede det laveste niveau (Figur 13). I tiden efter 1999 har sommertemperaturen været stabil om-



kring 17 °C og ålegræssets dybdegrænse er samtidigt steget 10-15%, antagelig drevet af nedgang i næringsstofforsler (se Figur 9).



Figur 13. Tidlig variation i normaliserede dybdegrænser for ålegræs i Øresund og Køge Bugt samt tidlig variation i vandets temperatur (Temp) i juli-august for perioden 1989-2006. Normaliseret dybdegrænse for ålegræs angivet ved middel-tal for de enkelte år. Linierne viser 2-års glidende gennemsnit.

Den tidlige udvikling af ålegræssets dybdegrænse sammenholdt med variationer i sommertemperaturen tyder på, at ålegræsset reagerer på høje temperaturer ved at reducere dybdegrænsen, hvilket er i overensstemmelse med, at planternes lyskrav øges, når temperaturen øges ud over planternes formodede optimum på 15 °C (Thom et al. 2003, Olesen & Sand-Jensen 1993).

Måling af temperaturer i overvågningsprogrammet er sket på vandkemistationer, som er dybere og længere fra kysten HQRPU nGHU QPHG nOHJUV 6HORPGHUNN U S WUX NHW WHP SHUDW N GDWD IUD GEGHL QH UD OOHWRPNUL Q GEGHJU QHQ U GHW VD vandtemperaturerne i ålegræsbedene har været højere end angivet på Figurerne 10-13; især i de varme somre, fordi vindaktiviteten ± og dermed opblanding - i varme somre normalt er lav. Dette forhold kan være en medvirkende årsag til den overraskende store effekt af temperaturen.

Det skal understreges, at sammenhængen mellem ålegræssets dybdegrænse og sommertemperaturen bygger på grafiske præsentationer. For at gennemføre en egentlig statistisk analyse vil der være behov for at gå yderligere i detaljer med temperaturforholdene, herunder en større tidlig opløsning, f.eks. temperaturen på ugebasis. Disse data er ikke umiddelbart tilgængelige, så man må nok anvende lufttemperaturer og soltimer som et alternativ til vandtemperaturer, der typisk kun er målet 2-4 gange i løbet af juli-august måned.

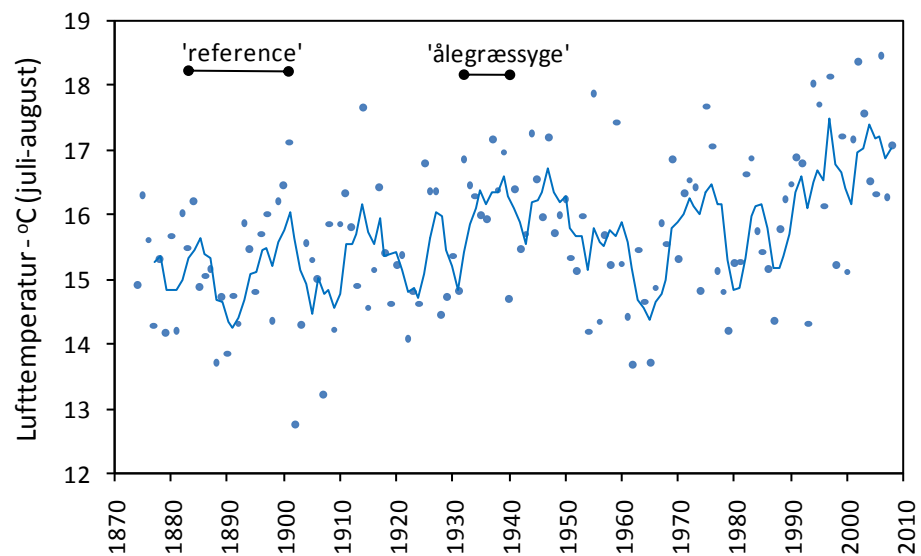
5.4.1 Temperaturen i reference-perioden

Effekten af sommertemperaturen på ålegræssets dybdegrænse kan have indflydelse på værdierne for GH Q HIHUHQW LOVWD Q IRU nOHJUVVHWV GEGH U QH Hastat på baggrund af målinger fra fjorde og indre farvande foretaget i perioden 1880-1901 (Krause Jensen & Rasmussen 2009). Vi kender ikke vandtemperaturen om sommeren for denne periode, men beregninger baseret på målinger foretaget af DMI på Samsø vi-



