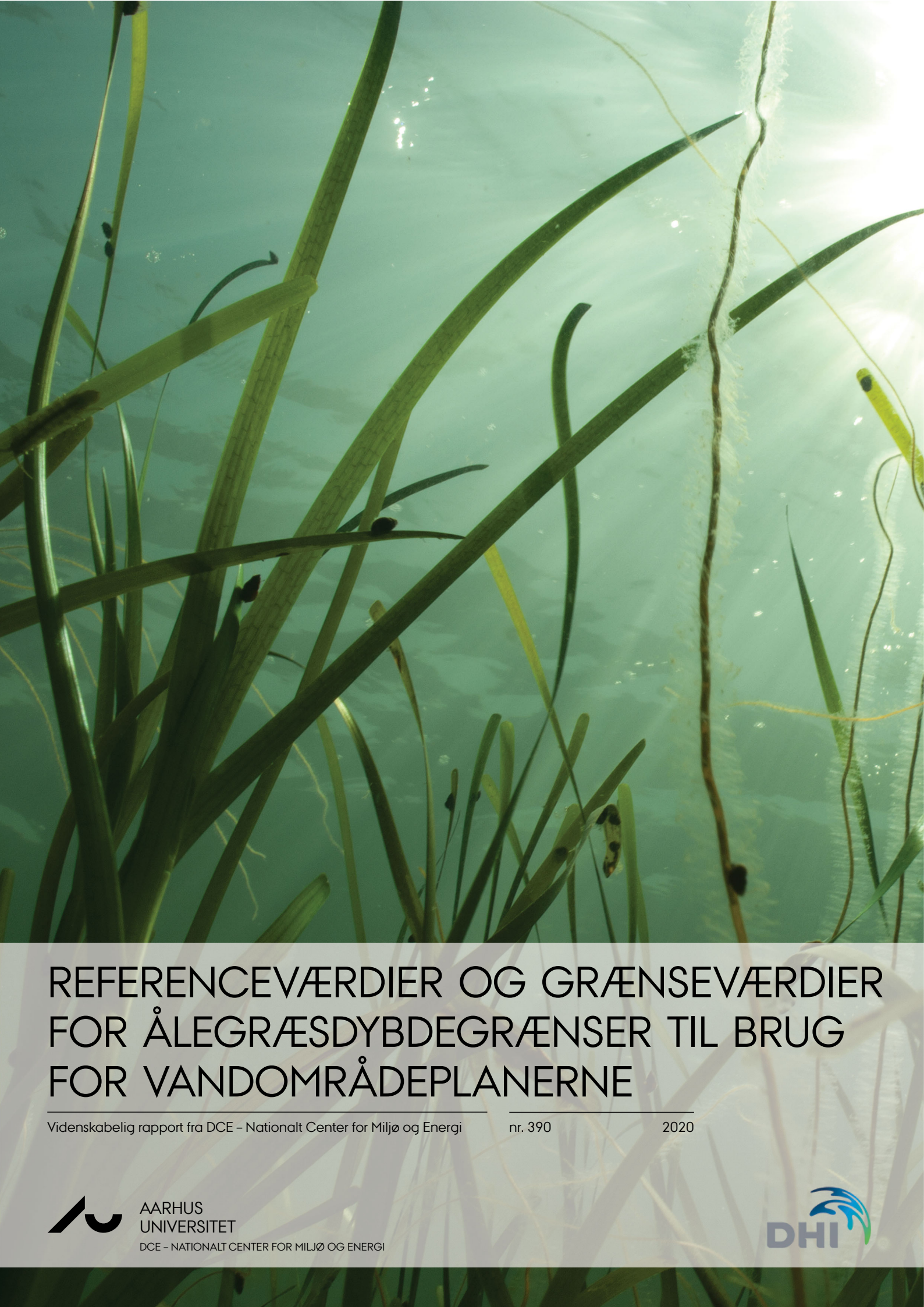




REFERENCEVÆRDIER OG GRÆNSEVÆRDIER FOR ÅLEGRÆSDYBDEGRÆNSER TIL BRUG FOR VANDOMRÅDEPLANERNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 390

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



[Tom side]

REFERENCEVÆRDIER OG GRÆNSEVÆRDIER FOR ÅLEGRÆSDYBDEGRÆNSER TIL BRUG FOR VANDOMRÅDEPLANERNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 390

2020

Karen Timmermann¹
Jesper P.A. Christensen¹
Anders Erichsen²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² DHI



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 390
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne
Forfattere:	Karen Timmermann ¹ , Jesper P.A. Christensen ¹ & Anders Erichsen ²
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ² DHI
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	September 2020
Redaktion afsluttet:	August 2020
Faglig kommentering:	Dorte Krause-Jensen (AU) og Anne Lise Middelboe (DHI)
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne van Acker
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR390_komm.pdf
Finansiel støtte/rekvirent:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Timmermann K, Christensen JPA, & Erichsen A. 2020. Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Videnskabelig rapport nr. 390. http://dce2.au.dk/pub/SR390.pdf
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Denne rapport omhandler fastlæggelsen af referenceværdier og grænseværdier for indikatoren "ålegræssets dybdegrænse", som anvendes til vurdering af miljøtilstanden i danske kystvande iht. EU's vandrammedirektiv.
Emneord:	Ålegræs, dybdegrænse, referenceværdi, grænseværdi, vandrammedirektiv
Layout:	Anne van Acker
Foto forside:	Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-87-7156-512-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	28
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR390.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Introduktion	8
1.1 Baggrund	8
2 Data og metoder	11
2.1 Historiske data for ålegræssets dybdeudbredelse	11
2.2 Fysisk-kemiske og hydromorfologiske data	12
2.3 Metoder til beregning af historiske dybdegrænser	13
3 Resultater	17
3.1 Referenceværdier	17
3.2 Grænseværdier	20
3.3 Typespecifikke referenceværdier	24
4 Diskussion	25
5 Referenceliste	27

[Tom side]

Forord

Denne rapport er bestilt og finansieret af Miljøstyrelsen og resultaterne indgår som en del af grundlaget for tredje generation af vandområdeplaner. Arbejdet har været styret og udført af AU / DCE med inddragelse af DHI. Rapporten er en del af projektet ”Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvandene i vandområdeplanerne”, som har haft en overordnet styregruppe til dialog, opfølgning på fremdrift m.m. bestående af Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM), Miljøstyrelsen (MST), DHI og AU samt en følgegruppe bestående af medlemmer fra Landbrug og Fødevarer, SEGES, Danmarks Naturfredningsforening, Danmarks Sportsfiskerforbund, Danske Havne og Kommunernes Landsforening. MFVM har kommenteret udkast til rapporten og følgegruppen er blevet orienteret om projektet ved møder indkaldt af MFVM. Valg af metoder, behandling af data, beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været AU og DHI’s beslutning og ansvar. Rapporten er kvalitetssikret af AU og DHI.

Sammenfatning

Denne rapport omhandler fastlæggelsen af referenceværdier og grænseværdier for indikatoren ”ålegræssets dybdegrænse”, som anvendes til vurdering af miljøtilstanden i danske kystvande iht. EU's vandrammedirektiv.

Fastlæggelsen af referenceværdier er baseret på et stort historisk datasæt for ålegræsobservationer indsamlet i perioden 1880-1930. Ålegræsdata fra denne periode vurderes at reflektere en referencetilstand, som i vandrammedirektivet er defineret som ingen eller kun meget ubetydelige menneskeskabte ændringer i forhold til uberørte forhold. Det historiske datamateriale indgår i en regressionsbaseret model, som beskriver ålegræssets dybdeudbredelse i de enkelte vandområder ud fra de fysiske parametre ”vandudveksling”, ”gennemsnitsdybde” og ”lagdelingsfrekvens”.

Der findes historiske ålegræs observationer fra 48 ud af 109 vandområder og her anvendes observationerne til at fastlægge en vandområdespecifik referencetilstand for ålegræs. I de resterende vandområder anvendes den regressionsbaserede model, sammen med vandområdets fysiske karakteristika til fastlæggelse af referencetilstand.

Resultaterne viser, at referencetilstanden for ålegræssets dybdeudbredelse spænder fra godt 4 meter til 13,3 meter, med de laveste dybdegrænser i fjordene og med større dybdegrænse i de mere åbne vandområder.

Grænseværdier mellem vandrammedirektivets 5 tilstandsklasser fastlægges ud fra interkalibrerede EQR værdier. Beregningerne viser, at grænsen mellem god og moderat tilstand og dermed miljømålet (74 % af referenceværdien', jf. EU interkalibrering) for ålegræs ligger mellem 3 meter og 9,8 meter for de danske kystvande.

Summary

In this report we establish reference and boundary values for the indicator “Depth limit of eelgrass”, which is used for ecological assessment of Danish coastal water bodies according to the Water Framework Directive.

The establishment of reference values is based on a large historical dataset of eelgrass observations collected from 1880-1930. Eelgrass observations from this time period is assumed to reflect a reference condition, which according to the Water Framework Directive is defined as a condition with no, or only very minor anthropogenic alterations from undisturbed conditions. The historical dataset is used to construct a regression based model, describing eelgrass depth distribution in each water body as a function of the physical parameters: “water exchange”, average water depth” and “stratification”.

Historical eelgrass observations exists for 48 out of 109 coastal water bodies and for these water bodies, water body specific reference values are established based on the observations. For the remaining water bodies, the regression model forced with the physical characteristics for each water body is used to estimate water body specific reference condition for eelgrass depth limit.

The results show that the reference condition for depth distribution of eelgrass in Danish coastal areas is between 4 meter and 13.3 meter, with lowest values in estuaries and highest values in the more open waters.

Boundary values separating the 5 classes in the classification system of the Water Framework Directive are determined from intercalibrated EQR values. Results show that the boundary between good to moderate status and thus ecological targets (74 % of the reference condition) for eelgrass depth limit is between 3 and 9.8 meters in Danish coastal waters.

