

- muligheder og begrænsninger

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 265

2018



[Tom side]

KORTLÆGNING AF ÅLEGRÆSENGE MED ORTOFOTOS

- muligheder og begrænsninger

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 265

2018

Sarah Bachmann Ørberg Geoffrey Brian Groom Ane Kjeldgaard Jacob Carstensen Michael Bo Rasmussen Preben Clausen Dorte Krause-Jensen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 265
Titel: Undertitel:	Kortlægning af ålegræsenge med ortofotos - muligheder og begrænsninger
Forfattere:	Sarah Bachmann Ørberg, Geoffrey Brian Groom, Ane Kjeldgaard, Jacob Carstensen,
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © http://dce.au.dk
Udgivelsesår: Redaktion afsluttet:	Februar 2018 Februar 2018
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE:	Peter Anton Stæhr Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ørberg, S.B., Groom, G.B., Kjeldgaard, A., Carstensen, J., Rasmussen, M.B., Clausen, P. & Krause-Jensen, D. 2018. Kortlægning af ålegræsenge med ortofotos - muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 265 <u>http://dce2.au.dk/pub/SR265.pdf</u>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kort over ålegræssets udbredelse er vigtige for optimal forvaltning af ålegræsenge og bidrager til synergi mellem f.eks. Vandrammedirektivet, der inddrager ålegræs som indikator for god økologisk tilstand, og Fuglebeskyttelsesdirektivet, der har fokus på ålegræs som føde for vandfugle. Projektet testede muligheden for at opgøre ålegræssets udbredelse ud fra de landsdækkende flyfotos (ortofotos), som Aarhus Universitet (AU) har købt rettigheder til. Vha. sommer ortofotos 2012, 2014 og 2016 samt overvågningsdata om ålegræs, videreudviklede projektet billedanalyse- teknikker og analyserede ortofotos fra vigtige ålegræsområder: Nibe-Gjøl Bredninger i Limfjorden, Saltholm inkl. Amagers Øresundskyst mod Saltholm, det Sydfynske Øhav og Roskilde Fjord. Studiet viser et stort potentiale for kortlægning af ålegræsenge ud fra ortofotos idet 1) analysemetoderne har relativ lav usikkerhed, 2) ortofotos har en stor rumlig dækning (principielt national dækning), 3) høj rumlig opløsning (16-20 cm), 4) stor tidslig dækning (hver anden sommer og tilbage i tid), som giver mulighed for analyse af tidslig udvikling i udbredelse og 5) ortofotos er til rådighed for AU/Miljøministeriet. Studiet peger desuden på væsentlige begrænsninger i de nuværende ortofotoleverancer i form af ufuldstændig billeddækning og manglende farvenormalisering for kystzonen, der kan løses med en ny konsortium-aftale.
Emneord:	Ålegræs, kortlægning, arealudbredelse, remote sensing, flyfotos, ortofotos, billedanalyse
Layout: Foto forside:	Grafisk Værksted AU Silkeborg Udsnit af SOF Nibe-Gjøl 2012 (Kilde: Produktblad (DDO2016), COWI, 2016) overlagt med en kortlægning af ålegræssets arealudbredelse baseret på en generel Lineær DIskriminant Analyse model (afsnit 3.2)
ISBN: ISSN (elektronisk):	978-87-7156-318-4 2244-9981
Sideantal:	68
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <u>http://dce2.au.dk/pub/SR265.pdf</u>

Indhold

Sa	mmer	nfatning	5
Su	mmar	у	6
Fo	rmål		7
1	Bag	grund	8
	1.1	Ålegræs	8
	1.2	Remote sensing (RS) teknikker	8
	1.3	Ortofotos	9
2	Mate	erialer og metoder: Datamateriale	11
	2.1	Baggrundsinformation om billederne	11
	2.2	Valg af testområder til analysen	12
	2.3	Reference data	13
	2.4	Bathymetri	13
	2.5	Udfordringer i billederne	16
	2.6	Materialer og Metoder - Dataforberedelse	21
3	Resu	ultater	30
	3.1	Billedanalyse	30
	3.2	Lineær Diskriminant Analyse	34
	3.3	Maximum Likelihood Classification (MLC)	44
	3.4	Work flow	52
4	Disk	ussion	55
	4.1	Opsummering	55
	4.2	Styrker og svagheder ved ortofotos	56
	4.3	Potentiale for kortlægning i hele DK og dermed	
		anvendelse i monitering	56
	4.4	Forslag til videre studier til forbedring af metoden	59
5	Kon	klusion	61
6	Refe	erencer	63
Ap	pendi	iks 1. Henvendelse til ortofoto- konsortiet/SOF	65

[Tom side]

Sammenfatning

Kort over ålegræssets udbredelse er vigtige for optimal forvaltning af ålegræsenge og bidrager også til synergi mellem f.eks. Vandrammedirektivet, der inddrager ålegræs som indikator for god økologisk tilstand, og Fuglebeskyttelsesdirektivet, der har fokus på ålegræs som føde for vandfugle og derfor kræver kvantificering af udbredelsen. Ålegræssets øvrige økosystemfunktioner- og tjenester afhænger også af udbredelsesarealet.

Projektet testede muligheden for at opgøre ålegræssets udbredelse ud fra de landsdækkende flyfotos (ortofotos), som Aarhus Universitet (AU) i anden sammenhæng har købt rettigheder til. Med udgangspunkt i ortofotos fra somrene 2012, 2014 og 2016 i kombination med overvågningsdata om ålegræs videreudviklede projektet billedanalyseteknikker og analyserede ortofotos fra udvalgte, vigtige ålegræsområder: Nibe-Gjøl Bredninger i Limfjorden, Saltholm inkl. Amagers Øresundskyst mod Saltholm, det Sydfynske Øhav og Roskilde Fjord.

Studiet viser et stort potentiale for kortlægning af ålegræsenge ud fra ortofotos idet 1) analysemetoderne har relativ lav usikkerhed, 2) ortofotos har en stor rumlig dækning (principielt national dækning), 3) høj rumlig opløsning (16-20 cm), 4) stor tidslig dækning (hver anden sommer og tilbage i tid), som giver mulighed for analyse af tidslig udvikling i ålegræssets udbredelse og 5) ortofotos er til rådighed for AU/Miljøministeriet. Studiet peger dog også på væsentlige begrænsninger i de nuværende ortofotoleverancer i form af bl.a. ufuldstændig billeddækning og manglende farvenormalisering for kystzonen. Disse begrænsninger kan imidlertid delvist løses ved at indgå en ny konsortium-aftale med leverandøren. Billedoptagelse og farvenormalisering dækker nemlig en langt større del af kystzonen end hvad det ortofotokonsortium/SOF, AU er en del af, har købt adgang til.

Ålegræssets arealudbredelse kan potentielt supplere "ålegræssets dybdeudbredelse" som indikator for kystområdernes miljøtilstand ved at levere vigtig information om udbredelsen på lavere vand. Dette kræver dokumentation af samme type for ålegræssets dybdeudbredelse, dvs. analyser af, hvordan arealudbredelsen reagerer på ændret vandkvalitet/presfaktorer samt hvilket ålegræsareal der svarer til forskellige kategorier for miljøtilstand i givne vandområder.

Summary

Maps of eelgrass distribution are important for optimal management of eelgrass meadows and also contribute with synergy between e.g. the waterframework directive that uses eelgrass as an indicator of ecological quality, and the birds directive, that has a focus on eelgrass as food for water birds and therefore demands quantification of the distribution area. The many other ecosystem functions and - services of eelgrass also scale directly with the distribution area.

The project tested the possibility of quantifying the area distribution of eelgrass based on the national orthophotos that Aarhus University (AU), in other context, has bought the rights to use. Based on orthophotos from the summers of 2012, 2014 and 2016, in combination with monitoring data on eelgrass, the project developed image analysis techniques and analysed orthophotos from selected, important eelgrass areas: Nibe-Gjøl Bredninger in Limfjorden, Saltholm incl. the Amager coast facing Saltholm, the Southfunen Archipelago and Roskilde Fjord.

The study demonstrates a large potential for mapping eelgrass based on the orthophotos since 1) the analysis methods exhibit relatively high precision, 2) the orthophotos have extensive coverage (in principle national coverage), 3) high spatial resolution (16-20 cm), 4) large temporal coverage (every 2nd summer also back in time), providing the basis for analysing temporal trends, and 5) AU/The Ministry have access to the orthophotos. However, the study also points at important limitations in the current ortophoto deliveries in terms of insufficient image coverage and lacking color-normalization from the coastal zone. These limitations could partly be overcome by entering a different consortium-agreement with the supplier since image data and color normalization already exist for a much larger part of the coastal zone than what the consortium AU is part of has bought access to.

The area distribution of eelgrass can potentially supplement the "eelgrass depth limit" as an indicator of environmental status of coastal areas by supplying important information on the eelgrass area in shallower waters. This, however, requires similar documentation as for the eelgrass depth limit, i.e. analyses of how the eelgrass area responds to changes in water quality/pressures and which eelgrass area corresponds to different categories of environmental status in given water bodies.

Formål

Formålet med dette projekt er at opgøre ålegræssets arealudbredelse ud fra analyser af de landsdækkende flyfotos (ortofotos), som bliver optaget hvert andet år, og som Aarhus Universitet i anden sammenhæng har købt rettigheder til. Med udgangspunkt i ortofotos fra somrene 2012, 2014 og 2016 i kombination med information om ålegræsforekomst fra NOVANA overvågningsprogrammet, videreudvikler projektet billedanalyseteknikker og analyserer billeddata fra udvalgte områder, hvor billedkvaliteten er tilstrækkelig og som repræsenterer vigtige ålegræsområder. De udvalgte områder er Nibe-Gjøl Bredninger i Limfjorden, Saltholm inkl. Amagers Øresundskyst mod Saltholm, det Sydfynske Øhav og Roskilde Fjord. Projektet leverer kort over ålegræssets udbredelse i de udvalgte områder, en metodebeskrivelse for brug af ortofotos til kortlægning af ålegræs, en analyse af styrker og begrænsninger for brug af ortofotos til ålegræs-kortlægning, samt en vurdering af potentialet for at inkludere flybaseret ålegræskortlægning i den fremtidige monitering.

Kort over ålegræssets arealudbredelse vil danne grundlag for bedre rådgivning omkring forvaltning af de danske ålegræsenge ved bl.a. at bidrage til videnopbygning og synergi mellem Vandrammedirektivet, der inddrager ålegræs som indikator for god vandkvalitet, og Fuglebeskyttelsesdirektivet, der har fokus på ålegræsenge som vigtig levesteder for vandfugle, enten fordi arterne lever af ålegræsset (fx knopsvaner og pibeænder) eller af smådyr, de finder i tilknytning til ålegræsset (fx hvinænder). Kendskab til ålegræssets udbredelsesareal er også en forudsætning for at estimere omfanget af ålegræssets mange økologiske funktioner på nationalt plan. Ålegræssets udbredelsesareal kan derfor potentielt udvikles til en vigtig supplerende indikator til ålegræssets dybdegrænse, som pt er vores eneste ålegræsindikator.

Vidensudvikling omkring remote sensing og billedanalyse på tværs af DCE's forskningsenheder leverer grundlag for at fremtidssikre det nationale moniteringsprogram (NOVANA). Desuden bidrager projektet i en større sammenhæng med viden omkring remote sensing teknikker, der jo opererer over et bredt spæn af skalaer fra undervandsvideoer (småskala), over fotos fra droner og fly (mellemskala), til satellitdata (storskala). Da teknikkernes rumlige opløsning falder fra småskala mod storskala, ligger flyfotos' potentiale i at repræsentere kombinationen af en relativt stor skala og en relativt høj opløsning.

1 Baggrund

1.1 Ålegræs

Ålegræs er en nøgleorganisme i kystzonen, da alegræsenge har et væld af økosystem-funktioner. Ålegræsenge er habitat og opvækstområde for en lang række smådyr og fisk samt et vigtigt fødegrundlag for vandfugle og bidrager dermed til kystzonens biodiversitet. Samtidig tilbageholder engene næringsstoffer og bidrager til at holde vandet klart dels ved at fælde partikler og dels ved at stabilisere havbunden. Ålegræsenge er også et vigtigt dræn for kulstof, og beskyttelse og genetablering af engene er dermed et potentielt virkemiddel i forhold til at dæmpe og modvirke effekter af klimaforandringer. Samtidig har alegræsset vigtige funktioner i forhold til at afbøde effekter af klimaforandringer: de fungerer som et naturligt kystværn, da de dæmper bølgernes energi og stabiliserer havbunden med deres netværk af rødder og underjordiske stængler. Hele viften af funktioner er koblet til arealet af ålegræsengene, som dermed er en helt central parameter for kystzonens økologi og opgørelsen af dens samfundsøkonomiske betydning. På trods af plantens vigtige rolle i det kystnære miljø har vi et meget fragmenteret overblik over alegræssets udbredelsesareal i Danmark. Den eksisterende overvägning af ålegræs foregår vha. undervandsvideooptagelser langs udvalgte transekter i fjorde og kystområder og giver oplysninger om forekomst, dækningsgrad og dybdeudbredelse af ålegræsset, men ikke om udbredelsesarealet.