ser, at lufttemperaturen (juli-august) er 2 °C lavere (15 °C) sammenlignet med i dag (2000-2008: 17 °C), se Figur 14. Effekten på ålegræs, hvis man antager en reduktion i dybdegrænsen på 20-30% ved en øgning på 2 °C (se Figur 10, Figur 11 og Figur 13), ville det betyde, at den fastholdes 20-30 meter i de åbne farvande og noget mindre i fjordene.

Som en yderligere understregning af temperaturens indflydelse er det værd at bemærke, at sommertemperaturen var meget høj i begyndelsen af 1930-erne, da ålegræsset blev hærget, og at ålegræsbestande havde stor tilvækst i perioden med lave sommertemperaturer i den første halvdel af 1960-erne (Rasmussen 1973).



Figur 14. Lufttemperatur om sommeren (middel af juli og august) siden 1874. Linien viser 4-års glidende gennemsnit i sommertemperaturen på Samsø. Perioderne, hvor 'reference'-dybdegrænsen for ålegræs blev målt og ålegræsset blev hærget, er angivet. Vandtemperaturer om sommeren er typisk 2 °C højere end lufttemperaturen. Data fra DMI (2000) og DMI's Vejrarkiv.



6 KONKLUSION

Denne undersøgelse har vist, at ålegræssets dybdegrænse ikke er velegnet som kvantitativt mål for at fastlægge reduktioner i kvælstof-tilførsler fordi:

- x sammenhængen mellem total-kvælstof og ålegræssets dybdegrænse skyldes i overvejende grad forskelle i miljøforholdene mellem danske fjorde og farvande og ikke forskelle indenfor de enkelte fjorde,
- x ålegræssets dybdegrænse ikke har reageret på den 30% reduktion N-tilførslen, som er observeret gennem de seneste 20 år,
- x sammenhængen mellem total-kvælstof og ålegræssets dybdegrænse overestimerer effekten af kvælstof-reduktioner, bl.a. fordi andre forhold ud over total-kvælstof påvirker dybdegrænsen, f.eks. saltholdighed og temperatur,
- x ålegræssets dybdegrænse påvirkes af høje sommertemperaturer og selv de små øgninger på 1-1,5 °C, som har fundet sted gennem de seneste 20 år, fører til reduktioner i dybdegrænsen på 20-30%.
- x Reference-dybdegrænser er fastlagt på basis af målinger gennemført i en periode, hvor sommertemperaturen var 2 °C lavere end i dag. Hvis der tages højde for den lavere temperatur i perioden, vil reference-dybdegrænserne antageligt være 25-30% lavere end angivet i Vandplanerne

Vanskelighederne ved at anvende sammenhængen mellem kvælstof-koncentrationer og dybdegrænser (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Forfatterne påpeger bl.a. at den generelle sammenhæng bygger på rumlige forskelle, og at forudsætningen for at anvende modellen er, at man kan erstatte tid med rum, hvilket er tvivlsomt, eftersom observationer viser, at selvom total-kvælstof koncentrationerne er faldet, er ålegræssets hovedudbredelse uændret (Carstensen & Krause-Jensen 2009).

Når ålegræssets dybdegrænse ikke kan anvendes som indikator, kan man spørge: hvad gør vi så? Et par muligheder er vist i Bilag 3.



7 CITERET LITTERATUR

Carstensen, J. & D. Krause-Jensen (2009): Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. ± Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>.