1 Introduktion

Vandrammedirektivet (VRD) har som målsætning, at alle vandområder opnår mindst ”god økologisk tilstand”, hvilket er defineret som en tilstand, der er svagt påvirket som følge af menneskelig aktivitet og kun afviger lidt fra hvad der normalt gælder under uforstyrrede forhold (Anon 2000). For danske kystvandsområder vurderes tilstanden bl.a. ud fra indikatoren ”ålegræssets dybdegrænse”, beskrevet som dybdegrænsen for hovedudbredelsen (største dybde med mindst 10 % dækning). I danske farvande findes et unikt historisk datasæt for ålegræsudbredelsen i perioden 1883-1929, som er blevet anvendt til at definere referencetilstanden for ålegræs jf. Krause-Jensen & Rasmussen 2009. De historiske observationer er derefter blevet omsat til enten vandområde-specifikke referenceværdier eller typespecifikke referenceværdier baseret på gældende vandområdeafgrænsninger og typologi, således at alle danske vandområder tildeles en vandområde- eller typespecifik referenceværdi. (Krause-Jensen & Rasmussen 2009, bilag 5). Til fastlæggelse af grænseværdier mellem de forskellige tilstandsklasser anvendes såkaldte interkalibrerede Ecological Quality Ratio (EQR) værdier, som beskriver forholdet mellem referenceværdien og grænseværdien.

Som led i forberedelserne til vandområdeplaner 2021-2027 har Miljøstyrelsen igangsat en gennemgang og revidering af afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af de danske marine vandområder. Resultaterne heraf er beskrevet i Erichsen et al. 2019. Revideringen af vandområdeafgrænsning, karakterisering og typeinddeling betyder, at referenceværdier og grænseværdierne mellem tilstandsklasser for indikatoren ”ålegræssets dybdegrænse” skal tilpasses den nye vandområdeafgrænsning og typeinddeling.

Formålet med dette projekt om ålegræsreference og grænseværdier er således at anvende de historiske ålegræsdata som grundlag for at etablere referenceværdier og grænseværdier for ålegræssets dybdegrænse, så de modsvarer de nye vandområdegrænser og typeinddeling beskrevet i Erichsen et al. 2019.

1.1 Baggrund

1.1.1 Vandrammedirektivet, referencetilstand og grænseværdier

Vandrammedirektivets formål er at opnå god eller høj økologisk tilstand i alt overfladevand i Europa. Den økologiske tilstand skal i kystvande vurderes ud fra de biologiske kvalitetselementer: ”fytoplankton”, ”blomsterplanter og makroalger” samt ”bundfauna”. For hvert kvalitetselement skal der identificeres velegnede indikatorer, som kan bruges til at kvantificere tilstanden af kvalitetselementerne og ultimativt den samlede økologiske tilstand. Den økologiske tilstand for hver indikator opgøres ved en såkaldt Ecological Quality Ratio (EQR), som for indikatoren dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse, beregnes som forholdet mellem den aktuelle værdi af indikatoren og indikatorens værdi i en referencetilstand. Ligeledes er de enkelte tilstandsklasser og grænseværdier mellem tilstandsklasser defineret ud fra afstanden til referencetilstanden (altså specifikke EQRs). Referenceværdien er således helt central i vandrammedirektivet, både i forhold til fastlæggelse af grænseværdier, herunder miljømål, og til vurdering og klassificering af den aktuelle miljøtilstand.

Referencetilstanden er i vandrammedirektivet defineret som en tilstand, med ingen eller kun begrænset menneskelig forstyrrelse og skal helst bestemmes ud fra enten data (fra eksisterende uberørte områder eller historiske data) og/eller ved brug af modeller. Hvis dette ikke er muligt, kan der alternativt anvendes ekspertvurderinger (CIS guide no 5). Dette gælder for alle de kvalitetselementer, som indgår i vandrammedirektivet.

1.1.2 Ålegræssets dybdegrænse

Indikatoren ”ålegræssets dybdegrænse” er en indikator for kvalitetselementet ”blomsterplanter og makroalger” og benyttes til vurdering af ”økologisk tilstand” i danske kystområder. Denne indikator er valgt, idet ålegræs spiller en helt central rolle i kystnære økosystemer (Krause-Jensen et al. 2005), dybdegrænsen reagerer på menneskelig påvirkning, er enkel at måle, og der findes et stort historisk datasæt for dybdeudbredelsen af ålegræs i danske farvande, som kan anvendes til fastlæggelse af referenceværdier (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). Endvidere er indikatoren interkalibreret, hvorved der, sammen med andre EU lande, er fastlagt EQR-værdier, som definerer grænserne mellem tilstandsklasserne

Ålegræs er en nøgleorganisme i lavvandede kystområder i hele den nordlige tempererede zone (den Hartog 1970). Udbredte ålegræsbede medvirker til at stabilisere havbunden, reducere re-suspensionen og forbedre lysforholdene (Madsen et al. 2001). Derudover spiller ålegræsenge vigtige roller for tilbageholdelse af næringsstoffer (McGlathery et al. 2007) og kulstof (Duarte et al. 2005) og fungerer som opvækststed for fiskeyngel og levested for epifytiske og bundlevende arter. Udbredelsen af ålegræs i kystnære systemer er primært styret af substrattypen, graden af fysisk eksponering og vandkvaliteten, herunder lysforhold. Ålegræsset foretrækker sandet/siltet sediment, hvor rødderne kan forankres. På lavt vand, kan især den fysiske eksponering begrænse ålegræsudbredelsen (Krause-Jensen et al. 2003), hvorimod dybdeudbredelsen primært er styret af lysforholdene (Duarte 1991) og dermed af vandets klarhed. Sammenhængen mellem ålegræssets dybdeudbredelse og lysforholdene betyder, at øgede næringsstoffertilførsler til kystnære systemer kan reducere ålegræssets dybdegrænse, fordi eutrofieringen vil forringe lysforholdene, hvorved ålegræsset over tid fortrænges fra de største dybder (Cloern 2001; Burkholder et al. 2007). Andre eutrofieringsinducerede presfaktorer, som fx iltsvind, opportunistiske makroalger og organisk berigede sedimenter kan også påvirke væksten og udbredelsen af ålegræs, ligesom fx fiskeri med bundslæbende redskaber kan have direkte og indirekte effekter på ålegræs.

Det historiske datagrundlag for ålegræssets dybdegrænse i danske kystområder er blevet indsamlet, gennemgået og beskrevet i Krause-Jensen & Rasmussen 2009. Ålegræsobservationerne stammer fra en række undersøgelser foretaget i perioden 1883-1973 (Reinke 1889; Petersen 1893a, 1893b, 1901; Ostfeld 1908), og et udvalg af disse data kan benyttes til at fastlægge referenceværdier for ålegræs i forskellige danske vandområder og ”typeområder”.

1.1.3 Opdatering af vandområdeafgrænsning og typeinddeling

I projektet ”Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne” er grundlaget for vandområdernes afgrænsning, karakterisering og typeinddeling blevet gennemgået og revideret, hvilket har betydning for referenceværdierne for indikato-

ren ålegræssets dybdegrænse. Der er blandt andet kommet 6 nye vandområder – primært i Limfjorden – og i 26 vandområder er grænsen mellem nabo-områder blevet rykket eller fjernet. Derudover har 5 vandområder ændret karakterisering, således at de ikke længere karakteriseres som kystvande.

Der er endvidere udviklet en ny typologi baseret på 9 deskriptorer, som udgøres af længdegrad, breddegrad, tidevand, overfladesalt, gennemsnitsdybde, ferskvandspåvirkning, vandudveksling, sedimentforhold og lagdeling. Den nye typologi består af 38 typer, som har tilnærmelsesvis samme fysisk-kemiske karakteristika vurderet ud fra de 9 deskriptorer. En ny typologi vil ligeledes have betydning for fastlæggelse af referenceværdier for indikatorer, herunder ålegræssets dybdegrænse.

1.1.4 Formål

Formålet med dette projekt er at fastlægge referenceværdier, og dermed miljømål, for ålegræssets dybdegrænse i de forskellige danske marine vandområder (vandområdespecifikke) og for de nye danske typeområder (typespecifikke) med udgangspunkt i det historiske datamateriale beskrevet i Krause-Jensen & Rasmussen 2009 og vandområdeafgrænsning og typeinddeling beskrevet i Erichsen et al. 2019.

2 Data og metoder

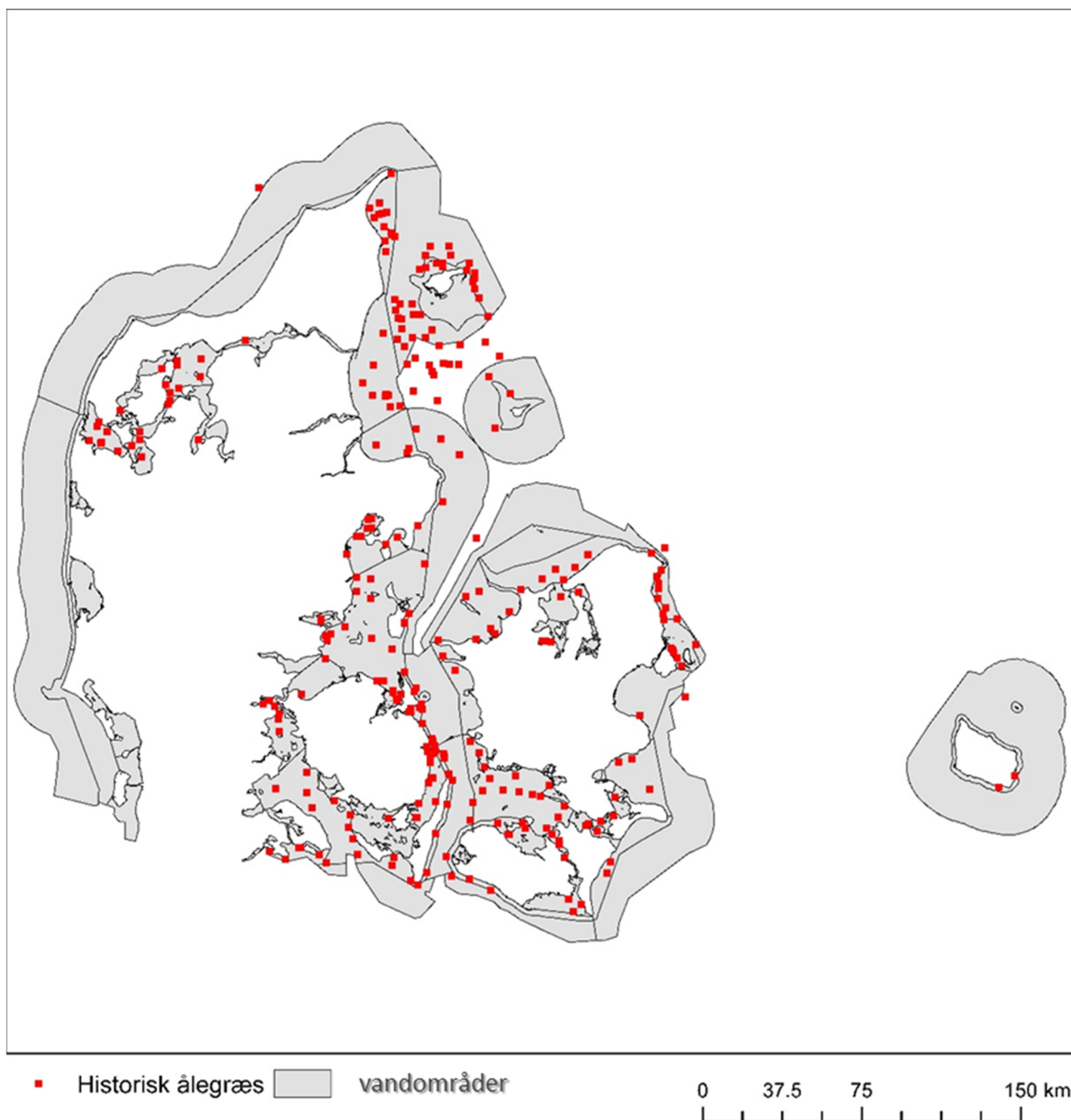
2.1 Historiske data for ålegræssets dybdeudbredelse