1.2 Remote sensing (RS) teknikker

Billedanalyse af flyfotos er én af mange remote sensing (RS)-baserede teknikker til kortlægning af ålegræs. RS teknikker omfatter både optiske- og akustiske teknikker. De optiske teknikker spænder fra undervandsfotos og -videos i lille rumlig skala helt tæt på vegetationen over fly/dronebårne kameraer, hyperspectrale scannere, lidar og laserteknikker i varierende afstand fra vegetationen, til multispektrale satellitdata der repræsenterer maksimal rumlig skala. De akustiske teknikker omfatter side-scan sonar, single- and multibeam echo sounder, Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) and Sediment Imager Sonar. En review-artikel fra 2015 gennemgår og sammenligner 195 studier baseret på RS-teknikker koblet med feltindsamlinger til kortlægning af havgræsser (Hossain m.fl. 2015). Artiklen understreger, at der er sket en revolution i anvendelsen af RS metoder til kortlægning af både udbredelse og abundans/biomasse af havgræsser gennem de seneste årtier. Studiet påpeger samtidig, at der ikke er en enkeltstående teknologi, som er bedst egnet til at måle alle parametre og deres ændringer over tid, men at der derimod er behov for at integrere feltobservationer og forskellige RS-teknikker for at opnå bedst mulig kortlægning af vegetationen (Hossain m.fl. 2015). Med hensyn til fotos fra fly mm. påpeger reviewet, at deres fordel er potentialet til at skelne habitatkarakteristika på relativt fin skala, mens den finere skala samtidig giver den ulempe, at de ikke dækker så store arealer som satellitdata og der er mindre mulighed for at udnytte spektrale karakteristika i flyfotos end i satellitdata (Hossain m.fl. 2015).

En ekstra væsentlig fordel ved flyfotos er, at de findes langt tilbage i tid, hvilket giver mulighed for sammenligning med nutidige data og vurdere referenceforhold samt ændringer over tid. F.eks. er flyfotos fra Geodatastyrelsens database blevet benyttet til at etablere tidsserier fra 1940'erne og frem til 2000'erne og på den baggrund vurdere langtidsændringer i arealudbredelsen af ålegræs i udvalgte danske fjorde og kystområder (Frederiksen m.fl. 2004). Selvom de gamle flyfotos er sort/hvide, var det muligt at foretage sådanne analyser for udvalgte lavvandede områder med sandbund, hvor ålegræs var kendt som den væsentligste struktur på bunden. For andre områder med komplekse bundforhold og dybe ålegræsbestande er en sådan kortlægning dog ikke mulig uden tilknyttede detaljerede observationer fra felten. Flyfotos er også blevet benyttet herhjemme til kortlægning af ålegræs i Øresund i forbindelse med overvågningsprogrammet knyttet til opførelsen af Øresundsbroen (Krause-Jensen m.fl. 2001). Her blev vegetationen analyseret på baggrund af billedernes rød-grøn-blå (RGB) signal koblet til feltobservationer. Desuden var ålegræs-kortlægning baseret på flyfotos i en kort periode en del af det nationale overvågningsprogram, men metoden var på daværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt godt udviklet til, at resultaterne blev tilfredsstillende. For nuværende benyttes flyfotografering i det nationale moniteringsprogram til kortlægning af vegetation i den danske del af Vadehavet. Flyvningerne foretages fra lav højde, og med manuel billedopretning og efterfølgende visuel afgrænsning af ålegræsarealerne støttet i feltobservationer, mens ingen egentlig billedanalyse bliver foretaget. Disse analyser er netop samlet i en helt ny statusrapport for Vadehavet og giver meget nyttig information om både udbredelse og tidslige ændringer i udbredelsen (Dolch m.fl. 2017). Kortlægning af ålegræs i Øresund og ålegræskortlægninger under moniteringsprogrammet har omfattet flyvninger, der udelukkende havde til formål at kortlægge ålegræs, og hvor omkostningen ved flyvning, billedoptagelser og billedopretning m.m. derfor lå alene på overvågningsprogrammet.

Imidlertid bliver der hver anden sommer optaget flyfotos (ortofotos) i høj opløsning (16-20 cm pixels) af hele Danmark, som AU bidrager økonomisk til, og derfor kan benytte. Alligevel foreligger der ingen analyser af, i hvilket omfang dette materiale kan benyttes til kortlægning af ålegræssets udbredelse i Danmark eller af, hvilke krav, der kan stilles til dataleverancerne for at forbedre muligheden for anvende dem i denne sammenhæng. Denne mangel råder dette projekt bod på.

1.3 Ortofotos

Dette studium bygger på et specifikt flyfotodatasæt til kortlægning af ålegræssets udbredelse, nemlig sommer ortofoto billedmosaikdatasæt, som AU har adgang til via aftaler mellem et ortofotokonsortium/SOF of organisationer fra den danske offentlige sektor inklusiv AU, og Styrelsen for Data og Effektivisering (SDFE). Det er derfor vigtigt at præcisere, at studiet har til formål at vurdere anvendeligheden af disse "sommer ortofotos" (SOF) til kortlægning af ålegræs snarere end at vurdere den generelle anvendelighed af flydata til kortlægning af ålegræs.

Baggrunden for at arbejde med SOF er, at de repræsenterer landsdækkende billeder i meget høj rumlig opløsning (16-20 cm) optaget over en kort tidsperiode (ca. 2 måneder), og som AU i anden sammenhæng har købt adgang til med 2 års intervaller (f.eks. 2012, 2014, 2016). Billederne er indkøbt primært til visuelle anvendelser som baggrund for andre rumlige data, til offentlighedsformål, til planlægning af udendørsaktiviteter og til visuel tolkning med manuel digitalisering. Derimod er de ikke indkøbt med henblik på at foretage avanceret digital billedanalyse, hverken generelt eller specifikt for ålegræs langs kysterne. Men datasættets høje opløsning i både rum og tid (hvert andet år) og nationale dækning gør det potentielt meget attraktivt både fagligt og som grundlag at udvide anvendelsen af data. Nylige projekter har demonstreret, at det faktisk er muligt at analysere SOF med digital billedanalyse og på den baggrund kortlægge kystnær terrestrisk vegetation (f.eks. Juel m.fl., 2015). På den baggrund stiller vi spørgsmålene: (a) i hvilket omfang giver SOF mulighed for at kortlægge ålegræs? og (b) hvilken datahåndtering, - analyse og – tolkning er relevant til formålet?

2 Materialer og metoder: Datamateriale

2.1 Baggrundsinformation om billederne

De landsdækkende sommer ortofotos (SOF) udbydes årligt af Styrelsen for Data og Effektivisering (SDFE) på vegne af en række offentlige interessenter, som i fællesskab opstiller specifikationer for årets leverance og som hver især bidrager økonomisk til produktionen. Interessentgruppen varierer lidt mellem årene og dermed også specifikationskravene. Tabel 1 er producentens metadataoplysninger om fotoperiode og opløsning for hver årgang. Det tilstræbes at fotograferingen foretages i sidste halvdel af maj eller i juni måned, men perioden bliver ofte forlænget på grund af dårligt vejr.

Tabel 1. metadataoplysninger om fotoperiode og opløsning for hver årgang. Kilde: Produktblad (DDO2016), COWI, 2016

Årgang	Fotoperiode	Fotografering	Ortofoto
		(målforhold/opløsning)	(standardopløsning)
1954	Мај	1:25.000	25 cm
1995	19.06-26.06	1:25.000	80 cm
1999	18.05-29.07	1:25.000	40 cm
2002	18.05-19.08	1:25.000	40 cm
2004	09.05-07.08	1:20.000	25 cm
2006	10.05-15.07	1:17.500	25 cm
2008	05.05-31.05	16 cm	12½ cm
2010	26.05-10.07	16 cm	12½ cm
2012	21.05-27.07	16 cm	12½ cm
2013	30.05-02.08	25 cm	25 cm
2014	15.05-29.07	12 cm	12 cm
2015	05.05-22.08	25 cm	25 cm
2016	ikke oplyst	15 cm	12½ cm

Ortofotos leveres af producenten som en landsdækkende oprettet billedprocesseret mosaik. Aarhus Universitet har købt brugsret til årgangene 1995, 1999, 2010, 2012, 2014 og 2016. I dette projekt har vi valgt at arbejde med mosaikker fra de tre nyeste år, henholdsvis 2012, 2014 og 2016. Generelt stiger opløsningen og kvaliteten af efterprocesseringen af fotoene med årene, så de tre nyeste årgange skulle give de bedste betingelser for dels at kortlægge ålegræsudbredelsen for hvert år, dels at sammenligne kortlægningen med et nærliggende år. Mosaikkerne varierer også med hensyn til pixelstørrelse, i 2012 og 2014 er pixelstørrelsen 0,16 x 0,16 m, i 2016 er pixelstørrelsen 0,2 x 0,2 m.

Hver årsmosaik dækker hele Danmarks landareal, men dækningen over de kystnære områder varierer mellem årene. Af de valgte årgange har 2012 og 2014 haft den bedste dækning af de kystnære områder, selvom der dog ikke er sammenfald i dækningen, mens der er betydeligt dårligere billeddækning af kystområder i 2016-mosaikken (Figur 1). Det ses at dækningen rundt om Læsø og Anholt er bedst i 2012, mens dækningen i det Sydfynske område er bedst i 2014. I 2016 stopper dækningen nærmest lige uden for kystlinjen.







Figur 1. Ortofoto-kortlægningen i henholdsvis 2012 (øverst tv), 2014 (øverst th) og 2016 (nederst). Hvide områder er uden ortofoto dækning

2.2 Valg af testområder til analysen

Vi har valgt at fokusere på tre testområder, Nibe-Gjøl Bredninger i Limfjorden (herefter "Nibe-Gjøl"), området mellem Ærø og Svendborg i det Sydfynske øhav (herefter "Sydfyn") samt området rundt om Saltholm inkl. Amagers Øresundskyst udfor Saltholm (herefter "Saltholm/Øresund") (Figur 2). Desuden benytter vi Roskilde Fjord som valideringsområde for modeller udviklet for de øvrige områder. Test- og valideringsområderne er valgt, så de repræsenterer vigtige udbredelsesområder for ålegræs og dækker både åbne vandområder med klart vand og indre fjorde med ringere sigt.

De valgte områder er samtidig udpeget som Fuglebeskyttelsesområder for flere arter af rastende vandfugle, der lever af eller i tilknytning til bundplanter (Clausen m.fl. 2017). Figur 2. Testområderne Nibe-Gjøl, Saltholm/Øresund, Sydfyn samt valideringsområdet Roskilde Fjord.



2.3 Reference data

I hvert testområde foreligger der gode referencedata i form af observationer langs transekter, som vi benytter til grundlag for analyserne af ålegræssets arealudbredelse udfra ortofotos'ene. Data er indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA), og vi har udvalgt datasættet for testområderne for somrene 2012-2016, så de matcher ortofotos fra 2012, 2014 og 2016 (Figur 3-6). Transektdata omfatter oplysninger af forekomst og dækningsgrad af ålegræs samt information om bundens sammensætning. Indsamlingen følger retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (Høgslund m.fl. 2013). Kort beskrevet foregår undersøgelserne via undervandsvideooptagelser langs transekter (typisk 5-7 transekter per vandområde) fra kysten mod dybere vand helt ud til den maksimale dybdegrænse for ålegræs, som i gennemsnit for landet er ca 5-6 meter langs äbne kyster, 4-5 meter yderst i fjordene og 3-4 meter inderst i fjordene (Hansen m. fl. 2015). Langs transekterne vurderes den procentvise dækningsgrad af alegræs og af bundens karakteristik (f.eks. sandbund) visuelt inden for segmenter/punkter af ca. 2 meters bredde og 5 meters længde, langs hele transektens udstrækning.

2.4 Bathymetri

Bathymetrikortet er et komposit datasæt, baseret på henholdsvis bathymetrikortet fra Geodatastyrelsen: 50m grid, BALANCEprojektet 200m grid, ETOPO 1 arc-minut. I lavvandede områder ned til 1 meters dybde i det originale bathymetrikort er data opdateret med ekstrapoleret dybdeinformation fra NOVANA transekter (ekstraheret før 2011/12), idet denne information forventeligt er mere nøjagtig.







Figur 3. Testområde Nibe-Gjøl med reference observationer af ålegræssets dækning (pink, farveintensitet afspejler dækningsprocent) for 2012 (øverst til venstre), 2014 (øverst til højre) og 2016 (nederst). Sorte felter markerer områder uden ortofotos i 2016.



Figur 4. Testområde Saltholm/Øresund med observationer af ålegræssets dækning (pink, farveintensitet afspejler dækningsprocent) for 2012 (til venstre), 2014 (midtfor) og 2016 (til højre). Sorte felter markerer områder uden ortofotos i alle årene. De markante overgange i farver viser, at billederne er optaget under forskellige lysforhold og at billedmosaikken ikke har gennemgået en samlet farvenormalisering.



Figur 5. Testområde Sydfyn med observationer af ålegræssets dækning (pink, farveintensitet afspejler dækningsprocent) for 2012 (øverst til venstre), 2014 (øverst til højre) og 2016 (nederst). Sorte felter markerer områder uden ortofotos i 2012 og 2016.

Figur 6.Valideringsområde Roskilde Fjord 2016 med observationer af ålegræssets dækning (pink, farveintensitet afspejler dækningsprocent). Sorte felter markerer områder uden ortofotos i Frederiksværk Bredning.