Dennison, W.C., K.A. Orth, R.J. Moore, J.C. Stevenson, V. Carter, S. Kollar & R.A. Batiuk (1993): Assessing water quality with submerged vegetation. *BioScience* 43:86-94.

Evans, A.S., K.L. Webb & P.A. Penhale (1986): Photosynthetic temperature acclimation in two coexisting seagrasses, *Zostera marina* L. and *Ruppia maritima* L. *Aquatic Botany* 24:185-197.

Gabrielsen P & P Bosch (2003): Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. European Environment Agency (EEA internal working paper), August 2003

Krause-Jensen D, Almela ED, Cunha AH and TM Greve (2004): Have seagrass distribution and abundance changed? In Borum J, CM Duarte, D Krause-Jensen and TM Greve eds. 2004. European Seagrasses: An introduction to monitoring and management. The M&MS project. ISBN: 87-89143-21-3. Internet version tilgængelig: <http://www.seagrasses.org>

Krause-Jensen D., M.B. Rasmussen, M. Stjernholm, P.B. Christensen & S.L. Nielsen (2008): Sedimentets betydning for ålegræs dybdegrænse. Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA.

Krause Jensen, D. & M.B. Rasmussen (2009): Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. ± Faglig rapport fra DMU nr. 755. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>.

Marba, N. & C.M. Duarte (1998): Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Biology Progress Series*: 269-280

Markager S, Carstensen J, Krause-Jensen D, Windolf J & K Timmermann (2010): Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 54 sider. Faglig rapport fra DMU nr. 787

Moore, K.A. & J.C. Jarvis (2008): Environmental factors affecting recent summertime eelgrass diebacks in the lower Chesapeake Bay: Implications for long-term persistence. *Journal of Coastal Research* SI 55:135-147.

Nejrup, L.B. & M.F. Pedersen (2008): Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquatic Botany* 88:239-246.

Nielsen S.L., K. Sand-Jensen, J. Borum & O. Geertz-Hansen (2002): Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25:1025-1032.



Olesen B. & K. Sand-Jensen (1993): Seasonal acclimation of eelgrass *Zostera marina* growth to light. Mar. Ecol. Prog. Ser. 94:91-99.

Orth, K.A. et al. (2006): A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. Bioscience 56(12):987-996.

Pulido C & J Borum (2010): Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. J Exp Mar Biol Ecol 385: 8-13

Rasmussen E (1973): Systematics and Ecology of the Isefjord Marine Fauna. Ophelia 11, 495pp

Reusch T.B.H., A.S. Veron, C. Preuss, J. Weiner, L. Wissler, A. Beck, S. Klages, M. Kube, R. Reinhardt & E. Bornberg-Bauer (2008): Comparative Analysis of Expressed Sequence Tag (EST) Libraries in the Seagrass *Zostera marina* Subjected to Temperature Stress. Mar. Biotechnol. 10:297-309.

Sand-Jensen K, SL Nielsen, J Borum & O Geertz-Hansen (1994): Fotoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 30

Short, F.T. & H.A. Neckles (1999): The effects of global climate change on seagrasses. Aquatic Botany 63:169-196.

Thom R.M., A.B. Borde, S. Rumrill, D.L. Woodruff, G.D. Williams, J.A. Southard & S.L. Sargeant (2003): Factors influencing spatial and annual variability in eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows in Willapa Bay, Washington, and Coos Bay, Oregon. Estuaries 26:1117-1129.



Bilag 1

Generel statistik for anvendte data

Antal stationer anvendt i PLS-analyser fordelt på år og områder

Positioner af vandkemistationer og ålegræstransekter



Bilag 1a. Gennemsnit (\pm SD) og range i parentes for data anvendt i PLS analysen. Data med $Z_{\max} < 1,5$ m er ikke inkluderet. For antal stationer se bilag 2.