De historiske observationer af ålegræssets dybdeudbredelse i danske farvande danner baggrund for fastlæggelse af referenceværdier (og miljømål) for indikatoren ”ålegræssets dybdegrænse”. Til fastlæggelse af referenceværdierne er der udelukkende anvendt data fra før 1930, hvoraf hovedparten af data stammer fra 1880-1900. Det er på nuværende tidspunkt usikkert, hvilket eutrofieringsniveau der har været i denne periode, men vi antager her, at ålegræsbestanden ikke har været nævneværdigt eutrofieringspåvirket (Krause-Jensen et al. 2005; Conley 2000). Det kan dog ikke udelukkes, at ålegræsbestandene visse steder (fx nogle inder-fjorde) har været eutrofieringspåvirkede. Ved at begrænse data til perioden før 1930 undgås at datagrundlaget er påvirket af ålegræssygen, der decimerede de nordatlantiske ålegræsbestande i 1930'erne.

De historiske ålegræsobservationer er blevet inddelt i 5 kategorier alt efter kvaliteten af undersøgelsen, herunder sikkerheden på bestemmelsen af dybdegrænsen. Kriterier for kategoriseringen er beskrevet i Krause-Jensen & Rasmussen 2009, som også har foretaget selve kategoriseringen af de historiske ålegræsdata. Kategori 1 indeholder data, som er vurderet til at give det sikreste estimat af ålegræssets dybdegrænse på den givne lokalitet, herunder, at der på lidt større dybe på samme lokalitet ikke blev observeret ålegræs eller at observationen var blandt de dybeste af flere i området. Kategori 2-4 repræsenterer mere usikkert bestemte dybdegrænser. Kategori 5 indeholder observationer af ålegræs på dybder, som falder sammen med områdets maksimale vanddybde. I denne analyse er der udelukkende anvendt data, som tilhører kategori 1. I alt indgår 241 observationer i analysen. Baseret på lokalitetsangivelsen for de historiske ålegræsobservationer, er observationerne blevet koblet til det tilhørende vandområde med enkelte undtagelser:

- For en enkelt observation var der kun angivet et vandområdenummer og ikke længde- og breddegrad. Denne observation er derfor udeladt.
- Observationerne i Horsens Fjord er lokaliseret på grænsen mellem inder- og yderfjorden og er fordelt mellem de 2 vandområder efter inspektion af batymetrikort.
- En observation tæt på grænsen mellem Roskilde Fjord, ydre, og Isefjord, ydre, vurderes at være repræsentativ for begge vandområder og indgår derfor begge steder i de efterfølgende beregninger. Vandområderne ligner hinanden, tilhører samme type og er naboområder.

Figur 2.1 viser den rumlige fordeling af de sikreste (kategori 1) historiske ålegræsobservationer fra perioden 1883-1929 med opkobling til den vandområdeafgrænsning, som er anvendt i analysen.



Figur 2.1. Fordeling af historiske observationer af ålegræsdybdegrænser i perioden 1883-1929 (prikker) sammen med VP3 vandområdeafgrænsningerne fra Erichsen et al. 2019. Det er kun observationer beliggende i VP3 vandområder, som indgår i analysen.

2.2 Fysisk-kemiske og hydromorfologiske data

Til karakterisering af de enkelte vandområder og til modellering af historiske ålegræs dybdegrænser anvendes de samme fysisk-kemiske og hydromorfologiske parametre, som også er benyttet til udvikling af den nye typologi (Erichsen et al. 2019). Disse udgøres af længdegrad, breddegrad, ferskvandspåvirkning, opholdstid, gennemsnitsdybde, lagdelingsfrekvens, overfladesalt, tidevand og sedimentsammensætning. Data til beregning af disse parametre stammer fra NOVANA/Oda, modelberegninger og fra GEUS' sedimentkortlægning og er beskrevet i Erichsen et al. 2019.

Derudover er den maksimale vanddybde i hvert vandområde anvendt til at vurdere, om den beregnede ålegræs dybdeudbredelse kan være begrænset af vanddybden. Den maksimale vanddybde er fastlagt som 99 % percentilen af dybder baseret på Farvandsvæsenets (nu Søfartsstyrelsens) 50 x 50 m batymetrikort og på satellitbaserede kort over vanddybder produceret af DHI GRAS (Rasmussen & Hansen 2018). Kortenes absolutte maksimumsværdier er ikke anvendt, idet disse værdier ofte er mere fejlbehæftede end percentil værdier fx pga. outliers, fejltastning og interpoleringsfejl. Fastlæggelsen af maksimale vanddybder afhænger af datamaterialets rumlige opløsning og kvalitet, og det kan ikke udelukkes, at fx arealmæssigt små, men dybe områder ikke er tilstrækkeligt opløst i datamaterialet, hvorved maxdybden underestimeres. De fundne maxdybder er sammenholdt med dybdeobservationer fra vegetationsundersøgelser i NOVANA programmet og dybdeobservationerne er anvendt i de tilfælde, hvor NOVANA max dybdeangivelserne er større end maxdybderne (99 % percentil) bestemt ud fra farvandsvæsenets bathymetrikort og satellit baserede dybdekort.

I nogle vandområder (fx Dybsø Fjord) vil maxdybden findes i fx en sejlrende, som ålegræsset ikke kan vokse i. Der vil derfor være vandområder, hvor ålegræs indikatoren reelt bliver dybdebegrænset før ålegræsdybdegrænsen rammer den angivne maxdybde for vandområdet.

2.3 Metoder til beregning af historiske dybdegrænser

2.3.1 Beregning baseret på historiske observationer (90 % percentil)

For vandområder med én eller flere historiske observationer af dybdegrænsen er den vandområdespecifikke dybdegrænse beregnet som 90 % percentilen, hvilket modsvarer tidligere beregningsmetoder (Krause-Jensen & Rasmussen 2009 samt specifikationer i bilag 5). På grund af datidens målemetoder er det tidligere vurderet, at 90 % percentilen af de historiske observationer modsvarer dybdegrænsen for hovedudbredelsen (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). For områder med få eller kun en enkelt måling vil denne beregningsmetode dog sandsynligvis underestimere hovedudbredelsens dybdegrænse, ligesom det er usikkert, om observationen er repræsentativ for vandområdet. Resultaterne for beregning af dybdegrænser baseret på de historiske observationer fremgår af *tabel 3.1*.

Selvom det historiske datagrundlag for ålegræssets dybdeudbredelse er helt unikt, både hvad angår den geografiske dækning og soliditeten, er der en del vandområder, hvor der ikke findes historiske observationer. I henhold til vandrammedirektivet kan man i disse situationer anvende en typebaseret tilgang, hvor alle vandområder, som tilhører samme type og dermed har relativt ens hydromorfologiske og fysisk-kemiske karakteristika, får den samme referenceværdi.

2.3.2 Regressionsbaseret modeltilgang

En anden mulighed er at anvende en regressionsbaseret tilgang baseret på de vandområdespecifikke hydromorfologiske og fysisk-kemiske karakteristika. Fordelen ved en regressionsbaseret tilgang, i forhold til eksempelvis en typebaseret tilgang, er, at der kan tages højde for vandområdespecifikke fysisk-kemiske og hydromorfologiske karakteristika i fastlæggelsen af referencetilstand. Derved kan der etableres vandområdespecifikke referencetilstande i de

vandområder, hvor man kender de fysisk-kemiske og hydromorfologiske karakteristika, men ikke har historiske observationer af ålegræs. Modellen kan kun anvendes til at fastlægge ålegræsdybdegrænser i et historisk regime, hvor eutrofiering og især eutrofieringsinduceret lysbegrænsning ikke har betydning for ålegræsudbredelsen, men hvor denne primært er styret af vandområdernes fysiske/hydromorfologiske karakteristika.

I dette projekt har vi udviklet en multipel lineær regressionsmodel (MLR-model) til beskrivelse af de historiske observationer af hovedudbredelsen ud fra fysisk-kemiske og hydromorfologiske parametre, som karakteriserer det enkelte vandområde. MLR er en relativt simpel og transparent regressionsmetode, som er anvendelig i situationer, hvor der er få forklaringsvariable i forhold til observationer, og hvor forklaringsvariablene ikke er korrelerede.