2.5 Udfordringer i billederne

Ethvert remote sensing (RS) datasæt har artefakter, der kan relateres til billedoptagelse, databehandling og processering (dvs. behandling af rådata forud for levering). I SOF billedmaterialet er der 3 udfordringer, der er vigtige at nævne; (a) den geografiske billeddækning samt det leverede format af billeddatasættet – I det følgende kaldt "*Billeddækning*" (*Boks 1*), (b) udfordringer knyttet til fletning af billeder og kontrast- og farvenormalisering ved dannelsen af en national billedmosaik - i det følgende kaldt "*Mosaikdannelse og farvenormalisering*" (*Boks 2*), og (c) udfordringer knyttet til reflektion fra vandoverfladen - i det følgende kaldt "*Genskin*" (*Boks 3*). Mens udfordringen omkring genskin er et udbredt og velforstået aspekt i RS billeder af vandoverflader, der har mange håndteringsmuligheder, er udfordringerne omkring billeddækning og mosaikdannelsen specifikt tilknyttet SOF processen og den ortofotokonsortium-aftale, som AU er en del af (se afsnittet om baggrundsinformation om billederne). Ortofotoudvalget i den danske GI industri organisation Geoforum har i 2011 dokumenteret specifikationer for luftfotografering i Danmark angående fotografering og før-processering af SOF (<u>http://sdfe.dk/media/2916862/geoforumsortofotospecifikation-2011-3udgave-version-21.pdf</u>). Men specifikke detaljer omkring hvorledes entreprenørerne har erhvervet og bearbejdet billeddata, er ikke offentligt tilgængeligt materiale. Dette vil sige, at vi her er begrænset i hvor langt vi kan komme i forhold til at forstå og kompensere for artefakt mønstre associeret med SOF mosaik dannelsen. Yderligere forståelse af udfordringen omkring billeddækning og til dels også mosaikdannelse og farvenormalisering er derfor knyttet til den årlige aftale mellem ortofotokonsortiet/SOF og SDFE. I denne sammenhæng er det digitale format af de ortofotos AU modtager også en vigtig komponent (Boks 4).

Næste afsnit beskriver de løsninger, vi har anvendt, for at håndtere udfordringerne i billederne.

Boks 1. Udfordringer i billederne: Billeddækning

Den geografiske udstrækning af det tilgængelige SOF-billede over kystvande afhænger af den aftale, der hvert år indgås mellem ortofotokonsortiet/SOF og SDFE, da denne omfatter specifikationer af billedsættets geografiske udstrækning og billeddataleverancen til ortofotokonsortiet/SOF. Hvor hele Danmarks landoverflade har været medtaget i billedoptagelsen og billeddataleverancen i forbindelse med alle de toårige SOFkampagner, har billedoptagelsen og billeddataleverancen for kystvandene varieret. Omfanget af kystvande, der er omfattet af billedoptagelsen, afhænger som minimum af den aftale, der er indgået mellem ortofotokonsortiet/SOF og SDFE for et bestemt år, og desuden af, hvad der kunne lade sig gøre for entreprenøren under selve billedoptagelsen fx mht. at tænde eller slukke for billedudstyr og tilhørende apparatur (fx datalagringsenheder), når flyet passerer over kystvandene. I 2012 indeholdt aftalen en god billeddækning af kystvandene. I 2014 var billeddækningen af kystvandene en smule mindre end i 2012. I 2016 omfattede ortofotokonsortium-aftalen ikke dækning af kystvande, hvilket medførte, at mange kystvande ikke er med i billeddataleverancen, selv om der findes billeddækning. For eksempel er der i ortofotokonsortiumdataene for 2016 minimal dækning af Ringkøbing Fjord (se http://arealinformation.miljoeportal.dk/distribution/ "h, Figur Boks 1 t.v.), selv om der rent faktisk findes fuld billeddækning for hele Ringkøbing Fjord, som det kan ses i de billeddata, der er stillet til rådighed for andre (fx

https://map.krak.dk/?c=55.977640,8.268585&z=11&l=aerial Figur Boks 1 th).

Figur Boks 1. Ortofotobilleddækning for Ringkøbing Fjord i 2016. (T.v.) Meget begrænset billeddækning stillet til rådighed for ortofotokonsortiet/SOF, AU er en del af (se http://arealinformation.miljoeportal.dk/distribution/), selvom (T.h) en fuld ortofoto-billeddækning findes for hele Ringkøbing fjord for 2016 og er til rådighed for andre (se f.eks. https://map.krak.dk/?c=55.97764 0,8.268585&z=11&l=aerial).



Boks 2. Udfordringer i billederne: Mosaikdannelse og farvenormalisering

Sommer ortofotos (SOF) optages hvert år fra tidlig maj til midt i juni med det formål at opnå billeddækning af hele Danmark. Den digitale fotografering foretages langs etablerede flyvelinjer over flere dage i løbet af perioden. De meteorologiske forhold kan visse dage forhindre billedoptagelsen, men billedoptagelsen foregår som regel over mange dage og i adskillige timer før og efter middag. Der tages derfor billeder under en række forskellige lysforhold. Dage med delvist skydække (såsom cumulus) udelukkes for at undgå overfladeskygger, men der optages fotos både i klart vejr og ved let skydække (fx udbredt stratus).

Ulig mange andre remote sensing (RS)-baserede teknikker kompenserer de digitale kameraer, der anvendes til optagelse af SOF, ikke for forskelle i lysindstråling under billedoptagelsen. Det vil sige, at et område, der er fotograferet omkring middag under skyfri forhold, vil være lysere end et område, der er fotograferet tidligere eller senere på dagen under letskyede forhold, eller hvor der forekommer dis i den lavere atmosfære (Figur 2a). Derfor foretages der, om nødvendigt, efterfølgende kontrast- og farvenormalisering.

Tidspunktet på dagen, hvor billedoptagelsen finder sted, har en betydelig indflydelse på graden af skygge afgivet fra høje objekter (træer, huse osv.), hvad angår skyggernes længde og placering, men dette påvirker ikke optagelser af åbent vand.

Kontrast- og farvenormalisering er et emne, der diskuteres indgående i Geoforum's "Specifikation for Ortofotos", især omkring balancen mellem at producere billeddata i form af en national mosaik, som er enten æstetisk (dvs. omfattende kontrast- og farvenormalisering) eller radiometrisk korrekt. Emnet drøftes i forhold til anbefalinger fra forskellige internationale aktører (EU-vejledning, 2008, GB OS Mastermap, 2007, NO Statens Kartværk, 2008). Eksempelvis specificerer OS (http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20090507100921/http://www.ordnancesurvey.co.uk/oswebsite/products/osmastermap/userguides/docs/OSMMImageryLayerUserGuide.pdf) særlige kvantitative kriterier, som det færdige normaliserede billede skal opfylde for tre forskellige cases, hvor case henfører til en blok af billeddataene. Disse tre cases er "By" (blokke, hvor bygninger dækker >50 % af området), "Blandet" (blokke, der består af en blanding af by/ikke-by) og "Monotont" (blokke med begrænset variation). For hver case specificerer anbefalingerne en gennemsnitlig variation i lysintensitet for de samlede billeddata, og for hver af de tre farvekanaler rød, grøn og blå specificeres gennemsnitlige pixelværdier og standardafvigelser, som de normaliserede billeddata skal ligge indenfor. Eksempelvis, for "by" ligger det gennemsnitlige histogram (lysintensitet) imellem 90 og 141, og for den røde farvekanal er den gennemsnitlige pixelværdi 110 +/- 15 % (dvs. imellem 94 og 126), og standardafvigelsen varierer imellem 31 og 59. I "Specifikation for Ortofotos" anføres det dog, at det p.t. (2011) er (a) svært at opnå overensstemmelse mellem et visuelt behageligt resultat og et resultat med bløde, naturlige farver, og (b) at det ikke er muligt at stille sådanne krav til pixelværdier for de danske ortofoto billedata, da det ville kræve et omfattende merarbejde at specificere cases og fastlægge gennemsnitsværdier, der også skal tage højde for årstidsbestemte variationer. Derfor hersker der stadig uklarhed omkring, hvilke mål der er opstillet for kontrast- og farvenormalisering, samt hvilken fremgangsmåde dataleverandøren har benyttet sig af.

Generelt set, er der i mosaikken af billeddataene ringe kontrast- eller farvevariation, og billeddata dækkende flere hundrede kvadratkilometer, synes at mangle markant radiometrisk variation. På en bredere rumlig skala, omfattende landarealer, er der tydelige radiometriske forskelle (Figur 2a). På en mere lokal skala er det dog vanskeligere at skelne forskellen mellem billeddataene associeret med et foto med dataene associeret med et foto ved siden af. Dette hænger formentlig sammen med, at billederne er syet sammen til en mosaik med "blød" overgang, dvs. at kildebilleddataene for en overgangszone er blevet blandet. Man kan også anvende en "hård" overgang uden blanding, hvor sammensyningslinjerne følger linjerne i landskabet såsom veje, hække og markkanter for at "skjule" forskellene mellem kildebilleddataene. Undertiden kan man finde bevis for anvendelse af en sådan "hård" overgang, fx hvor et forholdsvis ensartet landskabstræk som eksempelvis en motorvej krydser kontrasterende kildebilleddata (Figur 2b). Uden yderligere oplysninger fra dataleverandøren er fremgangsmåden for udarbejdelsen af mosaikken dog ukendt. Spørgsmålet om, hvordan mosaikdatasættet blev skabt, er relevant for denne undersøgelse, da pludselige billedkontraster synes at være mere markante tæt på kysten og ud for kysten (Figur 2c). De forekommer også at være mere udbredte over kystvandene (Figur 2d). En mulig forklaring på disse mønstre kan være, at kontrast- og farvenormaliseringsalgoritmen er optimeret til landarealer, og at de statistiske modeller, der er anvendt til normaliseringen, bliver mere og mere ekstrapolerede ud over vand, da de anvendes på billeddata, der er stadig mindre repræsentative for landarealer. De samme mosaik- og radiometriske kontrastmønstre ses både i formaterne ecw og geotiff, men interessant nok ved applikation af ganske forskellige sammensyningslinjer, hvor sidstnævnte også er tydelige i andre formater, hvori det samme ortofoto er blevet leveret (Figur 2e).

Forskellene i billedsættet og mosaikmetoderne udgør således et kompleks af "ukendte faktorer" i anvendelsen af ortofotokonsortiets sommer ortofotos (SOF), især for kyst- og havområder. Selvom det ville være interessant og eventuelt også nyttigt at få disse ukendte faktorer belyst, bygger dette studium på det sommer ortofoto billedmosaikdatasæt, der er tilgængeligt for ortofotokonsortiet/SOF, og hovedvægten er derfor lagt på at bedømme datasættets anvendelighed i dets foreliggende form.

Oplysninger fra en ikke-dokumenteret kilde (ansat hos dataleverandøren, november 2017) angiver, at for de data, der leveres til ortofotokonsortiet/SOF, anvendes farvenormalisering kun for billeddata over landarealer, dvs. for vandområder er billeddataene i mosaikkerne stort set "rå" og uden farvenormalisering. Dette stemmer overens med de større kontraster mellem "fliser" (*tiles*), der ses længere ude i havområdet. Den samme kilde bemærker, at der i princippet kunne foretages farvenormalisering af alle kystzonedata, om end vanskeligheden ved at erhverve reference-billedmateriale for åbne vandområder generelt mindsker mulighederne for en sådan farvenormalisering.





Figur Boks 2. (a) Illustration af forskellene i billedkvalitet i ortofotokonsortiets/SOF billedata, hvor den østlige del har en dårligere kontrast end den vestlige del, muligvis pga. dis i atmosfæren ved overflyvningen af førstnævnte område. Det centrale Himmerland 2014. (b) Illustration af (semi-) hård overgang i mosaikken af ortofotos. E45, Hobro 2014. (c) Markant billedkontrast i et kystnært område. Limfjorden 2014. (d) Markante billedkontraster med hård mosaikovergang i kystvande. Limfjorden 2014. (e) Mosaikkontraster. Venstre: Ortofotokonsortiets/SOF .ecw ortofotos; højre: <u>http://map.krak.dk</u> (fra 12. oktober 2017). Sommer ortofotos af Limfjorden 2016.

Boks 3. Udfordringer i billederne: Genskin

"Optical spectrum passive reflectance remote sensing" (som ortofoto billeddataene udgør et eksempel på) kan lokalt omfatte tilfælde af genskin. Dette er typisk forbundet med åbne vandoverflader. En vandoverflade vil, undtagen under helt vindstille forhold, udvise en ujævnhed (fx bølger), der forårsager en række forskellige overfladeglimt, hvoraf nogle giver genskin i en specifik billedkontekst (dvs. solens højde og placering (azimut) og sensorhøjde og -placering). Den resulterende billeddata-artefakt omtales generelt som "genskin" og ses som lyse pletter i billeddataene (se figuren nedenfor).

Selv moderat genskin i billeddata begrænser muligheden for at foretage en visuel fortolkning eller automatiseret billedanalyse af udbredelsen af bundvegetation. Genskin forekommer på en betydelig del (30 % af arealet) af de fire undersøgelsesområder. Rumligt set varierer genskinnets omfang markant inden for hvert enkelt undersøgelsesområde på grund af de forskellige bølgeforhold og forskelle i sol-/sensorhøjde og solens placering på de dage og tidspunkter, hvor billederne blev optaget. Der, hvor genskin forekommer, dækker det dog typisk adskillige kvadratkilometer af kystvandene.