	Alle	Limfjorden	Østjyske fjorde	Roskilde- Isefjord	Sydlige Lillebælt	Øresund
$Z_{\max}(m)$	3,9 \pm 1,8 (1,5-10,9)	2,4 \pm 0,6 (1,5-4,3)	3,6 \pm 1,7 (2,5-7,7)	3,7 \pm 1,4 (1,7-6,4)	5,2 \pm 1,8 (2,4-10,9)	5,7 \pm 1,0 (1,5-9,0)
u (s^{-1}), <i>marokt</i>	487,9 \pm 233,6 (13,4-98,3)	720,4 \pm 196,8 (31,4-98,3)	369,9 \pm 100,9 (14,6-27,0)	609,8 \pm 225,2 (21,7-76,4)	380,9 \pm 78,4 (17,7-40,2)	279,3 \pm 33,7 (13,4-46,8)
u (s^{-1}), <i>marokt</i>	52,2 \pm 27,9 (0,4-7,2)	55,4 \pm 16,6 (1,0-4,4)	40,7 \pm 11,7 (0,4-3,0)	100,9 \pm 76,5 (0,6-7,2)	58,3 \pm 24,8 (0,7-3,7)	45,1 \pm 19,4 (0,7-2,9)
<i>Saltholdighed (psu), marokt</i>	20,5 \pm 6,7 (8,5-31,3)	27,8 \pm 2,3 (22,8-31,3)	21,3 \pm 1,4 (8,5-15,1)	16,2 \pm 3,1 (10,6-21,4)	16,0 \pm 1,2 (13,5-18,4)	11,5 \pm 1,9 (17,9-24,6)
<i>Temperatur(°C), julaug</i>	17,6 \pm 1,8 (12,2-21,7)	18,3 \pm 1,5 (14,8-21,4)	16,9 \pm 2,1 (14,2-21,7)	19,5 \pm 1,2 (16,9-21,5)	17,2 \pm 1,1 (15,4-19,6)	17,1 \pm 1,6 (12,2-20,9)
<i>Temperatur(°C), min</i>	2,0 \pm 1,4 (1,2-5,3)	1,6 \pm 1,3 (1,2-5,3)	2,2 \pm 1,3 (0,1-5,0)	0,7 \pm 0,9 (0,8-2,3)	3,2 \pm 1,3 (0,0-5,1)	2,3 \pm 1,4 (0,8-4,9)



Bilag 1b. Data anvendt i PLS analyserne. Total antal stationer og antal stationer i områderne fordelt på år. Stationer med $Z_{\max} < 1,5$ m er ikke inkluderet.

År	Alle	Limfjorden	Østjyske fjorde	Sydlige Lillebælt	Roskilde	Øresund
1989	36	12	14	3	0	7
1990	37	12	13	4	0	8
1991	38	14	12	4	0	8
1992	34	13	10	4	0	7
1993	39	15	11	4	0	9
1994	43	15	11	4	1	12
1995	41	15	10	4	1	11
1996	33	11	7	4	1	10
1997	37	13	10	4	1	9
1998	20	12	4	3	1	0
1999	30	13	6	3	4	4
2000	31	12	6	3	4	6
2001	21	11	3	1	1	5
2002	29	10	6	4	3	6
2003	26	12	5	2	2	5
2004	23	3	5	4	4	7
2005	24	4	5	4	4	7
2006	25	4	5	4	4	8
I ALT	567	201	143	63	31	129