Der er anvendt de samme 9 fysisk-kemiske og hydromorfologiske parametre, som også blev benyttet til udvikling af den nye typologi (Erichsen et al. 2019). Disse parametre udgøres af længdegrad, breddegrad, ferskvandspåvirkning, opholdstid, dybde, lagdeling, overfladesalt, tidevand og sedimentsammensætning (se Erichsen et al. 2019 for en nærmere gennemgang af de enkelte parametre). Parametrene blev skalleret, så gennemsnit af parameterværdierne er 1.

Til udvikling af modellen blev parametrene testet for korrelation, og der blev ikke fundet nogen stærke korrelationer. Parametrene "ferskvandspåvirkning" og "vandudveksling" blev log transformeret, idet de ikke var normalfordelte. De 9 baggrundsvARIABLE blev alle testet i forhold til, i hvilken grad de kunne beskrive den rumlige variation i de observerede historiske dybdegrænser. Analysen viste, at de 3 variable "gennemsnitlig vanddybde", "lagdelingsfrekvens" samt "vandudveksling" kunne beskrive knap 60 % af den rumlige variation i dybdegrænser (Figur 2.2). Modellen dækker således både lukkede fjordområder og de mere åbne kyststrækninger med et spænd i observerede dybdegrænser fra ca. 4 m til knap 14 m.

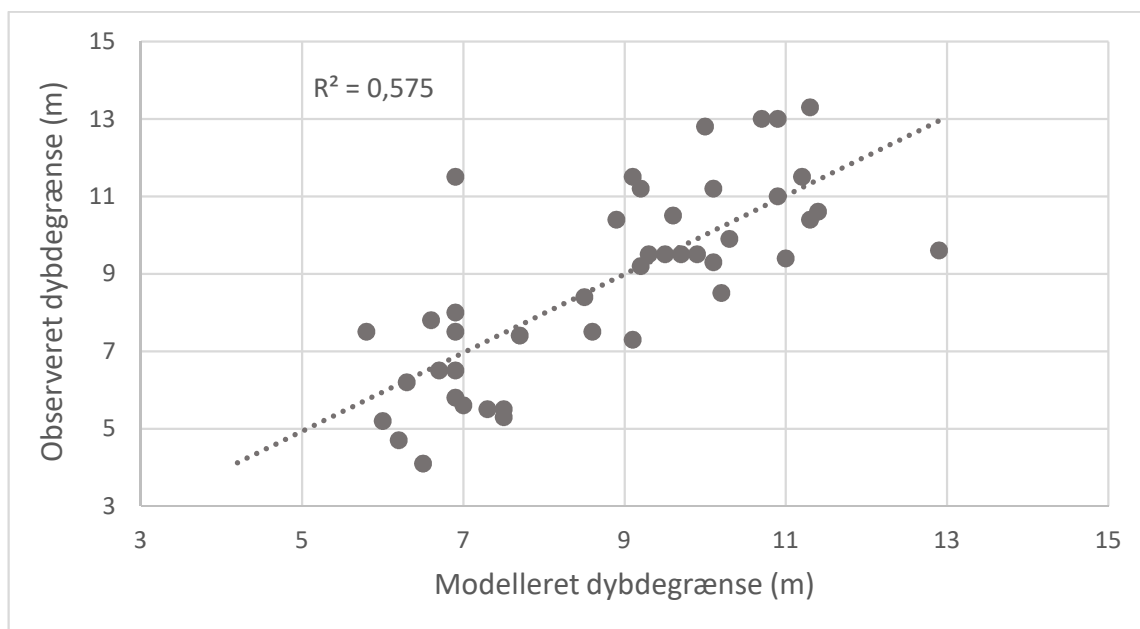
Udvælgelsen af forklaringsvariable er sket ved hjælp af "forward selection". Dvs. den bedste forklaringsvariabel bliver udvalgt først, og dernæst bliver der lagt en ny variabel til ad gangen, indtil der ikke er forklaringsvariable, som bidrager signifikant til beskrivelsen af den uafhængige variabel. Variablen ferskvandspåvirkning blev også udvalgt som en mulig forklaringsvariabel, og gav en model med nogenlunde samme forklaringskraft som modellen med vandudveksling. Men da en del vandområder uden historiske ålegræsobservationer har en ferskvandspåvirkning, som ligger langt uden for kalibreringsområdet (5 gange over maksværdi i kalibrering) blev modellen med vandudveksling valgt, således at flest mulige vandområder uden historiske observationer lå inden for modellens kalibreringsområde.

Dybdegrænsen for den historiske hovedudbredelse (referencetilstanden) i det enkelte vandområde (Z_{ref}) er modelleret ud fra parametrene: gennemsnitlig dybde, lagdelingsfrekvens og vandudveksling, og modellen er beskrevet ved:

$$Z_{ref} = \beta + \alpha_1 \cdot \text{dybde} + \alpha_2 \cdot \text{lagdelingsfrekvens} + \alpha_3 \cdot \log(\text{vandudveksling}) + \varepsilon$$

Koefficienterne i modellen blev bestemt til hhv. $\alpha_1=1,68$, $\alpha_2=0,89$ og $\alpha_3=0,41$ og har dermed, som forventet, alle et positivt fortegn. Høj gennemsnitsdybde i et vandområde giver bl.a. bedre lys, fx pga. mindre re-suspension, større fordelingsvolumen til "fortynding" af kilder og gør området mindre sårbart over for udsving i temperatur. I områder med høj vandsøjlestabilitet er der

generelt færre suspenderede partikler i vandet, hvilket medfører bedre lysforhold for ålegræsset. Stor udveksling med tilstødende vandområder giver også generelt klarere vand, da det omgivende vand som regel vil være mere "oceanisk" med lavere nærings- og CDOM-koncentrationer, som igen påvirker lysregimet og derigennem gavner ålegræsset. De indgående parametre fungerer også som udtryk/proxi for, om områder fx er åbne eller lukkede og afstanden fra ferskvandsudløb og dermed næringsstofkilder.



Figur 2.2. Scatterplot af observerede og modellerede historiske dybdegrænser for ålegræssets hovedudbredelse i de 44 vandområder, hvor der findes mindst én historisk ålegræsobservation. Observeret dybdeudbredelse er fastlagt som 90 % percentilen af historiske observationer før 1930 i et givent vandområde. De modellerede dybdegrænser er beregnet ud fra en MLR-model med forklaringsvariablene vandområdets "vanddybde", "lagdelingsfrekvens" og "vandudveksling". Forklaringsvariablene er beskrevet og beregnet som en del af typologiprojektet (Erichsen et al. 2019).

Ved brug af modellen og kendskab til hvert vandområdes dybde, lagdelingsfrekvens og vandudveksling kan man således beregne den mest sandsynlige historiske dybdegrænse i det givne vandområde. Resultaterne fra de modelberegne ålegræsdybdegrænser fremgår af *tabel 3.1*.

2.3.3 Beregning af typespecifikke historiske dybdegrænser

I henhold til vandrammedirektivet skal der etableres typespecifikke referenceværdier for alle indikatorer, som kan anvendes til brug for tilstandsvurdering. De typespecifikke referenceværdier for ålegræssets dybdeudbredelse er her beregnet som gennemsnit af dybdeudbredelsen i de vandområder, som repræsenterer typen. Dybdegrænsen i de vandområder, som indgår i beregning af den typespecifikke dybdegrænse, kan være bestemt ud fra enten historiske observationer, såfremt disse eksisterer, eller ved modelestimering. I beregningen af den typespecifikke værdi benyttes både observationer og modelberegne grænser på lige fod.

Der er i alt 38 forskellige typer (se Erichsen et al. 2019), men det er kun relevant at etablere typebaserede referenceværdier for 34 af typerne. De resterende 4 typer er enten for tidevandspåvirkede (fx vandområderne i Nordsøen) eller ferskvandspåvirkede (fx indre del af Nissum Fjord) til, at ålegræs kan etablere sig og vokse.

2.3.4 Princip for fastlæggelse af referenceværdi og grænseværdier

Det generelle princip til fastlæggelse af referenceværdi for ålegræssets dybdegrænse i de enkelte vandområder er baseret på følgende:

- I de vandområder, hvor der findes historiske ålegræsobservationer, base-res referenceværdien for ålegræssets dybdeudbredelse på 90 % percentilen af de observerede data. Herved sikres den tættest mulige kobling til det historiske datamateriale.
- For vandområder, hvor der ikke findes historiske observationer, benyttes resultatet fra MLR-modellen, hvorved man udnytter det historiske datamateriale og inddrager lokale forhold (vanddybde, lagdeling og vandudveksling) til fastlæggelse af dybdegrænsen.
- I enkelte vandområder findes hverken historiske ålegræsobservationer eller de lokalspecifikke parametre, som er nødvendige som input til MLR-modellen. For disse vandområder benyttes typespecifikke referenceværdier.

Da både modelværdier og typebaserede værdier beskriver ålegræssets dybdegrænse i situationer, hvor ålegræsudbredelsen ikke er begrænset af vanddybden (dvs. maks. vanddybde > ålegræssets dybdegrænse), kan der forekomme situationer, hvor den maksimale vanddybde i et givet vandområde er lavere end den model- eller typebestemte reference- eller grænseværdi. I disse vandområder må reference-/grænseværdien nødvendigvis være trunke-ret ved den maksimale vanddybde. Når ålegræsindikatoren bliver dybdebe-grænset, kan den ikke anvendes til at afgøre, om der sker yderligere forbed-ringer i tilstanden, eller om vandområdet har opnået den givne grænseværdi / tilstand. For at opnå en given miljøtilstand er det dog et minimumskrav (men ikke tilstrækkeligt), at ålegræsindikatoren opnår den trunke-rede grænse-værdi. Ved yderligere miljøforbedringer kan tilstandsvurderingen evt. base-res på en indikator, som ikke begrænses af lav vanddybde – fx vandets klar-hed målt ved Kd.

Grænseværdierne, som adskiller de 5 tilstandsklasser, bestemmes ud fra Eco-logical Quality Ratio (EQR) værdier, som beskriver forholdet mellem referen-ceværdien og grænseværdien. For ålegræsindikatoren er der en interkalibre-ret EQR-værdi for grænsen mellem ”god” og ”moderat” tilstand (miljømålet) på 0,74 (svarende til 74 % af referenceværdien) og en interkalibreret EQR-værdi for grænsen mellem ”høj” og ”god” tilstand på 0,9 (dvs. 90 % af refe-renceværdien) (Anon 2018). Disse interkalibrerede EQR-værdier anvendes sammen med referenceværdierne til fastlæggelse af de specifikke grænsevæ-rdier for ålegræsdybdegrænsen i de enkelte vandområder.