Figur Boks 3. Venstre: Eksempel på let genskin. Det Sydfynske Øhav 2014. Midt: Eksempel på moderat til svær genskin. Højre: Eksempel på svær genskin. Limfjorden 2014, Sommer ortofoto.ecw kanal-1 (rødt spektrum).

Boks 4: Digitalt format af tilgængelige ortofotos

Det præcise format af de rå billeddata kendes ikke, men er sandsynligvis 4 kanals 13.8-bit tiff-enkeltbilledfiler med overlap langs og mellem baner, taget med et digitalt kamera af mærket UltraCam eller Intergraph fra et fly. Formatet, hvori SOF billeddataene leveres til ortofotokonsortiet/SOF, er som 2x2 km fliser af den nationale mosaik med 4 kanals 8-bit .ecw format. Ortofotokonsortiemedlemmerne har også, mod betaling, adgang til 2x2 km fliser af den nationale mosaik med 4 kanals 13.8-bit geotiff-billedfiler (hvis nogle af ortofotokonsortiemedlemmerne ønsker sådanne data for et bestemt SOF-år og er villige til at dække ekstraudgifterne, bliver de efterfølgende stillet til rådighed for hele ortofotokonsortiet/SOF).

Filerne i .ecw-format er en komprimeret (mindre filstørrelse) udgave af geotiff-filerne. Komprimeringen er *lossy* (ikke-tabsfri), eftersom der introduceres mange lokaliserede billeddata-artefakter (se figur). Overordnet set forandrer billedstatistikken sig kun i mindre omfang, men de individuelle pixelværdier kan ændre sig med nogle få procent. Ændringerne i pixelværdier er ikke tilfældige, så for visse typer af analyser kan .ecw-bil-ledartefaktmønstrene påvirke analyseresultaterne. Imidlertid er der for både .ecw og geotiff ikke adgang til billeddataene, som de forelå før mosaikken, dvs. SOF-råbilleder.



Figur Boks 4. Illustration af de ikke-komprimerede geotiff-billeddata (højre) og *lossy* komprimerede .ecw-data (venstre). Eksemplet er taget fra sommer ortofotos 2014 af Nibe-Gjøl. Den samme forstørrelse blev anvendt for begge datasæt. Et eksempel på lokale karakteristika for nuanceændringer kan ses midt i billedet.

2.6 Materialer og Metoder - Dataforberedelse

I vores arbejde med mindre udvalgte testområder, har vi valgt at samle input .ecw filerne til et samlet tif-billede, sådan at de enkelte beregningssteps kun skulle foretages en gang pr. billede i stedet for at skulle opsætte batch-kørsler eller iterationer for hver beregning. Desuden er det ikke al billedanalyse software, der kan arbejde med .ecw formatet. Der indgår op til 500 .ecw filer i et enkelt .tif-billede. Ulempen med de lidt data-tunge tif-billeder er dog, at hvert beregningstrin tager forholdsvis lang tid (i størrelsesordenen timer/halve døgn for de områder, vi analyserede).

2.6.1 Håndtering af udfordringer i billeddækning

De mest fuldstændige analyser mht. billeddækning er for 2012, hvor billeddækningen var bedst. I et forsøg på at sikre bedre billeddækning ved fremtidige SOF optagelser, har vi gjort opmærksom på problemet overfor ortofotokonsortiet/SOF, som AU er en del af, og fremsendt ønske om bedre billeddækning i 2018 og fremover (se Appendiks 1). Henvendelsen har nu resulteret i en ny konsortium-aftale fra 2018, der inkluderer billeddækning ud til 6 meter dybdekurven landsdækkende. Dette åbner op for nye muligheder for videreudvikling af en landsdækkende kortlægning af ålegræs/vegetation.

2.6.2 Håndtering af udfordring omkring mosaikdannelse og farvenormalisering

Vi har gjort en række tiltag for at håndtere udfordringen omkring mosaikdannelse og farvenormalisering (se Boks 5), men det var ikke muligt at foretage en automatiseret løsning, der udlignede disse overgange uden at påvirke andre bratte overgange i billedet såsom overgangene mellem sandbanker, ålegræs/sand mm, som vi er afhængige af i billedanalysen. I stedet har vi så vidt muligt håndteret problemet i billedanalysen ved at analysere samhørende sæt af transekt-referencedata og tilhørende billeddata separat fremfor at pulje alle referencedata for hhv. ålegræs og sand. Denne fremgangsmåde benyttede vi både i den lineære diskriminant analyse og i "maksimum likelihood" klassifikationen (se senere). Derudover har vi som nævnt gjort opmærksom på problemet overfor ortofotokonsortiet/SOF (se Appendiks 1).

2.6.3 Håndtering af udfordring omkring genskin

Selv moderat genskin i billeddata begrænser muligheden for at foretage en visuel fortolkning eller automatiseret billedanalyse af udbredelsen af bundvegetation. Dette er et problem for mange hydrologiske og marine remote sensing aktiviteter, incl. satellitter. Tre nyere artikler gennemgår problemstillingen og har testet robuste metoder til at fjerne genskin (Kay m.fl. 2009, Martin m.fl. 2016, Overstreet & Legleiter 2016). Der er to overordnede tilgange afhængigt af den rumlige opløsning af billeddata: For billeddata i grov opløsning (100-1000 m, f.eks. MERIS, Sentinel-3) er den overordnede tilgang at koble "radiative transfer" modeller med en statistisk model for vandoverfladens tilstand. For billeddata i fin opløsning (<10 m, f.eks., IKONOS, World-View) er tilgangen at antage, at al indgående stråling i NIR spektret er fuldt absorberet, så enhver målt NIR stråling repræsenterer genskin.

Billeddata i vores ortofotostudium falder i sidstnævnte kategori, men der er to faktorer som forhindrer, at man kan benytte NIR-metoden: (1) vanddybden i kystområderne er så lav, at man ikke kan antage, at NIR strålingen fra vandet er ubetydelig og (2) de sommer ortofotos, vi har adgang til, er optaget med ramme kamera (ikke spektral sensor) ukorrigeret for indstrålet lys, og "lossy" (.ecw) komprimerede billeddata kan ikke analyseres med robust radiometrisk analyse, som denne teknik kræver. I stedet har vi benyttet en empirisk billedrensningsprocedure til at reducere genskin (Boks 6, Figur 7).

Et alternativ til disse "post imaging" billedbehandlingsmetoder er at reducere effekten af genskin i det originale billede ved at benytte et polariseringsfilter under optagelsen, se f.eks. <u>https://www.youtube.com/watch?v=ChQgV7DlkQo</u>. Disse filtre benyttes ofte hos hand/-droneholdte kameraer, mens de kamera-typer der i øjeblikket kræves til SOF-billederne, desværre ikke kan benytte polariseringsiltre, bl.a. pga. filteret skal roteres ved hver drejning.

Boks 5. Håndtering af udfordringer omkring mosaikdannelse og farvenormalisering

De markante forskelle i billeddataenes lysstyrke for kystvandene, som opstår, når kildebilleddataene sættes sammen i en "sømløs" mosaik, der dækker hele Danmark (se figur 1), bør man ideelt set kunne kontrollere for i analysen at mulighederne for en udvidet kortlægning af udbredelsen af ålegræs. En måde at afbøde denne effekt på kunne være at identificere de dele af kystvandene, hvor billeddataene kan betragtes som værende ensartede mht. den generelle variation mellem pixelværdier. For nogle områder er grænsen mellem lysere og mørkere fjordbilleddata, som nævnt før, markeret af en klar linje. Vi har i vores studium overvejet, om det er muligt at definere det rumlige omfang af "lysere" og "mørkere" fjordbilleddata og, om muligt, anvende dette som en kovariat i den lineære diskriminant analyse og som interessepunkter for en kombination af kontrollerede klassificerede træningsdata og rumlig anvendelse af statistiske klassifikationsmodeller til analyse af billeddata. Vi overvejede, om de nuværende skarpe kontraster kunne hjælpe til med at identificere områder med mere eller mindre ensartede gråtonedata. Vi foretog eksperimenter med rumlige "convolution" filters til at isolere overgange mellem områder med markant forskellige farvetoner og derefter anvende disse som grundlag for at definere omfanget af objekter med ensartede farvetoner (se figur). Der er dog to problemer ved denne fremgangsmåde: (a) Forskellene i farvetoner er ikke konsekvent forbundet med skarpe overgange mellem billeddataene; (b) skarpe overgange mellem farvetoner kan være autentiske for billedet, som fx kanterne på dybereliggende vandrender. Vi har i vores studium ikke været i stand til at løse disse problemer og komme med forslag til en rumlig definition af rumlige underenheder i undersøgelsesområderne.



Figur Boks 5. Billeddata for Nibe-Gjøl (midterste del) er blevet strakt for at illustrere effekten af den anvendte farvenormalisering af mosaikdata over vandige områder. De gule linjer viser eksperimenter med applikation af rumlige "convolution" filtre til at isolere overgange mellem områder med markant forskellige farvetoner og efterfølgende anvendelse af disse som grundlag for at definere omfanget af objekter med ensartede farvetoner.



Figur 7. Illustration af resultatet af proceduren for isolation og fjernelse af genskin i billederne for Sydfyn 2014 (øverst) og Nibe-Gjøl 2012 (nederst). Venstre panel viser udgangssituationerne, højre panel viser de rensede billeder.

Boks 6 Anvendt procedure for isolation og fjernelse af genskin

Proceduren, udført med det objektbaserede billedanalyse software Trimble eCognition (v.9.2), omfatter tre nøglestadier:

(a) Isolation af genskin og fjernelse af lignende lyse flader uden genskin.

Trin 1: Land mask (e.g. FOT land.shp) anvendt \rightarrow "fjord object"



Trin 2: Angivelse af pixel-tærskelværdier i <fjord> object(s) giver som minimum en kortlægning af vand arealer, der er påvirket af genskin (grøn); det er ikke et problem, hvis disse omfatter ligeledes lyse, ikkevand arealer såsom kystområder, fx kanal-3 værdi >100 (denne tærskelværdi blev anvendt i alle processer til reduktion af genskin).



Trin 3: Isolation af genskin (class: _temp1) vha. følgende eCognition processer:

Step 3: Isolation of the water speckle (class: _temp1) via the following set of eCognition processes:

1.045 temp1 with Area > 1 m² at New Level: remove objects into Fjord (merge by shape)

01:05.505 Fjord at New Level: chess board: 20

23.681 Fjord with Number of temp1 (0) > 1 at New Level: temp2

1. 0.297 Fjord with Rel. border to temp2 > 0 at New Level: temp2

- 22.698 temp2 at New Level: temp2 <= 70 < temp3 on B3
- 24.461 temp3 at New Level: merge region
- 14.648 temp3 with Area > 0.5 m² at New Level: remove objects into Fjord, temp2 (merge by shape)
- 0.109 temp3 at New Level: temp1
- 01.451 temp1 at New Level: merge region
- 05.803 temp1 with Contrast to neighbor pixels B3 (5) < 170 at New Level: remove objects into Fjord, temp2 (merge by shap
- 0.156 temp2 at New Level: Fjord
- 55.255 Fjord at New Level: merge region



(b) Forstørrelse af pixels med genskin, så de inkluderer alle associerede pixels, der er påvirket af genskin. Trin 1: Ændring af pixelstørrelse. Dette er nødvendigt, hvis genskinnet ikke dækker hele pixlen.



(c) Erstatning af pixelværdier for områder med genskin med værdier baseret på interpolation af lokale billedpixeldata, der ikke er påvirket af genskin.

Dette blev udført vha. Inverse Distance Weighting (IDW), med en vægtning på 2, baseret på de omgivende ikke-genskinspåvirkede pixels, anvendt efter tur på de fire SOF-billedkanaler.

På grund af undersøgelsesområdets betydelige størrelse (Nibe-Gjøl danner med 0.16 m billedpixels eksempelvis et raster på 162.500 kolonner x 137.500 rækker) blev denne proces udført i "fliser" (*tiles*) med en lettere håndterbar størrelse (fx 20.000 x 20.000). Hver flise bliver til et projekt i eCognition-arbejdsområdet. Hvert fliseprojekt består af to trin, hvor man i Trin 1 gennemfører behandlingsfaserne (a) - (c). Denne proces skaber for hver flise en ny tiff-fil for hver behandlet billedkanal. I Trin 2 samler man fliseprojekterne og eksporterer hermed de rensede billedlag som et sæt, ét per kanal, nye billeddatafiler i fuld størrelse.



2.6.4 Indsamling af datapunkter til billedanalyse

Datapunkter er indsamlet visuelt vha. ArcMap (GIS) fra 3 testområder i årene 2012, 2014 og 2016 (Tabel 2). Punkterne er udvalgt langs dykker transekter foretaget i de matchende år, hvor tilstedeværelsen af ålegræs er dokumenteret. Punkterne er visuelt opdelt i to kategorier, 'ålegræs' og 'bar sandbund', med en tilnærmelsesvis ligelig fordeling af antal punkter i hver kategori. Vi har ikke inkluderet andre kategorier af planter end ålegræs i denne analyse. I alle disse punkter er 'ålegræs' og 'bar sandbund' dækket af vand med forskellig dybde, hvor maksimum dybden for punkter er begrænset af muligheden for visuel adskillelse i de to kategorier. I punkterne kendes dybden fra en interpoleret normaliseret dybdemodel, samt aflæste farvesignalværdier fra billederne.