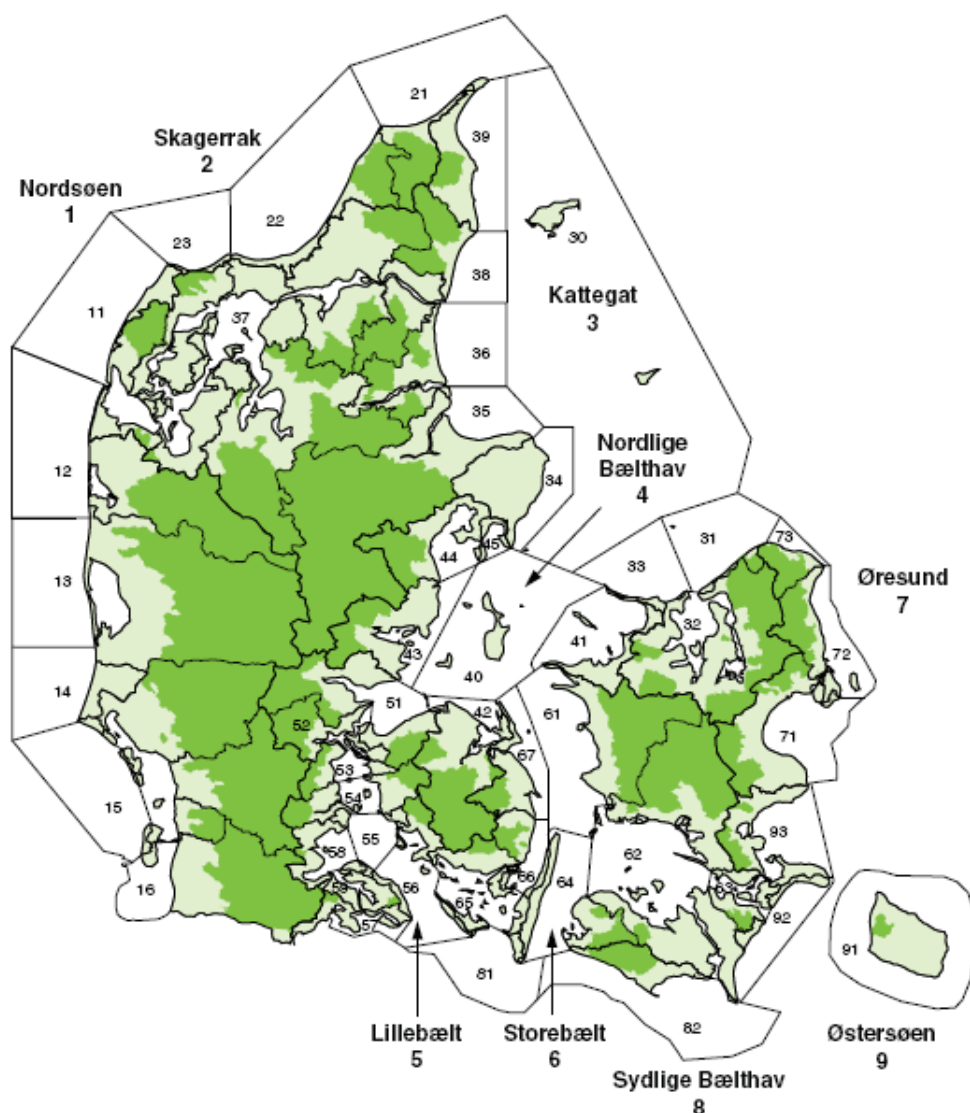


Område	amt	Station	Antal år med både dybdegrænse og kemi data	Periode	Længde DECDEG	Bredde DECDEG	Secchi station	Kemi_station
Sydlig Lillebælt	SJY	'17	15	1991-2006	10,07000000	54,88000000	'6300043_2006	'6300043_2006
Sydlig Lillebælt	SJY	'26	15	1991-2006	94,10550000	54,89500000	'KFF5_2006	'KFF5_2006
Sydlig Lillebælt	SJY	'28DK	14	1991-2006	94,08800000	54,84000000	'KFF5_2006	'KFF5_2006
Sydlig Lillebælt	SJY	'29	6	1991-1996	94,02616667	54,85166667	'KFF4_1994	'KFF4_1994
Sydlig Lillebælt	SJY	'30DK	6	1991-1996	93,14416667	54,85666667	'KFF4_1995	'KFF4_1995
Sydlig Lillebælt	SJY	'31DK	6	1991-1996	93,12083333	54,89333333	'KFF3_1996	'KFF3_1996
Sydlig Lillebælt	SJY	'34D	14	1991-2006	93,05683333	54,85500000	'KFF2_1993	'KFF2_1993
Sydlig Lillebælt	SJY	'3S	3	1992-1995	94,00516667	55,28166667	'6200027_1992	'20_1992
Sydlig Lillebælt	SJY	'4	14	1991-2006	94,10250000	55,25666667	'6200027_2006	'6200091_2006
Østjylland	VEJ	'BVE2	2	1991-1992	12,71666667	55,73666667	'6100014_1992	'7677_1992
Østjylland	VEJ	'BVH12	3	1991-2003	12,71666667	55,85666667	'6489_1991	'6489_1991
Østjylland	VEJ	'BVH16	7	1994-2005	10,25833333	55,83833333	'6489_2002	'6489_2002
Østjylland	VEJ	'BVH7	10	1991-2002	10,07500000	55,81666667	'6489_1994	'6489_1994
Østjylland	VEJ	'BVK19	7	1991-1996	10,05833333	55,49833333	'3951_1997	'3951_1997
Østjylland	VEJ	'BVV11	3	1992-1994	93,13450000	55,62666667	'5367_1994	'5367_1994
Østjylland	VEJ	'BVV17	7	1991-1996	93,13450000	55,70500000	'3772_1993	'3772_1993
Østjylland	VEJ	'BVV20	14	1991-2006	93,11483333	55,70166667	'4273_1996	'4273_1996
Østjylland	VEJ	'BVV22	14	1991-2006	94,02550000	55,69166667	'4273_2006	'4273_2006
Østjylland	VEJ	'BVV24	4	1992-1994	94,05750000	55,67833333	'5367_1993	'4669_1993
Østjylland	VEJ	'BVV25	4	1992-1994	94,05750000	55,66666667	'5367_1992	'5367_1992
Østjylland	VEJ	'BVV4	6	1992-1997	94,12566667	55,69500000	'3772_1995	'3772_1995