Ligesom for referenceværdierne vil grænseværdierne blive trunke-ret, såfremt den maksimale vanddybde i vandområdet er mindre end den model beregnede grænse for ålegræsdybdegrænsen. Grænseværdierne beregnes ud fra ikke-trunke-rede model beregnede referenceværdier og trunke-res derefter, såfremt vanddybden < grænseværdien. Trunke-rede referenceværdier kan ikke anven-des til beregning af grænseværdier, da en trunke-ret værdi i dette tilfælde er et udtryk for vanddybde og ikke vandkvalitet. I et vandområde, hvor god-moderat grænsen er trunke-ret, kan ålegræssets dybdegrænse ikke anvendes til at afgøre om vandområdet er i god tilstand. I disse situationer er det et minimumskrav, at ålegræsset dækker hele bunden, men det er ikke tilstræk-ke-ligt til at vandområdet er i god økologisk tilstand fsva ålegræs.

3 Resultater

3.1 Referenceværdier

Referenceværdierne for ålegræssets dybdegrænse i de enkelte vandområder er, som beskrevet i metodeafsnittet, bestemt ud fra enten historiske observationer, modelberegning eller som typespecifikke værdier. Resultaterne af de forskellige metoder er vist i *tabel 3.1*. Tabellen viser endvidere fordelingen af historiske ålegræsdybdegrænser mellem de forskellige vandområder. Den anbefalede referenceværdi er fastlagt ud fra de historiske observationer (90 % percentilen) for vandområder med historiske data, som beskrevet i Krause-Jensen & Rasmussen 2009, og ved modelberegning for vandområder uden historiske ålegræsobservationer. For områder, hvor der hverken er historiske observationer eller modelberegnete dybdegrænser, er den anbefalede referenceværdi fastlagt ud fra den typespecifikke referenceværdi.

Tabel 3.1. Oversigt over VP3 vandområder med tilhørende referenceværdi for ålegræssets dybdegrænse ("Referenceværdi") beregnet enten som 90 % percentilen af de historiske observationer ("Hist. hovedudb."), ud fra den regressionsbaserede model med stedspecifikke input variable ("Reg. model") eller ved den typespecifikke referenceværdi ("Typespecifik"). Endvidere ses antal observationer, samt min. og maks. værdien af de historiske observationer for de enkelte vandområder. Angivelsen "IR" betyder, at ålegræsindikatoren ikke er relevant, enten fordi der ikke kan vokse ålegræs i området, eller fordi vandområdet ikke håndteres som et selvstændigt marint vandområde (Type "AS"). Beskrivelse af typerne kan ses i Erichsen et al., 2019.

Nr.	Vandområde		N (antal)	Min. (m)	Maks. (m)	Hist. hoved- udb. (m)	Reg. model (m)	Type- specifik (m)	Reference- værdi (m)
	Type	Navn							
1	FjLSa	Roskilde Fjord, ydre	1	7,5	7,5	7,5	5,8	6,8	7,5
2	FjFSe1	Roskilde Fjord, indre					4,9	4,9	4,9
6	BVuDLSe	Nordlige Øresund	12	6,1	9,5	8,5	10,2	10,8	8,5 ¹
16	Fj3	Korsør Nor					5,2	5,4	5,2
17	Fj2	Basnæs Nor					5,6	6,0	5,6
18	Fj2	Holsteinsborg Nor					5,6	6,0	5,6
24	FjLSa	Isefjord, ydre	2	4,0	7,5	7,5	6,9	6,8	7,5
25	Fj3	Skælskør Fjord og Nor					5,3	5,4	5,3
28	BDLSeSa	Sejerøbugt	8	5,6	14,0	13,3	11,3	10,0	13,3
29	BVuDLSe	Kalundborg Fjord	1	11,0	11,0	11,0	10,9	10,8	11,0
34	B1	Smålandsfarvandet, syd	5	5,5	6,0	5,8	6,9	7,2	5,8 ²
35	FjF1	Karrebæk Fjord					5,6	5,6	5,6
36	Fj3	Dybsø Fjord					5,5	5,4	5,5
37	B1	Avnø Fjord					6,3	7,2	6,3
38	B1	Guldborgssund	4	4,0	5,6	5,3	7,5	7,2	5,3
44	ØD2	Hjelm Bugt	3	7,5	10,4	9,8		8,9	9,8
45	BVuDLSe	Grønsund	3	6,5	11,5	11,2	10,1	10,8	11,2
46	ØD2	Fakse Bugt	3	6,5	7,5	7,3	9,1	8,9	7,3 ³
47	FjLSa	Præstø Fjord					5,4	6,8	5,4
48	B2	Stege Bugt	3	3,8	4,2	4,1	6,5	5,2	4,1 ⁴
49	FjSe	Stege Nor					5,3	5,3	5,3
56	ØD1	Østersøen, Bornholm	2	7,5	10,5	10,2		10,2	10,2
57	ØD1	Østersøen, Christiansø						10,2	10,2
59	Fj4	Nærá Strand					5,2	5,2	5,2

Vandområde			N (antal)	Min. (m)	Maks. (m)	Hist. hoved- udb. (m)	Reg. model (m)	Type- specifik (m)	Reference- værdi (m)
Nr.	Type	Navn	(Observationer)						
62	FjVu4	Lillestrand					6,0	6,0	6,0
64	AS	Skårupøre Sund							IR
65	AS	Thurøbund					6,8	6,4	IR
68	Fj2	Lindelse Nor					6,4	6,0	6,4
69	Sø	Vejlen							IR
70	Sø	Salme Nor							IR
71	Sø	Tryggelev Nor							IR
72	Fj2	Kløven					6,5	6,0	6,5
74	FjVuF	Bredningen					6,2	6,2	6,2
75	AS	Emtekær Nor					5,5	5,8	IR
76	Sø	Orestrand							IR
78	Sø	Gamborg Nor							IR
80	BD	Gamborg Fjord					7,6	9,5	7,6
81	AS	Båge Nor					5,9		IR
82	FjVuF	Aborg Minde Nor						6,2	6,2
83	FjVu3	Holckenhavn Fjord					5,8	5,7	5,8
84	Fj3	Kerteminde Fjord					5,7	5,4	5,7
85	Fj3	Kertinge Nor					5,2	5,4	5,2
86	BVu	Nyborg Fjord	4	7,0	8,5	8,4	8,5	8,0	8,4
87	BD	Helnæs Bugt					7,7	9,5	7,7
89	FjVu1	Lunkebugten					7,9	8,3	7,9
90	BDLSeSa	Langelandssund	12	7,5	11,3	9,5	9,7	10,0	9,5
92	FjSa	Odense Fjord, ydre	2	5,6	5,6	5,6	7,0	5,2	5,6
93	FjF2	Odense Fjord, indre					5,4	6,0	5,4
95	BVuDLSe	Storebælt, SV	6	7,5	10,8	10,6	11,4	10,8	10,6
96	BVuDLSe	Storebælt, NV	11	7,5	11,0	10,5	9,6	10,8	10,5
101	BVuDLSe	Genner Bugt					10,9	10,8	10,9
102	BVuDL	Åbenrå Fjord					12,9	11,0	12,9
103	BVuDL	Als Fjord					10,5	11,0	10,5
104	FjLSa	Als Sund					7,7	6,8	7,7
105	FjLSa	Augustenborg Fjord					6,9	6,8	6,9
106	FjFLSe2	Haderslev Fjord					7,1	6,2	7,1
107	NoSaT	Juvre Dyb							IR
108	FjVu2	Avnø Vig					6,3	6,3	6,3
109	FjF2	Hejlsminde Nor					6,6	6,0	6,6
110	FjLSa	Nybøl Nor					7,5	6,8	7,5
111	NoSaT	Lister Dyb							IR
113	BVuDL	Flensborg Fjord, indre					8,9	11,0	8,9
114	BjVuDL	Flensborg Fjord, ydre	5	8,5	14,0 ⁵	13,0	10,9	11,0	13,0
119	NoSaT	Vesterhavet, syd							IR
120	NoSaT	Knudedyb							IR
121	NoSaT	Grådyb							IR
122	BDLSeSa	Vejle Fjord, ydre					9,9	10,0	9,9
123	FjFSe2	Vejle Fjord, indre					7,6	7,5	7,6
124	FjFSe2	Kolding Fjord, indre					7,4	7,5	7,4
125	FjLSa	Kolding Fjord, ydre	2	6,6	7,5	7,4	7,7	6,8	7,4