Tabel 2.	Oversigt	over antal	datapunkter	udvalgt til	multivariat	analyse.
----------	----------	------------	-------------	-------------	-------------	----------

Testområde	Transekt	År	Datap	unkter (N)	Dybde interval (m)
			Ålegræs	Bar sandbund	
Saltholm/Øresund	TR_6	2012	55	49	2 - 4
Saltholm/Øresund	TR_6	2014	36	33	2 - 4
Saltholm/Øresund	TR_6	2016	25	25	2 - 4
Saltholm/Øresund	TR_9	2012	85	53	1 - 4
Saltholm/Øresund	TR_10	2012	75	71	0 - 2
Saltholm/Øresund	TR_11	2012	127	57	0 - 5
Nibe-Gjøl	DMU_580	2012	82	53	0 - 2
Nibe-Gjøl	DMU_580	2016	49	37	0 - 3
Nibe-Gjøl	DMU_137	2012	67	64	0 - 2
Nibe-Gjøl	LIM_44	2012	201	188	0 - 2
Nibe-Gjøl	LIM_47	2012	186	165	0 - 2
Nibe-Gjøl	LIM_47	2014	108	78	0 - 1
Nibe-Gjøl	LIM_47	2016	100	73	0 - 1
Sydfyn	DSO_1-4	2012	199	218	0 - 2
Sydfyn	DSO_1-4	2014	213	127	0 - 2
Sydfyn	DSO_1-4	2016	121	104	0 - 2
Sydfyn	KL_5	2012	185	151	0 - 4
Total	-	-	1914	1546	-

Ved lav vandstand kan ålegræs på lave dybder periodevist blotlægges, så bladene driver på vandoverfladen fremfor at være vanddækkede, hvilket forventes at give en ændring i farvesignaler, specielt i nær infrarød. Derfor er der indsamlet ekstra datapunkter uafhængigt af dykker transekterne, i områder hvor dette fænomen ser ud til at forekomme. Disse datapunkter er inddelt i kategorierne 'drivende vegetation' og 'vanddækket ålegræs'. Da vi ikke kan være helt sikre på, at den drivende vegetation er ålegræs, benævner vi kategorien 'drivende vegetation' fremfor 'drivende ålegræs'.

2.6.5 Billedanalyse

I vurderingen af brugen af ortofotos til kortlægning af udbredelsen af ålegræs, har vi fokuseret på 4 farvesignaler (rød, grøn, blå, nær infrarød). Digitale fotos, som fx ortofotos, består af mange pixels. I hver pixel er der angivet 4 talværdier i intervallet 0 – 255, som angiver refleksionen fra hver af de 4 farver. Forskellige kombinationer af talværdierne for rød, grøn og bla, der er synlige for det menneskelige øje, fremviser således forskellige blandingsfarver - helt nøjagtigt 2563 farver. En systematisk variation i sammensætning af disse talværdier imellem fx 'ålegræs' og 'bar sandbund' pixels, kan derfor potentielt udnyttes i kortlægningen af arealudbredelsen af ålegræs. Nær infrarød er ikke synligt for det menneskelige øje, men benyttes ofte til at kortlægge vegetation på land, fordi vegetation har en lav absorption af nær infrarød og dermed en høj refleksion. Nær infrarød signalet blokeres af vand, som derimod har en høj absorption af nær infrarød (Knipling 1970). Således er benyttelsen af nær infrarød til kortlægning af vegetation i vandige miljøer begrænset til den del af vegetationen som periodevist blotlægges for vand ved lave vandstande eller lavvande.

Billedanalysen er foretaget i 3 større kystområder (Nibe-Gjøl, Saltholm/Øresund, Sydfyn) mens Roskilde Fjord benyttes til model validering (Figur 3-6). De tre kystområder områder er udvalgt på baggrund af billedkvalitet og tilstedeværelsen af ålegræs, samt billeddækning i flere år (se 'Datamateriale'). Der er benyttet 2 multivariate analysemetoder til at vurdere brugen af ortofotos til kortlægning af ålegræs: 1) Lineær Diskriminant analyse 2) Maximum likelihood Classification.

Lineær Diskriminant Analyse (LDA)

I en LDA foretages en superviseret klassificering af træningsdata baseret på farvesignal-værdier (rød, grøn, blå) mht. definerede kategorier, fx 'ålegræs' og 'bar sandbund'. Analysen foretages i R vha. pakken 'MASS' med funktionen lda() og fremstiller en lineær funktion af typen:

Bundtype =
$$a + \beta_1^* x_1 + \beta_2^* x_2 + \beta_3^* x_3$$
,

hvor *a* er konstant, β er regressionskoefficienter og *x* er værdien for de enkelte variable i en given pixel. Modellen beskriver den korrelation mellem forskellige variable (farvesignaler) i forskellige kombinationer, der bedst beskriver adskillelsen af 2 eller flere kategorier, her 'ålegræs' og 'bar sandbund'. Den højeste regressionskoefficient angiver den variabel, der bedst beskriver adskillelsen af kategorierne. Som vigtige forudsætninger for brug af metoden undersøgte vi, at variable i hver kategori viste varianshomogenitet og normalitet, undtagen i dybde- og transekt specifikke modeller.

Modeller

Vi har tilpasset en generel model på baggrund af 75% af datapunkterne udvalgt tilfældigt fra hele den samlede pulje på tværs af områder og år vha. GIS værktøjet 'Random features'. Denne model testes med de resterende 25% af datapunkterne. Derudover testes modellen i Roskilde fjord, som ikke er medtaget i tilpasningen af modellen. Modellen testes tilmed i områder med ålegræs blotlagt for vand.

Ligeså tilpasses modeller for hvert testområde i 2012, igen fordelt med 75% til tilpasning og 25% til test. Vi tester ligeledes hvordan applikationen af en områdespecifik model (Nibe-Gjøl 2012) kan estimere den egentlige fordeling af datapunkter i øvrige testområder, hhv. Sydfyn og Saltholm/Øresund 2012, samt øvrige år, Nibe-Gjøl 2014 og 2016.

For at undersøge styrken af de generelle modeller beskrevet ovenfor, er der desuden beregnet en model for hvert enkelt transekt i de 3 testområder, dvs. en LDA model på transektniveau. En god sammenlignelighed mellem disse modeller på tværs af transekter vil styrke grundlaget for en generel model for større områder. Der er ligeså beregnet en model på baggrund af datapunkter i hvert transekt inddelt efter dybdeintervaller. En god sammenlignelighed mellem modellerne på tværs af dybder vil også styrke grundlaget for en generel model på tværs af dybde.

Fremstilling af kort

I den generelle LDA model beregnes en bundtypeværdi per billedpixel i billedet. Ud fra denne værdi placeres hver pixel i en kategori, afhængigt af om værdien er over eller under grænseværdien. Grænseværdien er forskellig fra model til model og findes ved at anvende modellen på træningspunkterne. Et gennemsnit for resultaterne heraf angiver grænseværdien, som anvendes til at fremstille et kort over en estimeret udbredelse af ålegræs.

Maximum Likelihood Classification (MLC)

I en MLC analyse foretaget i ArcMap (GIS) foretages en superviseret klassificering af træningsdata baseret på farvesignalværdier (rød, grøn og blå) mht. de definerede kategorier, fx 'ålegræs' og 'bar sandbund'. Herfra beregnes en signatur i værktøjet 'Create signatures' på baggrund af træningsdata. Denne signatur indeholder gennemsnitsværdier og kovarians matrix mellem de forskellige variable (farvesignaler og evt. dybde) for hver kategori. Baseret på denne signatur, klassificeres hver billedpixel til den kategori, som de med højest sandsynlighed ligner vha. værktøjet 'Maximum likelihood classification'. Som en vigtig forudsætning for brug af metoden, undersøgte vi, at variable i hver kategori er normalfordelte.

Modeller/signaturer

Vi har beregnet en signatur for Nibe-Gjøl 2012 på baggrund af 75% af datapunkterne, der blev udvalgt tilfældigt. I analysen medtages 8 kategorier, da 'ålegræs' og 'bar sandbund' yderligere inddeles efter deres tilhørende transekt. Dette giver en mulighed for at vurdere hvordan klassificeringer på tværs af transekter overlapper hinanden. Applikationen af modellen er testet med de resterende 25% af datapunkterne. Derudover har vi undersøgt hvorledes applikationen af Nibe-Gjøl 2012 signaturen kan estimere den egentlige fordeling af kategorier i de øvrige testområder Saltholm/Øresund 2012 og Sydfyn 2012, samt for øvrige år i Nibe-Gjøl 2014, Nibe-Gjøl 2016 og Roskilde Fjord 2016. Specifikt i Nibe-Gjøl 2012 har vi også dannet signaturer på baggrund af et varierende antal transekter, for at se om det påvirker modellens ydeevne. Til fremstilling af kort over arealudbredelsen af ålegræs samles de 8 kategorier til 2 kategorier, hhv. 'ålegræs' og 'bar sandbund'. Ved inddragelse af dybde, som en fjerde variabel i analysen, foretages en normalisering af alle variable vha. den naturlige logaritme.

3 Resultater

3.1 Billedanalyse

3.1.1 Visuel analyse af ålegræs og sandbund i orthofotos

Dette afsnit viser illustrative eksempler på hvordan ålegræs og andre bundforhold fremtræder på ortofotos. I ortofotos over lavvandede områder er ålegræs synligt som mørke felter gennem de røde, grønne og blå kanaler i billederne, dog ikke i den infrarøde kanal, da infrarødt lys absorberes i de allerøverste vandlag (Figur 8).



Figur 8. Ålegræsenge ses som mørke felter i de fleste farvekanaler af ortofotos (R: rød, G:grøn, B: blå), dog ikke i den nærinfrarøde kanal (NIR). Blålige firkanter viser reference-observationer af ålegræs fra moniteringsprogrammet, hvor farvestyrken angiver graden af ålegræsdækning: <25%: lys blå, >75% mørk blå. Orthofotos fra Nibe-Gjøl Bredninger 2012.

Figur 9. R-G-B (rød-grøn-blå) signaler fra den nøgne fjordbund varierer mellem nuancer af brun og hvid/lysegrå, mens ålegræsset fremtræder som mørke felter, og viser fin sammenhæng med reference-observationer af ålegræs fra moniteringsprogrammet, illustreret ved blålige firkanter, hvor farvestyrken angiver graden af ålegræsdækning:<25%: lys blå, >75% mørk blå. Orthofotos fra Nibe-Gjøl Bredninger 2012. Et par andre eksempler illustrerer også den tydelige sammenhæng mellem billeddata og ålegræs-observationer fra moniteringsprogrammet (Fig. 9).



Ovenstående eksempel illustrerer standard billeddata som kan udnyttes til kortlægning af ålegræs. Men i lavvandede områder er der også eksempler på andre billedmønstre i form af et klassisk (fra terrestriske systemer) nær-infrarødt (NIR) vegetations respons, dvs. relativt høje værdier for NIR kanalen, som giver sig udslag i en markant lyserød/rød farve i "NIR-Red-Red false color" farvekompositten (Figur 10). Men hvordan skal man tolke denne vegetationsrespons? Er området så lavvandet, at ålegræs kommer til syne i vandoverfladen? Er det flydende ålegræsblade? Eller er det mon måtter af fritflydende grønalger? Da vi ikke har ground truth data fra denne type område, kan vi ikke være sikre i tolkningen. Men vi ved, at der i dette område i perioder både er ansamlinger af drivende, løsnet ålegræs og fasthæftede planter, der er så lange, at de driver i overfladen (Preben Clausen, personlig observation).



Figur 10. Ortofoto over lavt vand (mod sydøst i billedet) fremtræder anderledes end over det dybere vand i resten af billedet. Dette ses delvist i R-G-B (rød, grøn, blå) - kanalen (til venstre) og i NIR (nær infra rød) -kanalen (til højre), men viser et særligt markant lyserødt/rødt signal i NIR-Red-Red kanalen (midtfor). Orthofotos fra Nibe-Gjøl Bredninger 2014.

3.1.2 Dybdegrænse for billedanalyse

Billedanalysen er begrænset af den visuelle indsamling af datapunkter, idet punkterne kun er valgt i områder med en klar adskillelse af 'bar sandbund' og 'ålegræs'. Muligheden for en klar adskillelse af kategorierne forværres med dybden. Dette ses klart ved at afbilde farvesignaler for hhv. 'alegræs' og 'bar sandbund' som funktion af vanddybden og analysere det lineære fald i signalerne (figur 11 og 12). I punktet hvor de lineære regressioner for 'alegræs' og 'sand' som funktion af vanddybden krydser hinanden, finder vi dybdegrænsen for applikationen af en model i det givne transektområde. Ser vi fx på det grønne farvesignal i et transekt fra Saltholm (TR6) er dybdegrænsen omkring 4-5 meters dybde, hvilket i dette tilfælde ikke varierer markant mellem år (Fig. 11). En lignende dybdegrænse for modellen gør sig gældende for et transekt fra Sydfyn (DMU137 i 2012) (Fig. 12), mens billedkontrasten i 2 andre transekter omkring Sydfyn og Saltholm/Øresund (KL5 og TR9 i 2012) giver en model-dybdegrænse på 6-8 meter. Dette viser, at dybdegrænsen for mulig billedanalyse kan variere mellem områder, hvilket kan medføre større usikkerhed ved applikation af en generel model på tværs af områder, hvis der ikke tages hensyn til disse dybdegrænser.