Limfjorden	RKB	'DMU0114	13	1991-2003	82,16333333	56,76166667	'3725-1_2000	'3705-1_2000
Limfjorden	RKB	'DMU0115	13	1991-2003	84,13433333	56,69000000	'3705-1_1995	'3705-1_1995
Limfjorden	RKB	'DMU0116	16	1991-2006	85,16033333	56,84500000	'3725-1_2000	'3708-1_2000
Limfjorden	RKB	'DMU0128	13	1991-2003	83,12883333	56,47666667	'3720-1_1997	'3705-1_1997
Limfjorden	RKB	'DMU0129	10	1991-2003	84,05500000	56,53000000	'3720-1_1999	'3705-1_1999
Limfjorden	RKB	'DMU0130	7	1991-2003	83,08016667	56,70166667	'3705-1_2001	'3705-1_2001
Limfjorden	RKB	'DMU0131	13	1991-2003	83,12166667	56,81833333	'3722-1_2003	'3705-1_2003
Limfjorden	RKB	'DMU0133	13	1991-2003	84,11816667	56,95000000	'3723-1_2002	'3723-1_2002
Limfjorden	RKB	'DMU0135	13	1991-2003	90,12516667	56,63000000	'3727-1_2001	'3713-1_2001
Limfjorden	RKB	'DMU0136	13	1991-2003	90,03683333	56,99333333	'3708-1_1991	'3708-1_1991
Limfjorden	RKB	'DMU0137	4	1991-1994	93,13616667	57,00833333	'3711-1_1993	'6607_1993
Limfjorden	RKB	'DMU0138	4	1991-1994	94,08850000	57,06666667	'3711-1_1994	'3711-1_1994
Limfjorden	RKB	'DMU0139	7	1991-1997	95,15700000	57,08500000	'3713-1_1997	'3713-1_1997
Limfjorden	RKB	'DMU0140	7	1991-1997	10,13333333	57,02166667	'3725-1_1996	'3713-1_1996
Limfjorden	RKB	'DMU0142	7	2000-2006	90,12733333	56,75500000	'3722-1_2001	'3726-1_2001
Limfjorden	RKB	'DMU0143	10	1993-2003	83,12400000	56,67833333	'3705-1_1999	'3705-1_1999
Limfjorden	RKB	'DMU0145	6	1993-2001	83,04316667	56,70666667	'3722-1_1999	'3705-1_1999
Limfjorden	RKB	'DMU0147	6	1993-1998	82,15483333	56,73500000	'3722-1_1998	'3705-1_1998
Sydlig Lillebælt	SJY	'DMU0238	15	1991-2006	95,13750000	55,00833333	'6300043_2006	'6300043_2006
Sydlig Lillebælt	SJY	'DMU0243	12	1991-2006	93,08383333	55,11000000	'6200901_1996	'6200901_1996
Sydlig Lillebælt	SJY	'DMU0250	14	1991-2006	92,12500000	55,04166667	'15_1994	'15_1994
Sydlig Lillebælt	SJY	'DMU0275	12	1991-2006	95,04850000	54,89000000	'KFF5_1996	'KFF5_1996