Vandområde			N (antal)	Min. (m)	Maks. (m)	Hist. hoved- udb. (m)	Reg. model (m)	Type- specifik (m)	Reference- værdi (m)
Nr.	Type	Navn	(Observationer)						
127	B1	Horsens Fjord, ydre	1	11,5	11,5 ⁵	11,5	6,9	7,2	11,5
128	Fj1	Horsens Fjord, indre	1	8,0	8,0	8,0	6,9	8,0	8,0
129	Vf1	Nissum Fjord, ydre					5,4	5,4	5,4
130	Vf1	Nissum Fjord, mellem							IR
131	Vf2	Nissum Fjord, Felsted Kog							IR
132	VfF	Ringkøbing Fjord					4,2	4,2	4,2
133	NoDSaT	Vesterhavet, nord							IR
136	FjFLSe1	Randers Fjord, indre							IR
137	FjVuFLSe	Randers Fjord, ydre					8,9	8,9	8,9
138	BDLSeSa	Hevring Bugt	3	8,5	9,4	9,2	9,2	10,0	9,2
139	KVuDLSa	Anholt						11,4	11,4
140	BVuDLSe	Djursland Øst	1	10,4	10,4	10,4	11,3	10,8	10,4
141	BDLSeSa	Ebeltoft Vig	2	9,4	9,9	9,9	10,3	10,0	9,9
142	BDLSeSa	Stavns Fjord						10,0	10,0
144	BDLSeSa	Knebel Vig					9,0	10,0	9,0
145	BDLSeSa	Kalø Vig, indre	4	8,5	9,5	9,5	9,5	10,0	9,5
146	FjVu3	Norsminde Fjord					5,6	5,7	5,6
147	BDLSeSa	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	4	8,5	9,4	9,4	11,0	10,0	9,4
154	KVuDLSa	Kattegat, Læsø	6	9,5	10,5	10,0		11,4	10,0
157	FjSeSa	Bjørnholms Bugt, Riis- gårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bred- ning	1	5,5	5,5	5,5	7,5	5,5	5,5
158	FjFLSe2	Hjarbæk Fjord						6,2	5,5 ⁵
159	FjDSe	Mariager Fjord, indre					7,7	7,7	7,7 ⁶
160	Fj4	Mariager Fjord, ydre					5,1	5,2	5,1 ⁶
165	FjLSa	Isefjord, indre	8	3,0	5,6	5,2	6,0	6,8	5,2
200	KVuDLSa	Kattegat, Nordsjælland	9	7,5	13,0	12,4		11,4	12,4
201	ØD2	Køge Bugt	1	9,5	9,5	9,5	9,3	8,9	9,5
204	BVuDLSe	Jammerland Bugt	1	13,0	13,0	13,0	10,7	10,8	13,0
205	KVuDLSa	Kattegat, Nordsjælland >20 m						11,4	11,4
206	BDLSeSa	Smålandsfarvandet, åbne del	14	5,6	11,5	9,5	9,9	10,0	9,5
207	B2	Nakskov Fjord					6,1	5,2	6,1
208	BVu	Femerbælt	1	7,5	7,5	7,5	8,6	8,0	7,5
209	B2	Rødsand	3	5,2	5,6	5,5	7,3	5,2	5,5
212	FjVu1	Faaborg Fjord					8,7	8,3	8,7
213	AS	Torø Vig og Torø Nor					6,9	6,2	IR
214	BD	Det Sydfynske Øhav	4	5,5	11,5	11,2	9,2	9,5	11,2
216	BVuDL	Lillebælt, syd	10	6,5	10,0	9,6	12,9	11,0	9,6
217	BD	Lillebælt, Bredningen	3	7,5	12,0	11,5	9,1	9,5	11,5
219	BDLSeSa	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	19	6,5	15,0	11,5	11,2	10,0	11,5
221	NoDSaT	Skagerrak							IR
222	KVuDLSa	Kattegat, Aalborg Bugt	11	8,0	13,2	10,4	8,9	11,4	10,4
224	BDLSeSa	Nordlige Lillebælt	2	7,5	9,5	9,3	10,1	10,0	9,3
225	KVuDLSa	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	14	8,5	16,9	12,8	10,0	11,4	12,8
231	BVuL	Snævringen	2	11,3	13,0	12,8		12,8	12,8

Vandområde			N (antal)	Min. (m)	Maks. (m)	Hist. hoved- udb. (m)	Reg. model (m)	Type- specifik (m)	Reference- værdi (m)
Nr.	Type	Navn	(Observationer)						
232	FjSa1	Nissum Bredning	7	4,2	6,5	6,2	6,3	7,0	6,2
233	FjSa1	Kås bredning	7	4,0	9,5	7,8	6,6	7,0	7,8
234	FjLSa	Løgstør Bredning	7	4,0	6,6	6,5	6,7	6,8	6,5
235	FjSa	Nibe Bredning og Langerak	1	4,7	4,7	4,7	6,2	5,2	4,7
236	FjSa2	Thisted Bredning	2	5,5	6,6	6,5	6,9	6,5	6,5
238	FjFLSe2	Halkær Bredning					5,3	6,2	5,3

¹ Ålegræsset i Øresund var sandsynligvis påvirket af udledninger af næringsstoffer og organisk materiale fra København omkring 1900-tallet, hvilket kan forklare, at observationerne er markant lavere end både model- og typeværdi indikerer. Såfremt ålegræsset var signifikant påvirket af udledninger fra København, kan de historiske observationer ikke anvendes som referenceværdi, og model eller typeværdien bør anvendes i stedet. Der er dog pt ikke tilstrækkelig viden til at afvise de historiske data.

² Batymetrien i Smålandsfarvandet, syd (omr. 34) med flade banker gennemboret af dybere strømrender kan have vanskeliggjort bestemmelse af en lysbegrænset dybdegrænse. Endvidere er de historiske observationer lavere, end hvad der i dag observeres, hvilket indikerer, at de historiske observationer ikke repræsenterer ålegræssets dybdegrænse. Man kan overveje, at inkludere historiske observationer fra naboområdet (omr. 206). Områderne tilhører dog ikke samme type.

³ De historiske observationer i Fakse Bugt er væsentligt lavere end observationer fra lignende områder af samme type og også lavere end modelresultatet. Dette indikerer, at de historiske observationer ikke har fanget områdets maksimale dybdeudbredelse.

⁴ Batymetrien i Stege Bugt, med flade banker gennemboret af en dyb rende, kan have vanskeliggjort bestemmelse af en lysbegrænset dybdegrænse. De historiske observationer er lavere end estimeret ud fra både model og typen og er endvidere lavere, end hvad der i dag observeres, hvilket indikerer, at de historiske observationer ikke repræsenterer ålegræssets dybdegrænse.

⁵ For Hjarbæk Fjord vurderes den historiske observation fra naboområde (Skive Fjord) at være bedre til beskrivelse af referenceværdi for ålegræsdybdegrænsen end typeværdien.

⁶ Dybdegrænser estimeret for Mariager Fjord, ydre, er lavere end for Mariager Fjord, indre, hvilket kan virke mærkeligt, idet inderfjorde normalt har den laveste ålegræsdybdegrænse. Mariager yderfjord har bl.a. en markant lavere vanddybde end inderfjorden, hvilket forventeligt vil give et dårligere lysklima (re-suspension) og dermed mindre ålegræsdybdegrænse i en situation, hvor eutrofiering ikke dominerer.

3.2 Grænseværdier

Ud fra referenceværdierne (tabel 3.1) og de interkalibrerede EQR-værdier er grænseværdierne mellem ”høj” og ”god” tilstand samt mellem ”god” og ”moderat” tilstand beregnet. I enkelte vandområder er den maksimale vanddybde lavere end den model- eller typebestemte ålegræsdybdegrænse. I disse situationer trunkeres ålegræsdybdegrænsen ved den maksimale vanddybde. Når ålegræsindikatoren begrænses af vanddybden, kan den ikke anvendes til at vurdere yderligere forbedringer i miljøkvaliteten, og data kan behandles som censurerede data og / eller suppleres med en indikator, som ikke er begrænset af vanddybde – fx vandets klarhed udtrykt ved K_d . Såfremt referenceværdier og grænseværdier for ålegræs omsættes til lyskrav, skal de ikke-censurerede grænseværdier anvendes.

Tabel 3.2 viser en oversigt over referenceværdier og grænseværdier i samtlige VP3 vandområder, samt vandområdernes maksimale vanddybde.

Tabel 3.2. Oversigt over VP3 vandområder med tilhørende referenceværdi og grænseværdier for indikatoren "ålegræssets dybdegrænse". Der er angivet grænseværdier for høj-god grænsen (90 % af referenceværdien) og for god-moderat grænsen (74 % af referenceværdien). Endvidere er den maksimale vanddybde i hvert vandområde vist. I de tilfælde hvor den maksimale vanddybde er mindre end reference-/grænseværdien, er det markeret med *, hvilket indikerer, at ålegræsindikatoren bliver dybdebegrænset/trunkeret før reference-/grænse værdien nås. Når ålegræsindikatoren bliver dybdebegrænset, kan den ikke anvendes til at afgøre, om der sker yderligere forbedringer i tilstanden, eller om vandområdet har opnået den givne grænseværdi/tilstand. Angivelsen "IR" betyder, at ålegræsindikatoren ikke er relevant i det givne vandområde, enten fordi der ikke kan vokse ålegræs i området, eller fordi vandområdet ikke håndteres som et selvstændigt marint vandområde (type "AS"). Beskrivelse af typerne kan ses i Erichsen et al., 2019.

Nr.	Type	Navn	Maks. vanddybde (m)	Reference (m)	Høj-god grænse (m)	God-moderat grænse (m)
1	FjLSa	Roskilde Fjord, ydre	13,9	7,5	6,8	5,6
2	FjFSe1	Roskilde Fjord, indre	15,3	4,9	4,4	3,6
6	BVuDLSe	Nordlige Øresund	27,0	8,5	7,7	6,3
16	Fj3	Korsør Nor	7,0	5,2	4,7	3,9
17	Fj2	Basnæs Nor	2,2	5,6*	5,0*	4,1*
18	Fj2	Holsteinsborg Nor	3,8	5,6*	5,1*	4,2*
24	FjLSa	Isefjord, ydre	11,6	7,5	6,8	5,6
25	Fj3	Skælskør Fjord og Nor		5,3	4,7	3,9
28	BDLSeSa	Sejerøbugt	25,5	13,3	12,0	9,8
29	BVuDLSe	Kalundborg Fjord	19,9	11,0	9,9	8,1
34	B1	Smålandsfarvandet, syd	15,1	5,8	5,3	4,3
35	FjF1	Karrebæk Fjord	6,2	5,6	5,0	4,1
36	Fj3	Dybsø Fjord	4,6	5,5*	5,0*	4,1
37	B1	Avnø Fjord	10,6	6,3	5,7	4,7
38	B1	Guldborgssund	12,3	5,3	4,8	3,9
44	ØD2	Hjelm Bugt	22,7	9,8	8,8	7,3
45	BVuDLSe	Grønsund	29,9	11,2	10,1	8,3
46	ØD2	Fakse Bugt	22,1	7,3	6,6	5,4
47	FjLSa	Præstø Fjord	7,0	5,4	4,9	4,0
48	B2	Stege Bugt	13,6	4,1	3,7	3,0
49	FjSe	Stege Nor	3,9	5,3*	4,8*	3,9*
56	ØD1	Østersøen, Bornholm	50,8	10,2	9,2	7,5
57	ØD1	Østersøen, Christiansø	99,5	10,2	9,2	7,5
59	Fj4	Nærá Strand	3,4	5,2*	4,7*	3,9*
62	FjVu4	Lillestrand	6,3	6,0	5,4	4,4
64	AS	Skårupøre Sund	6,1	IR	IR	IR
65	AS	Thurøbund	8,0	IR	IR	IR
68	Fj2	Lindelse Nor	5,3	6,4*	5,8*	4,7
69	Sø	Vejlen	-	IR	IR	IR
70	Sø	Salme Nor	-	IR	IR	IR
71	Sø	Tryggelev Nor	-	IR	IR	IR
72	Fj2	Kløven	11,3	6,5	5,8	4,8
74	FjVuF	Bredningen	0,7	6,2*	5,6*	4,6*
75	AS	Ertækær Nor	1,2	IR	IR	IR
76	Sø	Orestrand	-	IR	IR	IR
78	Sø	Gamborg Nor	-	IR	IR	IR
80	BD	Gamborg Fjord	15,4	7,6	6,8	5,6
81	AS	Bågå Nor	1,2	IR	IR	IR
82	FjVuF	Aborg Minde Nor		6,2	5,6	4,6