Figur 11. Farvesignal værdi for rød, grøn, blå og nær infrarød (lilla) på tværs af dybde i hhv. ålegræs- og sandpunkter for årene 2012, 2014 og 2016 ved Saltholm/Øresund (transekt TR_6). Linjerne beskriver regressionen mellem farvesignal og dybde i hhv. sand (stiplet) og ålegræs (hel).



Figur 12. Farvesignal værdi for rød, grøn, blå og nær infrarød (lilla) på tværs af dybde i hhv. ålegræs- og sandpunkter for transekter i Sydfyn (KL_5), Nibe-Gjøl (DMU_137) og Saltholm/Øresund (TR_9) i 2012. Linjerne beskriver regressionen mellem farvesignal og dybde i hhv. sand (stiplet) og ålegræs (hel).

Figur 13. Overblik over middelværdien per farvesignal a) rød, b) grøn og c) blå i forhold til nær infrarød i de enkelte transekter. Cirkulær standard afvigelse er angivet omkring middelværdierne. Vektorerne indikerer ændringen i middelværdi per meters dybde. 'Expo' = blotlagt for vand og 'Cov' = dækket med vand, hvilke tilhører specielle transekter i tilfælde af ålegræs blotlagt for vand.



For at identificere hvilke farvesignaler, der bedst adskiller kategorierne "ålegræs" og "sand", har vi plottet de enkelte farvesignaler (rød, grøn, blå) for sandog ålegræspunkter (gennemsnit per transekt) som funktion af farvesignalet for nær infrarød, der, som forventet, ikke varierer mellem kategorierne (Figur 13) grundet en høj absorption af nær infrarød i vand. Derfor benyttes nær infrarød signalet til at normalisere de øvrige farvesignaler (rød, grøn og blå). Denne øvelse viser, at der er potentiale for at danne modeller, der kan klassificere ålegræs og sand på baggrund af farvesignalværdierne rød, grøn og blå. Vi ser fx, at sandpunkter generelt har højere farvesignalværdier end ålegræspunkterne, og at farvesignalværdier primært ændres med dybden i sandpunkterne, mens ålegræspunkterne er mere stabile. I signalerne for rød og blå (Fig. 13a og 13b), er der mere overlap mellem kategorierne end i det grønne signal, der således ser ud til at være den bedste separatorvariabel mellem sand og ålegræs (Fig. 13c). I det følgende fortsættes analysen af farvesignaler vha. multivariate analyser.

3.2 Lineær Diskriminant Analyse

3.2.1 Generel model

Den generelle LDA model (Tabel 3), tilpasset på baggrund af sammenhænge mellem farvesignaler i ortofotos og tilhørende reference-observationer fra samtlige områder og år, bekræfter at det grønne farvesignal bedst beskriver adskillelsen af kategorierne "ålegræs" og "bar sandbund". Det ser vi, da regressionskoefficienten (dvs hældningen af linien) for det grønne farvesignal mod det infrarøde vægter højest (-0.14) sammenlignet med regressionskoefficienterne for de røde eller blå farvesignaler mod det infrarøde (hhv. 0,009 og 0,070, Tabel 3).

Tabel 3. Karakteristik af generel LDA model på baggrund af træningsdata (75% af datapunkter) fra alle testområder (Saltholm/Øresund, Sydfyn og Nibe-Gjøl) og år (2012, 2014, 2016) samlet. Regressionskoefficienter (β) for hhv. det røde, grønne og blå farvesignal mod det infrarøde.

	Model (bundtype = $\beta_{rød} * X_{rød} + \beta_{grøn} * X_{grøn} + \beta_{blå} * X_{blå}$)
$\beta_{rød}$	0,0091
β _{grøn}	-0,1408
β _{blå}	0,0697

Ved applikation af ovenstående model (Tabel 3) på tværs af områder og år, hvor x er de enkelte pixelværdier i billederne, ser vi at modellen klassificerer 95,6% af testpunkterne korrekt, dvs. en usikkerhed på 4,4% (Tabel 4). Udenfor transektområderne forventer vi, at usikkerheden er den samme. Dette viser umiddelbart, at modellen klarer sig godt mht. at klassificere testpunkterne korrekt. For yderligere validering af den generelle model (Tabel 3), anvendtes den på et område, som ikke var en del af tilpasning af modellen. I Roskilde fjord ser vi, at modellen udviser en lignende usikkerhed på et estimat for arealudbredelsen af ålegræs (4,5%) med en korrekt klassificering samlet set på 95,5% (Tabel 5).

Tabel 4. Test af generel LDA model baseret på testdata (de resterende 25% af oprindelige datapunkter) fra alle testområder (Saltholm/Øresund, Sydfyn og Nibe-Gjøl) og år (2012, 2014, 2016) samlet. Modellens forventede fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i forhold til den egentlige fordeling. 95,6 % ((((379+448)/(404+461))*100%) af testpunkterne er fordelt korrekt.

Egentlig fordeling		Estime	ret fordeling	% Korrekt klassificering
		Sand	Ålegræs	
Sand	404	379	25	93,8
Ålegræs	461	13	448	97,2
Total	865			95,6

Tabel 5. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Roskilde Fjord 2016. Den forventede fordeling er estimeret med generelle LDA model.

Frantlin fandalin n		Fatima	nat fandaling	9/ konvolst fordalt
Egentlig fordeling		Estime	ret fordeling	% KOFFEKT TOFGET
		Sand	Ålegræs	
Sand	226	222	4	98,2
Ålegræs	235	17	218	92,8
Total	461			95,5

Mht. klassificering af drivende vegetation ser vi, at andelen af korrekt klassificering kan variere fra år til år (Tabel 6). I 2014 klassificeres kun 13,1% af punkterne som ålegræs, mens andelen af korrekt klassifikation er oppe på 80% i 2016. Dette tyder på, at drivende vegetation bør medregnes som en tredje kategori i en model, for at sikre kortlægning i områder med risiko for lave vandstande.

Tabel 6. Generel LDA model anvendt på datapunkter i drivende vegetation i Nibe-Gjøl 2014 og 2016. Modellens forventede fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i forhold til den egentlige fordeling.

<u> </u>	<u> </u>	0 0	0	
Bundtype/år	Egentlig fordeling	Estimeret f	ordeling	% korrekt fordelt
	Ålegræs	Bar sandbund	Ålegræs	
Drivende vegetation 2014	61	53	8	13,1
Drivende vegetation 2016	65	13	52	80,0

3.2.2 Kort over den estimerede ålegræsudbredelse

Kortlægning af ålegræssets udbredelse i testområderne (Fig. 14-17), er her estimeret vha. applikationen af den generelle LDA model på genskins korrigerede SOF billeder (Tabel 3) på de genskinskorrigerede ortofotos. Kortene og det tilknyttede ålegræsareal er beregnet fra kystlinjen og ned til en vanddybde, hvor farvekontrasten mellem ålegræs og sand fortsat tillod en god sikkerhed i klassifikationen (jfv. Figur 11 og 12). Vi har derfor tilladt modellen at køre fra kystlinjen til 2,5 meters dybde for Nibe-Gjøl og Roskilde Fjord, hvor vandet er relativt uklart, mens beregningen er foretaget ned til 5 meters dybde for Saltholm/Øresund og Sydfyn, hvor vandet er langt klarere, og kontrasten i billederne derfor opretholdes til større dybde. De valgte dybdegrænser er udtrukket fra bathymetri-kortet.



Figur 14. Ålegræssets arealudbredelse i Nibe-Gjøl beregnet ud fra ortofotos 2012 (øverst t.v.), ortofotos 2014 (øverst t.h.) og ortofotos 2016 (nederst) ved anvendelse af den generelle LDA model (Tabel 3).



Figur 15. Ålegræssets arealudbredelse omkring Saltholm/Øresund beregnet ud fra ortofotos 2012 (t.v.) og ortofotos 2014 (t.h.) ved anvendelse af den generelle LDA model (Tabel 3). Ortofotos 2016 havde for dårlig billeddækning til analyse af ålegræs.



Figur 16. Ålegræssets arealudbredelse i Sydfyn beregnet på ortofotos 2012 (t.v.) og ortofotos 2014 (t.h.) ved anvendelse af den generelle LDA model (Tabel 3). Ortofotos 2016 havde for dårlig billeddækning til analyse af ålegræs .

Figur 17. Ålegræssets arealudbredelse i Roskilde Fjord beregnet på ortofotos 2016 ved anvendelse af den generelle LDA model (Tabel 3 - udviklet baseret på data fra Nibe-Gjøl, Saltholm/Øresund og Sydfyn).



Ud fra kortene over ålegræssets arealudbredelse i de 4 områder, har vi beregnet arealudbredelsen af ålegræsset (Tabel 7).

Tabel 7. Sammenfatning af ålegræssets udbredelsesarealer estimeret for de udvalgte testområder (Nibe-Gjøl, Saltholm/Øresund, Sydfyn) og valideringsområdet (Roskilde Fjord) ved applikation af den generelle LDA model, der er baseret på farvesignaler (RGB), angivet i 'Variable'. 'Total-areal' angiver det samlede vanddækkede areal i testområdet (arealet er forskelligt fra år til år, primært fordi billeddækningen i testområderne varierer). 'Potentielt ålegræs-areal' angiver vand-arealet ned til den valgte dybdegrænse for modellen, angivet i 'Model-dybdegrænse', hvor '% af tot' angiver procent potentielt ålegræs-areal af total-arealet. 'LDA estimeret ålegræs-areal' angiver det beregnede ålegræs-areal og '% af pot' angiver procent LDA ålegræs-areal af 'Potentielt ålegræs-areal'.

		Model-	Total	Pot	tentielt	LDA e	stimeret
Område	Variable	dybdegrænse	areal	ålegr	æs-areal	ålegra	es-areal
		m	Km ²	Km ²	% af tot	Km ²	% af pot
Nibe-Gjøl 2012	R + G + B	2,5	134	111	83	25	23
Nibe-Gjøl 2014	R + G + B	2,5	145	118	82	67	56
Nibe-Gjøl 2016	R + G + B	2,5	113	96	85	60	62
Saltholm/Øresund 2012	R + G + B	5,0	176	83	47	67	80
Saltholm/Øresund 2014	R + G + B	5,0	152	73	48	45	61
Sydfyn 2012	R + G + B	5,0	126	98	78	55	56
Sydfyn 2014	R + G + B	5,0	138	100	72	74	74
Roskilde Fjord 2016	R + G + B	2,5	139	62	45	28	45

3.2.3 Områdespecifikke modeller

For at undersøge den generelle LDA model nærmere, har vi nedbrudt den generelle model til én model per testområde i 2012 (Tabel 8). Disse modeller er til dels sammenlignelige, men der er variation i vægtningen af det røde og blå farvesignal. Vi har derfor testet, hvordan modellen fra ét område (Nibe-Gjøl 2012 modellen) klassificerer datapunkterne i de øvrige områder udtrykt som andelen af korrekt fordelte datapunkter i Nibe-Gjøl, Saltholm/Øresund og Sydfyn 2012 efter applikation af modellen (Tabel 9-13). Lokalt i Nibe-Gjøl 2012 klarer modellen sig godt med en samlet usikkerhed i kategorisering mellem 'alegræs' og 'bar sandbund' testpunkter, dvs. arealudbredelsen af alegræs, på 1,6% (Tabel 8). Både i Saltholm/Øresund og Sydfyn 2012 viser modellen en højere, men stadig relativt lav usikkerhed på arealudbredelsen af alegræs (5,6% og 6,7%, Tabel 10 og 11). Et gennemgaende mønster er dog, at modellen overestimerer ålegræssets udbredelse i begge disse områder. Et lignende mønster gør sig gældende for Nibe-Gjøl 2014, hvor andelen af korrektklassificerede sandpunkter er nede på 26% og den samlede usikkerhed er på 31,6% (Tabel 12). For Nibe-Gjøl 2016 ser vi derimod igen en lave usikkerhed på 0,8% (Tabel 13). Tabel 14 giver et overblik over modelresultater i de forskellige områder og år. Samlet set udviser Nibe-Gjøl 2012 modellen lave usikkerheder ved applikation på øvrige områder og år. Bortset fra i 2016, er der alligevel et mærkbart problem med overestimering af ålegræs.

Tabel 8. LDA modeller per testområde for 2012 træningsdata (75% af datapunkter) beskrevet ved koefficienten for rødt, grønt og blåt farvesignal.

Koefficient	Nibe-Gjøl	Saltholm/Øresund	Sydfyn	
β _{rød}	0,0597	0,0382	0,1216	
β _{grøn}	-0,3140	-0,2157	-0,2165	
β _{blâ}	0,1679	0,1664	0,0061	

Tabel 9. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i resterende 25 % af datapunkterne fra Nibe-Gjøl 2012. Den forventede fordeling er estimeret med LDA modellen for Nibe-Gjøl 2012. Tallene repræsenterer antallet af testpunkter i hver kategori.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% Korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	116	113	3	97,4
Ålegræs	136	1	135	99,3
Total	252			98,4

Tabel 10. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Sydfyn 2012. Den forventede fordeling er estimeret med LDA modellen for Nibe-Gjøl 2012. Tallene repræsenterer antallet af testpunkter i hver kategori.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% Korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	369	326	43	88,4
Ålegræs	384	0	384	100
Total	753	_		94,4

Tabel 11. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Saltholm/Øresund 2012. Den forventede fordeling er estimeret med LDA modellen for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% Korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	181	150	31	82,9
Ålegræs	287	1	286	99,7
Total	468			93,2

Tabel 12. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Nibe-Gjøl 2014. Den forventede fordeling er estimeret med LDA modellen for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estime	ret fordeling	% Korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	78	21	57	26,9
Ålegræs	108	0	108	100
Total	186			69,4

Tabel 13. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Nibe-Gjøl 2016. Den forventede fordeling er estimeret med LDA modellen for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% Korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	110	110	0	100
Ålegræs	149	2	147	98,7
Total	259			99,2

Tabel 14. Oversigt over Nibe-Gjøl 2012 LDA modellens evne til at estimere ålegræs i øvrige testområder og år. Overestimat = rød, underestimat = blå, hverken eller = gul.