Roskilde-Isefjord	FRB	'FBR'3B	8	1998-2006	12,02000000	55,88500000	'65_2003	'65_2003
Roskilde-Isefjord	FRB	'FBR'4	12	1994-2006	11,92166667	55,82666667	'10003_1994	'10003_1994
Øresund+Køge bugt	FRB	'FBR'5	10	1994-2006	12,55166667	55,93166667	'1877_1994	'1877_1994
Øresund+Køge bugt	ROS	'KB001	4	2003-2006	12,26166667	55,55333333	'1727_2003	'1727_2003
Øresund+Køge bugt	ROS	'KB006	6	1999-2006	12,26166667	55,55333333	'1727_2005	'1727_2005
Roskilde-Isefjord	ROS	'RF001	4	2000-2006	12,03333333	55,69333333	'60_2006	'60_2006
Roskilde-Isefjord	ROS	'RF002	5	2000-2006	12,10000000	55,71000000	'60_2002	'60_2002
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_1	13	1992-2006	12,62833333	55,82833333	'431_2001	'1942_2001
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_2	13	1992-2006	12,63000000	55,81333333	'431_1996	'1942_1996
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_3	11	1992-2006	12,60666667	55,74166667	'3006_2002	'1942_2002
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_4	6	1992-1997	12,66333333	55,65666667	'1944_1992	'1944_1992
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_5	6	1992-1997	12,68500000	55,60833333	'1944_1996	'1944_1996
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_6	11	1992-2003	12,65666667	55,55666667	'1944_1999	'1728_1999
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_7	6	1991-1997	12,47333333	55,59166667	'1722_1994	'1722_1994
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_8	12	1993-2005	12,42166667	55,58000000	'1723_1996	'1723_1996
Øresund+Køge bugt	KBH	'TR_9	6	1992-1997	12,71666667	55,65666667	'1944_1994	'1944_1994
Østjylland	ÅRH	'ÅB 0003	13	1991-2006	93,11016667	56,12500000	'170006_2001	'170006_2001
Østjylland	ÅRH	'ÅB 0004	9	1991-2003	10,22666667	56,17833333	'170006_2001	'170006_2001
Østjylland	ÅRH	'ÅB 0005	12	1991-2006	10,26000000	56,20000000	'170006_2001	'170006_2001