Nr.	Type	Navn	Maks. vandeddybde (m)	Reference (m)	Høj-god grænse (m)	God-moderat grænse (m)
83	FjVu3	Holckenhavn Fjord	4,2	5,8*	5,2*	4,3*
84	Fj3	Kerteminde Fjord	5,2	5,7*	5,1	4,2
85	Fj3	Kertinge Nor	3,9	5,2*	4,7*	3,9
86	BVu	Nyborg Fjord	14,3	8,4	7,5	6,2
87	BD	Helnæs Bugt	17,6	7,7	6,9	5,7
89	FjVu1	Lunkebugten	8,4	7,9	7,1	5,9
90	BDLSeSa	Langelandssund	20,7	9,5	8,5	7,0
92	FjSa	Odense Fjord, ydre	10,1	5,6	5,0	4,1
93	FjF2	Odense Fjord, indre	6,9	5,4	4,9	4,0
95	BVuDLSe	Storebælt, SV	47,9	10,6	9,5	7,8
96	BVuDLSe	Storebælt, NV	28,7	10,5	9,5	7,8
101	BVuDLSe	Genner Bugt	20,6	10,9	9,8	8,0
102	BVuDL	Åbenrå Fjord	35,1	12,9	11,6	9,5
103	BVuDL	Als Fjord	32,4	10,5	9,5	7,8
104	FjLSa	Als Sund	16,2	7,7	6,9	5,7
105	FjLSa	Augustenborg Fjord	13,5	6,9	6,2	5,1
106	FjFLSe2	Haderslev Fjord	6,9	7,1*	6,4	5,3
107	NoSaT	Juvre Dyb	10,9	IR	IR	IR
108	FjVu2	Avnø Vig	2,1	6,3*	5,7*	4,7*
109	FjF2	Hejlsminde Nor	2,0	6,6*	5,9*	4,9*
110	FjLSa	Nybøl Nor	13,0	7,5	6,8	5,6
111	NoSaT	Lister Dyb	32,8	IR	IR	IR
113	BVuDL	Flensborg Fjord, indre	20,0	8,9	8,0	6,6
114	BVuDL	Flensborg Fjord, ydre	36,4	13,0	11,7	9,6
119	NoSaT	Vesterhavet, syd	16,2	IR	IR	IR
120	NoSaT	Knudedyb	10,0	IR	IR	IR
121	NoSaT	Grådyb	16,1	IR	IR	IR
122	BDLSeSa	Vejle Fjord, ydre	20,1	9,9	8,9	7,3
123	FjFSe2	Vejle Fjord, indre	11,5	7,6	6,9	5,7
124	FjFSe2	Kolding Fjord, indre	9,0	7,4	6,6	5,4
125	FjLSa	Kolding Fjord, ydre	16,5	7,4	6,7	5,5
127	B1	Horsens Fjord, ydre	19,9	11,5	10,4	8,5
128	Fj1	Horsens Fjord, indre	16,5	8,0	7,2	5,9
129	Vf1	Nissum Fjord, ydre	3,4	5,4*	4,8*	4,0*
130	Vf1	Nissum Fjord, mellem	2,4	IR	IR	IR
131	Vf2	Nissum Fjord, Felsted Kog	2,6	IR	IR	IR
132	VfF	Ringkøbing Fjord	5,0	4,2	3,7	3,1
133	NoDSaT	Vesterhavet, nord	19,1	IR	IR	IR
136	FjFLSe1	Randers Fjord, indre	3,7			
137	FjVuFLSe	Randers Fjord, ydre	8,9	8,9	8,0	6,6
138	BDLSeSa	Hevring Bugt	14,8	9,2	8,3	6,8
139	KVuDLSe	Anholt	25,6	11,4	10,3	8,4
140	BVuDLSe	Djursland Øst	40,0	10,4	9,4	7,7
141	BDLSeSa	Ebeltoft Vig	19,5	9,9	8,9	7,3
142	BDLSESa	Stavns Fjord	8,1	10,0*	9,0*	7,4
144	BDLSeSa	Knebel Vig	14,0	9,0	8,1	6,7
145	BDLSeSa	Kalø Vig, indre	22,8	9,5	8,5	7,0

Nr.	Type	Navn	Maks. vanddybde (m)	Reference (m)	Høj-god grænse (m)	God-moderat grænse (m)
146	FjVu3	Norsminde Fjord	1,7	5,6*	5,0*	4,1*
147	BDLSeSa	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	45,5	9,4	8,5	7,0
154	KVuDLSa	Kattegat, Læsø	10,3	10,0	9,0	7,4
157	FjSeSa	Bjørnholms Bugt, Riis- gårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bred- ning	20,2	5,5	5,0	4,1
158	FjFLSe2	Hjarbæk Fjord	7,6	5,5	5,0	4,1
159	FjDSe	Mariager Fjord, indre	28,6	7,7	6,9	5,6
160	Fj4	Mariager Fjord, ydre	8,4	5,1	4,6	3,8
165	FjLSa	Isefjord, indre	14,8	5,2	4,7	3,8
200	KVuDLSa	Kattegat, Nordsjælland	36,1	12,4	11,1	9,1
201	ØD2	Køge Bugt	20,6	9,5	8,6	7,0
204	BVuDLSe	Jammerland Bugt	22,7	13,0	11,7	9,6
205	KVuDLSa	Kattegat, Nordsjælland >20 m	31,4	11,4	10,3	8,4
206	BDLSeSa	Smålandsfarvandet, åbne del	41,4	9,5	8,5	7,0
207	B2	Nakskov Fjord	7,5	6,1	5,5	4,5
208	BVu	Femerbælt	8,9	7,5	6,8	5,6
209	B2	Rødsand	7,6	5,5	5,0	4,1
212	FjVu1	Faaborg Fjord	13,2	8,7	7,9	6,5
213	AS	Torø Vig og Torø Nor	7,6	6,9	6,2	5,1
214	BD	Det Sydfynske Øhav	35,3	11,2	10,1	8,3
216	BVuDL	Lillebælt, syd	39,8	9,6	8,6	7,1
217	BD	Lillebælt, Bredningen	42,9	11,5	10,3	8,5
219	BDLSeSa	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	46,8	11,5	10,4	8,5
221	NoDSaT	Skagerrak	26,4	IR	IR	IR
222	KVuDLSa	Kattegat, Aalborg Bugt	13,9	10,4	9,4	7,7
224	BDLSeSa	Nordlige Lillebælt	23,9	9,3	8,4	6,9
225	KVuDLSa	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	27,0	12,8	11,5	9,4
231	BVu	Snævringen	67,2	12,8	11,5	9,5
232	FjSa1	Nisum Bredning	15,2	6,2	5,6	4,6
233	FjSa1	Kås bredning	19,0	7,8	7,0	5,7
234	FjLSa	Løgstør Bredning	11,4	6,5	5,9	4,8
235	FjSa	Nibe Bredning og Langerak	13,2	4,7	4,2	3,5
236	FjSa2	Thisted Bredning	16,7	6,5	5,8	4,8
238	FjFLSe2	Halkær Bredning	1,5	5,3*	4,8*	4,0*

3.3 Typespecifikke referenceværdier

De enkelte vandområder er i Erichsen et al. 2019 grupperet i typer på baggrund af deres fysisk-kemiske og hydromorfologiske karakteristika. For hver type er der beregnet en typespecifik referenceværdi som gennemsnit af de vandområdespecifikke referenceværdier bestemt ud fra enten historiske observationer eller modelberegning. De typespecifikke værdier ses i *tabel 3.3*. Fire typer er enten for ferskvandspåvirkede eller tidevandspåvirkede til at ålegræs kan etablere sig, og derfor er der ikke beregnet referenceværdier for disse typer.

Tabel 3.3. Oversigt over typespecifikke referenceværdier for ålegræssets dybdegrænse.