	2012	2014	2016
Nibe-Gjøl			
Saltholm/Øresund			
Sydfyn			

For at gå et skridt dybere i analysen af den områdespecifikke variation, har vi sammenlignet LDA modeller tilpasset for hvert enkelt transekt. Øvelsen viser, at kun enkelte transekter er sammenlignelige indenfor hvert område (Tabel 15). Det gælder fx transekt LIM44 og DMU580 i den østlige del af Nibe-Gjøl 2012, mens de øvrige transekter ikke er sammenlignelige (Tabel 15). I Saltholm/Øresund 2012 ser vi en opdeling i øst og vest, hvor TR9 og TR6 i vest er sammenlignelige med hinanden, imens TR11 og TR10 i øst er sammenlignelige med hinanden. Der er således områdespecifikke variationer mellem transekter mht. adskillelsen mellem 'bar sandbund' og 'ålegræs' på baggrund af farvesignaler.

Tabel 15. LDA modeller for individuelle transekter fordelt på de 3 testområder over årene 2012, 2014 og	g 2016
---	--------

År	Koefficient					Moo	del				
			Nibe-Gjøl				Saltholm/	Sydfyn			
		DMU137	DMU580	LIM47	LIM44	TR9	TR10	TR11	TR6	DSO_1-4	KL5
2012	$\beta_{rød}$	-0,167	-0,077	0,166	-0,031	0,198	0,082	0,058	0,194	0,079	0,155
	β _{grøn}	-0,081	-0,169	-0,398	-0,235	-0,360	-0,240	-0,291	-0,310	-0,191	-0,298
	$\beta_{bl\hat{a}}$	0,106	0,206	0,157	0,129	0,039	0,053	0,266	0,079	0,005	0,056
2014	$\beta_{rød}$			-0,233					0,118	0,127	
	β _{grøn}			-0,022					-0,175	-0,231	
	$\beta_{bl\hat{a}}$			0,128					-0,001	0,040	
2016	$\beta_{rød}$		-0,004	-0,524					0,342	0,213	
	β _{grøn}		-0,128	-0,122					-0,498	-0,189	
	$\beta_{bl\hat{a}}$		0,040	0,189					0,081	-0,130	

I årene 2014 og 2016 er der generelt en mørkere billedkvalitet, hvilket gjorde en visuel adskillelse mellem 'ålegræs' og 'bar sandbund' mere vanskelig. Derfor har vi kun datapunkter for ét transekt per område i disse år. I LIM47 og DSO_1-4 er modellerne ikke sammenlignelige årene imellem, hvorimod årene er tilnærmelsesvist sammenlignelige i TR6 (Tabel 15). Der er således variationer i billederne mellem de forskellige år, som kan forringe ydeevnen af en generel model på tværs af år. Vi ser dog, at en områdespecifik model (fx Nibe-Gjøl 2012), baseret på område med relativt tydelige visuelle skel mellem kategorierne, udviser lave usikkerheder på tværs af områder og år, men med tendens til overestimering af 'ålegræs' i forskellig grad (Tabel 10-14).

I billedmosaikken har vi identificeret en række systematiske lys- og billedkvalitetsforskelle mellem områder og år (se 'Datamateriale'). Nogle af disse er artefakter der stammer fra selve dannelsen af mosaikken, som er en sammenfletning af flere billeder til ét billede. Fx består Nibe-Gjøl af op til 50 enkeltbilleder, der kan variere mht. naturlige lysforhold, billedkvalitet etc. For at afhjælpe dette, har leverandøren foretaget en farvenormalisering over landarealer, der kun til dels rækker ud i kystvandet. Dette skaber således en tydelig lyskontrast mellem farvenormaliserede og ikke-farvenormaliserede havområder (se metodeafsnit). Disse artefakter i mosaikken kan ændre sammensætningen af farvesignalerne mellem transekter og inden for et transekt, og dermed komplicere mulighederne for at bruge en generel model over større områder som fx Nibe-Gjøl Bredning.

For at undersøge betydningen af disse billedartefakter, har vi sammenlignet LDA modeller, der går på tværs af en ændring i billedkvalitet eller lys. Ved TR11, ser vi et eksempel på et artefakt mellem et farvenormaliseret og et ikkefarvenormaliseret område (Fig. 18). På tværs af dette artefakt, ser vi en forskel mellem modellerne mht. hvorledes farvesignalerne vægtes ift. hinanden, hvilker sandsynligvis påvirker en samlet model for hele transektet (Tabel 16), men det er svært at sige i hvor høj grad. **Figur 18.** Datapunkter på tværs af billed-artefakt i Saltholm/Øresund 2012, TR11.



Tabel 16. LDA modeller fra mindre områder på tværs af billede artefakt i TR11 2012.

	N	lodel
Koefficient	Pink (1,5-2,5m)	Turkis (1,5-2,5m)
B _{rød}	-0,1239	-0,4266
B _{grøn}	-0,2313	-0,3090
B _{blå}	0,1549	0,0536

3.2.4 Dybdespecifikke modeller

Transekterne dækker over varierende dybdeintervaller (Tabel 2). Hvis forholdet mellem farvesignalerne ændres med dybden, kan dette forstyrre sammenligneligheden mellem modellerne og dermed ydeevnen for en model på tværs af dybde. I figur 11 og 12 ses fordelingen af farvesignaler i forhold til dybde for de enkelte transekter mellem de to kategorier. Her ser vi, at farvesignalernes værdi ofte falder med stigende dybde, specielt i sandpunkterne. Dette er dog ikke konsekvent for alle transekter og det er svært at afgøre, om alle farvesignaler falder lige meget i værdi.

For at vurdere betydningen af dybde, sammenlignes LDA modeller fra dybdeintervallerne, 0-1 m, 1-2 m etc. i 2012. Modellerne fra de enkelte dybdeintervaller per transekt er vist i tabel 17. Her ser vi, at modellerne for Nibe-Gjøl er tilnærmelsesvis ens i de første to dybdeintervaller, dvs. at forholdet mellem farvesignalerne ikke ændres med dybden i intervallet 0-2 m. Et lignende mønster gør sig gældende for transekter i Saltholm/Øresund og Sydfyn. I Saltholm/Øresund og Sydfyn, hvor transekterne går dybere end 2 meter, ser vi, at modellerne varierer med dybden (Tabel 16). Da alle transekterne i Nibe-Gjøl holder sig inden for 2 meters dybde, er det umiddelbart ikke variation i dybde, der forarsager variationen mellem transekt modellerne i Nibe-Gjøl. Det kan derimod være tilfældet i Saltholm/Øresund og Sydfyn, som inkluderer dybder på over 2 meter. Disse observationer tyder på, at dybdespecifikke modeller vil kunne forbedre kortlægningen af ålegræs i områder med stor dybdeudbredelse. Det skal nævnes, at testområderne Saltholm og Sydfyn er præget af en blandet marin flora, hvor 0-1 m dybde er domineret af havgræsser, Ruppia sp. Dvs, at selvom vi har valgt datapunkter tæt op ad en dokumenteret tilstedeværelse af ålegræs, kan datapunkter fra denne dybde reelt have været Ruppia sp. og derved bidrage forskelle mellem dybdemodellerne, som vi ellers tilskriver fald i farvesignal pga. dybde. Der ser dog ikke ud til at være en markant forskel mellem dybdemodellerne 0-1 m og 1-2 m på hverken Saltholm eller Sydfyn, som ellers var forventet hvis en forskel i vegetationstype påvirker modellen. Dette betyder også, at modellerne i denne rapport sandsynligvis vil klassificere andet marin vegetation som alegræs, da vi ikke benytter andre kategorier af vegetation. Ved at inkludere flere kategorier af vegetation, har studier før illustreret et potentiale i at modellere vegetationstyper i vand vha. farvesignaler (Krause-Jensen et al. 2001).

 Tabel 17. LDA modeller fra specifikke dybdeintervaller i de individuelle transekter i 2012. Rød farve indikerer, at N = 20 punkter, ellers er N>20.

Dybdeinterval	Koefficient		Model								
		Nibe-Gjøl				Saltholm/Øresund			Syd	fyn	
		DMU137	DMU580	LIM47	LIM44	TR9	TR10	TR11	TR6	DSO_1-4	KL5
0-1m	$\beta_{rød}$	-0,221	-0,174	0,163	0,044		0.064	-0,082		-0,020	
	β _{grøn}	-0,081	-0,086	-0,398	-0,254		-0,233	-0,271		-0,150	
	β _{blå}	0,119	0,244	0,152	0,137		0,097	0,152		0,020	
1-2m	$\beta_{rød}$	-0,131	0,019	0,174	-0,020	-0,158	0,029	-0,073	-0,007	0,085	-0,110
	β _{grøn}	-0,069	-0,378	-0,859	-0,223	-0,216	-0,210	-0,207	-0,165	-0,190	-0,100
	$\beta_{bl\hat{a}}$	0,041	0,071	-0,139	0,114	0,117	0,026	0,223	0,058	0,002	-0,013
2-3m	$\beta_{rød}$					0,105		-0,532	0,223		0,120
	β _{grøn}					-0,294		-0,240	-0,344		-0,309
	$\beta_{bl\hat{a}}$					-0,122		0,006	0,101		-0,030
3-4m	$\beta_{rød}$					0,528		-0,309			
	β _{grøn}					-0,595		-0,601			
	$\beta_{bl\hat{a}}$					0,080		0,308			
4-5m	$\beta_{rød}$							0,154			-0,069
	β _{grøn}							-0,496			-0,301
	$\beta_{bl\hat{a}}$							-0,277			0.117

3.2.5 Andre relevante forhold

Udover billedartefakter og dybdepåvirkning, kan der være andre forhold, som besværliggør klassificeringen af 'bar sandbund' og 'ålegræs' mellem områder og år. Der kan være variationer i sandbundstype og farve, som kan minde om farvesignalværdierne for ålegræs i et andet område, og dermed forårsage overestimering af ålegræs. Lav densitet af ålegræs kan i et område eller et år minde om sandbund i andre områder og år, og kan her forårsage underestimering af ålegræs. Derudover påvirker koncentrationen af planktonalger og silt vandets sigtbarhed mellem områder og år, og dermed modellens dybde-følsomhed. Dette understreger, at det kan være relevant at inddrage information om dybde-/lysforhold i en forbedret generel model for ålegræs på tværs af områder og år.

3.3 Maximum Likelihood Classification (MLC)

3.3.1 Generel model

Det har ikke været muligt at tilpasse en generel model med MLC, da vi mangler en metode hvorpå signaturen kan dannes på baggrund af flere testområder og år samtidigt. Dette burde være muligt, men dog ikke inden for dette projekts tidsramme.

3.3.2 Områdespecifikke modeller

I denne analyse har vi tilpasset en MLC model på baggrund af Nibe-Gjøl 2012, som applikeres lokalt og på de øvrige områder. Tabel 18 viser, at usikkerheden for klassificeringen af testpunkterne i Nibe-Gjøl 2012 er på 2,2% for ålegræs og 0,8% for sand. Dvs. at baseret på træningspunkter fra 4 transektområder i Nibe-Gjøl Bredninger kan vi lave en forholdsvis god model med lav usikkerhed inden for 0 - 2 meters dybde. Det skal dog understreges, at ligesom i den forrige analyse, vurderes modellens ydeevne kun indenfor transektområderne.

Tabel 18. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i resterende 25 % af datapunkter fra Nibe-Gjøl 2012 indenfor dybdeintervallet 0 - 2 m. Baseret på MLC model for Nibe-Gjøl 2012. Tallene repræsenterer antallet af testpunkter i hver kategori.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% korrekt fordelt
		Sand Ålegræs		
Sand	120	119	1	99,2
Ålegræs	136	3	133	97,8
	256			98,4

Udenfor transektområderne, er vi begrænset til at foretage en visuel vurdering af modellens estimat, da vi ikke har data, der dokumenterer tilstedeværelsen af alegræs. Antager vi, at den mørke farve i tif-billedet er alegræs (Fig. 19b), tyder en visuel sammenligning med modelestimatet (Fig. 19a), at modellen overestimerer ålegræs udbredelsen i dette tilfældige kystnære område udenfor transektpunkterne. I et forsøg på at forbedre modellens estimat i det givne område, har vi benyttet sandsynlighedsrasteren, der produceres i forbindelse med kørsel af modellen. Denne illustrerer sandsynligheden for korrekt klassificeringen i hver enkelt pixel. Jo lavere værdi, jo højere sandsynlighed for korrekt klassificering. Sammenligner vi sandsynlighedsrasteren med tif-billedet, ser vi en lavere sandsynlighedsværdi i mange af områderne med alegræs ift. bar sandbund (Fig. 19b og 19c). Derfor har vi klippet pixels fra med en sandsynlighedsværdi på over 10. Resultatet ses i figur 19d, og vurderet med det blotte øje, ser det ud til, at vi har et forbedret estimat af ålegræs udbredelsen, givet at den mørke farve på tif-billedet er ålegræs. Øvelsen viser, at man ved yderligere analyse evt. kan forbedre modellen, ved at inddrage viden fra sandsynlighedsrasteren.