Bilag 2

Oversigt over 2. ordens afstrømningsområder anvendt til opgørelse af kvælstoftil-
h ã t u g n " k " ø f g r



Figur B2-1. Oversigt over 2.ordens afstrømningsområder og tilhørende marine kystafsnit. Fra DMU.

Tabel B2-1. Oversigt over kystvandsafsnit (2 ordens kystvande) som er anvendt til beregning af kvælstof-tilførsler til delområder analyseret for ålegræssets dybdegrænse

Område	2. ordens kystvande
Limfjorden	37
Østjyske fjorde & kystvande	40, 43, 44, 45, 51
Sydlige Lillebælt	52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59
Øresund & Køge Bugt	71, 72, 73
Alle områder	alle ovenstående

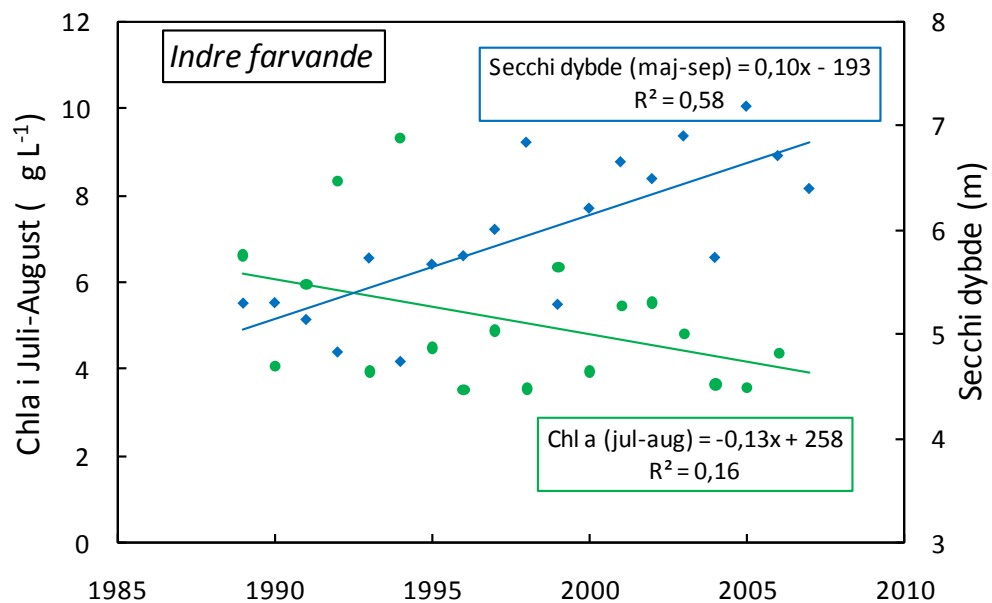


Bilag 3

Eksempel på alternative indikatorer til ålegræssets dybdegrænse

Ålegræs er en vigtig komponent i fjorde og kystvande, men hvis den ikke reagerer positivt på reduktioner i næringsstof-tilførslen, må man se efter alternative eller i det mindste supplerende miljøtilstands-indikatorer. Gode bud er Secchi-dybden og koncentrationen af plante-plankton målt som klorofyl.

På de vandkemiske målestationer som er vist i Figur 2 i rapporten er Secchi-dybden forbedret med 10 cm om året siden 1989 og klorofylkoncentrationen om sommeren reduceret med ca. 35% i perioden 1989-2006 (Figur B3-1). I modsætning til ålegræs viser både klorofyl og især Secchi-dybden ændringer, der udtrykker reelle miljøforbedringer og, som er forventelige ud fra de realiserede reduktioner i kvælstof-tilførslen til fjorde og kystvande.



Figur B3-1. Tidslig udvikling i Secchi-dybde i indre farvande inkl. Limfjorden samt tidslig udvikling i koncentration af klorofyl om sommeren, for perioden 1989-2006. Blå 'ruder' og linie angiver sigtddybden og den tilhørende tendenslinie, mens grønne boller og grøn linie angiver koncentrationen af klorofyl og tilhørende tendenslinie. Data repræsenterer årlige middelværdier baseret på 'vandkemistationer' vist i Figur 2 i rapporten.