Type ID	Referenceværdi [m] (typespecifik)	N (vandområder)	Min. (m)	Maks. (m)
ØD1	10,2	1	10,2	10,2
BVu	8,0	2	7,5	8,5
FjVu1	8,3	2	7,9	8,7
FjVu2	6,3	1	6,3	6,3
B1	7,2	4	5,3	11,5
Fj1	8,0	1	8,0	8,0
FjVu4	6,0	1	6,0	6,0
ØD2	8,9	3	7,3	9,8
BD	9,5	4	7,6	11,5
B2	5,2	3	4,1	6,1
Vf1	5,4	1	5,4	5,4
Fj2	6,0	4	5,6	6,5
FjLSa	6,8	9	5,2	7,7
Fj3	5,4	5	5,2	5,7
FjSa1	7,0	2	6,2	7,8
BVuDLSe	10,8	8	8,5	13,0
KVuDLSa	11,4	4	10,0	12,8
BDLSeSa	10,0	11	9,0	13,3
BVuDL	11,0	5	8,9	13,0
FjSe	5,3	1	5,3	5,3
Fj4	5,2	2	5,2	5,2
FjFSe1	4,9	1	4,9	4,9
FjFSe2	7,5	2	7,4	7,6
FjF1	5,6	1	5,6	5,6
FjDSe	7,7	1	7,7	7,7
FjSa	5,2	2	4,7	5,6
FjSeSa	5,5	1	5,5	5,5
FjVu3	5,7	2	5,6	5,8
FjSa2	6,5	1	6,5	6,5
FjF2	6,0	2	5,4	6,6
FjFLSe2	6,2	2	5,3	7,1
VfF	4,2	1	4,2	4,2
FjVuF	6,2	1	6,2	6,2
BVuL	12,8	1	12,8	12,8

4 Diskussion

Det historiske datamateriale for ålegræs giver et unikt indblik i, hvor dybt-voksende ålegræsbedene var, og dermed hvor gode lysforholdene var i perioden 1880-1930. De historiske data samt de mere kvalitative beskrivelser af datidens ålegræsforekomster viser, at ålegræs omkring år 1900 var vidt udbredt i de danske kystnære farvande. Ostenfeld opsummerer sine observationer således: ”Dybdegrænsen veksler mellem 11 m i det klareste vand (Kattegat) til 4-5,5 m i det mindre klare, men dog friske vand, som findes i fjordene” (Ostenfeld 1908). De relativt mange historiske målinger af ålegræssets tilstedeværelse muliggør fastsættelse af ålegræsdybdegrænser med en relativt høj rumlig detaljeringsgrad. Målt efter nutidens skala er det historiske datamateriale dog væsentligt mere usikkert end de metoder, man i dag anvender til bestemmelse af ålegræssets dybdeudbredelse. Effektiviteten af datidens redskaber betyder fx, at det er usandsynligt, at man har kunnet registrere sparsomme bestande eller enkeltskud, som karakteriserer den maksimale dybdegrænse. Det er derfor vurderet, at de dybeste historiske observationer repræsenterer dybdegrænsen for hovedudbredelsen, der defineres som en dækningsgrad på 10 %. Endvidere var mange af de historiske undersøgelser punktmålinger, som ikke havde til formål at kortlægge ålegræs, og de repræsenterer alle punktobservationer af ålegræssets tilstedeværelse på en given dybde, men uden angivelse af dækningsgrader. Selvom datamaterialet har gennemgået en grundig vurdering og kvalitetssikring (Krause-Jensen & Rasmussen 2009), og det kun er de data, som vurderes at repræsentere dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse (kategori 1 data), som er medtaget i analysen, kan det ikke udelukkes, at flere af de medtagne data blot repræsenterer tilstedeværelse af ålegræs inden for udbredelsesområdet. I et historisk datasæt med få observationer inden for et enkelt vandområde, og hvor mange af observationerne ikke er udført med henblik på bestemmelse af dybdegrænser, men blot er tilfældige observationer inden for udbredelsesområdet, vil middelværdien underestimere den faktiske middelværdi af dybdegrænsen, og en øvre fraktil vil være et bedre mål for et vandområdes (gennemsnitlige) dybdeudbredelse af ålegræs. I tidligere studier har 90 % percentilen været anvendt (Dahl et al. 2005; Krause-Jensen & Rasmussen 2009; Carstensen & Krause-Jensen 2009), og da det virker sandsynligt, at de dybeste historiske observationer repræsenterer dybdegrænsen (for hovedudbredelsen) sammenholdt med, at maks. værdier er enkeltstående målinger, som kan være fejlbehæftede, er 90 % percentilen et rimeligt bud, som også er anvendt i dette studie.

Der er i dette studie anvendt en regressionsbaseret modeltilgang for at udbrede de historiske ålegræsdybdegrænser til alle danske vandområder. Modelleringen er baseret på en række typologideskriptorer og sammenkobler de enkelte vandområders fysisk-kemiske og hydromorfologiske karakteristika med udbredelsen af ålegræs i en historisk situation og benyttes således til at ”udrulle” de historiske ålegræsobservationer til andre vandområder baseret på områdernes typologiske karakteristika. Denne tilgang er i tråd med vandrammedirektivets retningslinjer om, at fastlæggelse af referencetilstand kan ske på baggrund af vandområdernes fysiske og hydromorfologiske karakteristika. Den anvendte model kan således beskrive en stor del af variationen i det historiske datasæt ud fra type-deskriptorerne og er derfor velegnet til udbredelse af referencetilstande for ålegræs i vandområder, som er dækket af modellens kalibreringsområde. Derimod kan modellen ikke anvendes til at

vurdere ændringer over tid i et bestemt vandområde, da modellen ikke indeholder komponenter, som er styrende for ålegræssets tidslige dynamik, ligesom modellen skal anvendes med stor forsigtighed uden for kalibreringsområdet. Langt hovedparten af vandområderne ligger inden for modellens kalibreringsområde for så vidt angår lagdelingsfrekvens og vandudveksling. Der er imidlertid en del vandområder, som har lavere gennemsnitlig vanddybde end modellens kalibreringsområde, og modelestimater for disse områder vil derfor være forbundet med større usikkerhed. Ligesom de historiske ålegræsobservationer er forbundet med usikkerheder, er modellens resultater også forbundet med usikkerhed, og det er ikke muligt at afgøre, om det er modellen eller observationerne, der giver det mest retvisende mål for ålegræsdybden i det enkelte vandområde. I dette studie har vi valgt at lægge stor vægt på observationerne og betragte modellen som en interpoleringsmetode til at udrulle de historiske observationer til alle vandområder. Trods stor måleusikkerhed, vil de historiske observationer afspejle alle de lokale forhold, som har indflydelse på ålegræsudbredelsen på den givne lokalitet, men der vil være risiko for, at en fejlmåling får stor betydning, eller at observationerne ikke repræsenterer dybdegrænsen. De modelestimerede dybdegrænser er baseret på samtlige observationer, hvorved betydningen af enkelte fejlmålinger og måleusikkerheder minimeres. Til gengæld inkluderer modellen kun de mest betydende fysisk-kemiske og hydromorfologiske karakteristika og ikke samtlige forhold i beskrivelsen af datidens ålegræsudbredelse, hvorved modellen ikke fanger al variation og sandsynligvis er mindre præcis for den enkelte lokalitet.

Både de historiske observationer og modellen er udvalgt og optimeret til at kunne beskrive ålegræssets dybdegrænse i et historisk regime, som antages at repræsentere en referencetilstand for ålegræs. I henhold til vandrammedirektivet skal en referencetilstand reflektere uberørte forhold, hvor det biologiske kvalitetselement viser ingen eller kun ubetydelige tegn på påvirkning fra menneskelig aktivitet. Det vurderes, at de historiske data sammen med de modellerede referenceværdier for ålegræs dybdeudbredelse repræsenterer det bedste bud på referenceværdier for danske kystvande, men det kan ikke udelukkes, at ålegræsbede i danske farvande før 1880-1920 har vokset ud til større dybder.

5 Referenceliste

Anon (2018) KOMMISSIONENS AFGØRELSE (EU) 2018/229 af 12. februar 2018. Den Europæiske Unions Tidende.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018D0229&from=EN>

Anon (2000) DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1&format=PDF

Burkholder JM, Tomasko DA & Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350(1-2): 46-72.

Carstensen J & Krause-Jensen D (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>

CIS guide no 5: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document no 5. Transitional and Coastal Waters: Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

Cloern JE (2001) Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.

Conley DJ (2000) Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410: 87-96.

Dahl K (red.), Andersen JH (red.), Riemann B (red.), Carstensen J, Christiansen T, Krause-Jensen D, Josefson AB, Larsen M., Petersen JK, Rasmussen MB & Stand J (2005) Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. 158 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 535. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR535.PDF

den Hartog C (1970) *Seagrasses of the World*. Amsterdam, The Netherlands.

Duarte CM (1991). Seagrass Depth Limits. *Aquatic Botany* 40(4): 363-377.

Duarte CM, Middelburg JJ & Caraco N (2005) Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2: 1-8. doi: 10.5194/bg-2-1-2005.

Erichsen AC, Møhlenberg F, Timmermann K, Christensen J & Göke C (2019) Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne. 74 s. Aarhus Universitet og DHI. December 2019. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/Afgraensning-karakterisering-typologi.pdf

Krause-Jensen D, Pedersen MF & Jensen C (2003) Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries*, 26(4): 866-877.

Krause-Jensen D, Greve TM, Nielsen K (2005) Eelgrass as a bioindicator under the European Water Framework Directive. *Water Resources Management* 19(1): 63-75.

Krause-Jensen D & Rasmussen MB (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>

Madsen JD, Chambers PA, James WF, Koch EW & Westlake DF (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444(1-3): 71-84.

McGlathery KJ, Sundback K & Anderson IC (2007) Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series* 348: 1-18. doi: 10.3354/meps07132.

Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (*Zostera marina*'s) udbredelse i vore farvande. I C. G. J. Petersen. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. 1908, XVI: 1-61. Centraltrykkeriet, København.

Petersen CGJ (1893a) Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fænø. Beretning til Indenrigsministeriet fra den danske biologiske station. 1892, III: 26-36. København, Centraltrykkeriet.

Petersen CGJ (1893b) Det videnskabelige udbytte af Kanonbaaden "Hauchs" togter i de danske have indenfor Skagen i aarene 1883-86. (+ separat atlas med kort over arternes udbredelse). A.F. Høst. København. 464 s.

Petersen CGJ (1901) Fortegnelse over ålerusestader i Danmark optaget i årene 1899 og 1900 med bemærkninger om ruseålen's vandringer etc. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. 1900 og 1901. X: 3-28. København, centraltrykkeriet.

Rasmussen MH & Hansen LB (2018) Udvikling af Mekanistiske Modeller. Satellitbaseret bathymetri i Danmark. DHI Gras technical report (project no. 11822245).

Reinke J (1889) Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. &. Bericht der komm. zur wissenschaftl. Unters. der deutschen Meere in Kiel. I: Karsten G, Hensen V, Reinke J & Brandt K (1893). Sechster Bericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchungen der deutschen Meere, in Kiel für die Jahre 1887 bis 1891. Berlin.

[Tom side]

REFERENCEVÆRDIER OG GRÆNSEVÆRDIER FOR ÅLEGRÆSDYBDEGRÆNSER TIL BRUG FOR VANDOMRÅDEPLANERNE

Denne rapport omhandler fastlæggelsen af referenceværdier og grænseværdier for indikatoren "ålegræssets dybdegrænse", som anvendes til vurdering af miljøtilstanden i danske kystvande i hht. EU's vandrammedirektiv.