Figur 19. Område i det sydvestlige Nibe-Gjøl udenfor transektområderne. Uddata fra Nibe-Gjøl 2012 MLC model applikeret på Nibe-Gjøl SOF 2012. a) MLC farveklassificering, hvor grøn = ålegræs og orange = bar sandbund. b) Originalt SOF billede. c) Konfidens kort for model estimatet. Jo lavere værdi des bedre sikkerhed for estimat. d) MLC farveklassificering, hvor konfidens-værdier > 10, svarende til de mest usikre estimater, er filtreret fra.

Herefter testede vi Nibe-Gjøl 2012 modellen for de øvrige testområder og år og fandt sammenfattende, at den passer fint på Sydfyn og Roskilde Fjord (hhv. 94% og 90-96% korrekt klassificering), men leverer en svag underestimering ålegræsudbredelsen i Saltholm/Øresund (84-92% korrekt klassificering), og overestimerer udbredelsen i Nibe-Gjøl 2014 og 2016 (hhv. 50-100% og 71-98% korrekt klassificering (Tabel 19, Tabel 20-24).

En nærmere analyse af de fejlklassificerede punkter i Saltholm/Øresund 2012 viste, at 13 ud af de 14 fejlklassificerede sandpunkter lå i havområdet ved TR_11, som ikke er farvenormaliseret. Ligeledes lå 38 ud af de 46 fejlklassificerede ålegræspunkter i dette ikke-farvenormaliserede område. Dette tyder på, at modellen primært fejlklassificerer i områder, som ikke er farvenormaliseret.

I Nibe-Gjøl 2014 og 2016 var der ikke noget tydeligt mønster i hvilke sandpunkter, der blev fejlklassificeret, men de lå ikke dybere end 0,5 meter (Tabel 22 og 23). I 2014 og 2016 er billederne noget mørkere i kvaliteten end i 2012, hvilket kunne være årsagen til, at nogle sandpunkter blev klassificeret som ålegræs (Fig. 20). **Tabel 19.** Sammenfatning af resultater for test af Nibe-Gjøl 2012 MLC modellen på øvrige områder og år. Overestimat = rød, underestimat = blå, hverken eller = gul.



Tabel 20. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Saltholm/Øresund 2012 (kun TR_9, TR_10 og TR_11). Fordeling estimeret af MLC model for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fo	rdeling	Estimere	t fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	181	167	14	92,3
Ålegræs	287	46	241	84,0
Total	468			87,2

Tabel 21. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Sydfyn 2012. Fordeling estimeret af MLC model for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estime	et fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	369	346	23	93,8
Ålegræs	384	22	362	94,3
Total	753			94,0

Tabel 22. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'barsandbund' i Nibe-Gjøl 2014. Fordeling estimeret af MLC model for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	78	35	43	44,9
Ålegræs	108	0	108	100
Total	186			76,9

Tabel 23. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Nibe-Gjøl 2016. Fordeling estimeret af MLC model for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estimere	t fordeling	% korrekt fordelt		
		Sand	Ålegræs			
Sand	110	78	32	70,9		
Ålegræs	149	3	146	98,0		
Total	259			86,5		

Tabel 24. Egentlig og estimeret fordeling (testpunkter per kategori) af 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Roskilde Fjord 2016. Fordeling estimeret af MLC model for Nibe-Gjøl 2012.

Egentlig fordeling		Estimere	t fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	226	204	22	90,3
Ålegræs	235	9	226	96,2
	461			93,3



Figur 20. Ortofoto over transekt i Nibe-Gjøl (LIM47) i 2012 (øverst t.v.), 2014 (øverst t.h.) og 2016 (nederst).

For yderligere at undersøge behovet for antal og fordeling af træningsarealer for træning af en model over et område på størrelse med Nibe-Gjøl, tilpassede vi modeller efter Nibe-Gjøl 2012 med et varierende antal af transekter. Model tests viste, at modellen tilpasset på baggrund af 1 transekt havde tæt på samme kvalitet, vurderet som antal korrekt-fordelte testpunkter, som en model tilpasset efter 3 transekter (Tabel 25-27). Dvs. at estimatet for udbredelsen af ålegræs i Nibe-Gjøl 2012 ikke umiddelbart forbedres markant ved at tage flere transekter med i analysen. Det kan dog ikke udelukkes, at dette kan variere for de øvrige testområder og år, eftersom billedkvaliteten og uniformiteten i billedet er bedst i Nibe-Gjøl 2012 i forhold til de øvrige testområder og år.

Tabel 28 viser, at Nibe-Gjøl 2012 MLC modellen ikke nødvendigvis klassificerer drivende vegetation som 'ålegræs', og at ydeevnen varierer fra år til år. I 2014 klassificeres kun 34,4% af drivende vegetation som ålegræs, mens det i 2016 er 70,8%. Det kan derfor være nødvendigt at medtage drivende vegetation som en tredje kategori i MLC analysen, hvis modellen skal benyttes i områder med risiko for lave vandstand.

Tabel 25. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i LIM44 i Nibe-Gjøl 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model for 3 transekter i Nibe-Gjøl 2012 (LIM47, DMU137, DMU580).

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	188	184	4	97,9
Ålegræs	201	0	201	100
Total	389			99,0

Tabel 26. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i LIM44 og DMU137 i Nibe-Gjøl 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model for 2 transekter i Nibe-Gjøl 2012 (LIM47, DMU580).

Egentlig fordeling		Estimere	t fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	252	248	4	98,4
Ålegræs	268	8	260	97,0
Total	520			97,7

Tabel 27. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i LIM47, DMU137 og DMU580 i Nibe-Gjøl 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model for 1 transekt i Nibe-Gjøl 2012 (LIM44).

Egentlig fordeling		Estimere	t fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	282	278	4	98,6
Ålegræs	335	8	327	97,6
Total	617			98,1

Tabel 28. Nibe-Gjøl 2012 model anvendt på transekter med drivende vegetation for vand i Nibe-Gjøl 2014 og 2016. Den forventede fordeling af punkter taget i ålegræs blotlagt for vand.

Bundtype/år	Estime	eret fordeling	% korrekt fordelt
	Sand	Ålegræs	
Drivende vegetation 2014	40	21	34,4
Drivende vegetation 2016	19	46	70,8

3.3.3 Dybdespecifikke modeller

Inkluderes dybde som en fjerde variabel i tilpasningen af den områdespecifikke MLC model, ser vi, at estimatet lokalt i Nibe-Gjøl 2012 forbedres med et enkelt datapunkt, således at alle sandpunkter nu fordeles korrekt (Tabel 30). I et andet testområde (Saltholm/Øresund 2012) er dybdemodellens ydeevne på 82,5%, dvs. en forværring ift. den forrige MLC model, hvor dybdevariablen var udeladt (Tabel 31). Ved nærmere analyse, ser vi, at stort set alle sandpunkter fra over 2 meters dybde, klassificeres som ålegræs, mens alle ålegræspunkter derimod klassificeres korrekt. Men før en egentlig sammenligning af modellernes ydeevne blev gennemført, begrænses testområdet til samme dybdeinterval, som den områdespecifikke model tilpasses til, dvs. 0 – 2 meters dybde. Gøres dette, giver modellen uden dybde som variabel stadig det bedste estimat på klassificering i Saltholm/Øresund 2012, 99,1% mod 88,8%.

For en nærmere vurdering af dybde som fjerde variabel i MLC analysen, sammenlignes modeller tilpasset datapunkter fra Saltholm/Øresund 2012, hvor dybdeintervallet er større end i Nibe-Gjøl (0 – 5 meter). Her ser vi, at modellen uden dybde som variabel er klart bedre end dybdemodellen, 98,3% mod 71,8% (Tabel 32 og 33). Der er ikke noget tydeligt mønster i placeringen af de punkter, der klassificeres forkert af dybdemodellen.

Tabel 30. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Nibe-Gjøl 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model i Nibe-Gjøl 2012, med dybde inkluderet som fjerde variabel.

Egentlig fordeling		Estimere	et fordeling	% korrekt fordelt	
		Sand	Ålegræs		
Sand	120	120	0	100	
Ålegræs	136	2	134	98,5	
total	256			99,2	

Tabel 31. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Saltholm/Øresund 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model for Nibe-Gjøl 2012, med dybde inkluderet som fjerde variabel.

Egentlig fordeling		Estime	eret fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	181	99	82	45,3
Ålegræs	287	0	287	100
total	468			82,5

Tabel 32. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' Saltholm/Øresund 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model i Saltholm/Øresund 2012.

Egentlig fordeling		Estime	ret fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	51	50	1	98,0
Ålegræs	66	1	65	98,5
total	117			98,3

Tabel 33. Egentlig og estimeret fordeling af kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i Saltholm/Øresund 2012. Estimeret fordeling estimeret af MLC model for Saltholm/Øresund 2012, med dybde inkluderet som fjerde variabel.

Egentlig fordeling		Estime	ret fordeling	% korrekt fordelt
		Sand	Ålegræs	
Sand	51	35	16	68,6
Ålegræs	66	17	49	74,2
total	117	_		71,8

3.3.4 Kort over den estimerede ålegræsudbredelse

Kort over ålegræssets udbredelse i de udvalgte områder er her beregnet vha. applikation af MLC modeller/signaturer på genskins-korrigerede SOF billeder (Figur 21-24). Dybdegrænsen for beregningerne er igen ned til 2,5 meter for Nibe-Gjøl og Roskilde Fjord og ned til 5 meter for Saltholm og det Sydfynske. De beregnede udbredelsesarealer fra kortene er desuden sammenfattet i tal (Tabel 29).



Figur 21. Kort over ålegræsareal i Nibe-Gjøl i forskellige år baseret på MLC modeller. Nibe-Gjøl 2012 baseret på model med dybdekategorier (øverst t.v.), Nibe-Gjøl 2012 baseret på samme model uden dybdekategorier (øverst t.h.), Nibe-Gjøl 2014 baseret på model uden dybdekategorier (nederst t.v.), Nibe-Gjøl 2016 baseret på model uden dybdekategorier (nederst t.h.).



Figur 22. Kort over ålegræsareal i Saltholm/Øresund i 2012 baseret på model udviklet for Nibe-Gjøl 2012 hhv. uden dybdekategorier (t.v.) og med dybdekategorier (t.h.)



Figur 23. Kort over ålegræsareal i Sydfyn i 2012 baseret på model udviklet for Nibe-Gjøl 2012 uden dybde-kategorier.





Tabel 29. Sammenfatning af ålegræssets udbredelsesarealer estimeret for de udvalgte testområder (Nibe-Gjøl, Saltholm/Øresund, Sydfyn) og valideringsområdet (Roskilde Fjord) ved applikation af Nibe-Gjøl 2012 modellen, der er baseret på farvesignaler (RGB) alene eller både farvesignaler og dybde, angivet i 'Variable'. 'Total-areal' angiver det samlede vanddækkede areal i testområdet (arealet er forskelligt fra år til år, primært fordi billeddækningen i testområderne varierer). 'Potentielt ålegræs-areal' angiver vand-arealet ned til den valgte dybdegrænse for modellen, angivet i 'Model-dybdegrænse', hvor '% af tot' angiver procent potentielt ålegræs-areal af total-arealet. 'MLC estimeret ålegræs-areal' angiver det beregnede ålegræs-areal og '% af pot' angiver procent MLC ålegræs-areal af 'Potentielt ålegræs-areal'.

		Model		Pot	entielt	MLC estimeret	
Område	Variable	dybdegrænse	Total areal	ålegræs-areal		ålegræs-areal	
		m	Km ²	Km ²	% af tot	Km ²	% af pot
Nibe-Gjøl 2012	R + G + B	2,5	134	111	83	31	28
Nibe-Gjøl 2012	R + G + B + dybde	2,5	134	111	83	32	29
Nibe-Gjøl 2014	R + G + B	2,5	145	118	82	73	65
Nibe-Gjøl 2016	R + G + B	2,5	113	96	85	60	62
Saltholm/Øresund 2012	R + G + B	5,0	176	83	47	30	37
Saltholm/Øresund 2012	R + G + B + dybde	5,0	176	83	47	64	77
Sydfyn 2012	R + G + B	5,0	126	98	78	73	75
Roskilde Fjord 2016	R + G + B	2,5	139	62	45	28	45

3.4 Work flow

I figur 25 illustreres det fulde work flow fra modtagelse af ortofoto til dannelse af et estimat for arealudbredelsen af ålegræs ved brug af hhv. LDA eller MLC analyse. Dataforberedelsen tog ca. to dage per testområde. Først dannes en .tif fil på baggrund af .ecw filerne i mosaikken indenfor det valgte testområdet. moniteringstransekter. Efter dataforberedelsen kan billedanalysen (LDA eller MLC) starte.

LDA analysen for et enkelt testområde tog ca. 1,5-2 timer. Først udtrækkes farvesignalværdierne i de enkelte datapunkter, hvilke dernæst eksporteres som .dbf tabeller. Datapunkterne behandles i R, hvor de tilfældigt fordeles i to puljer, hvoraf den ene pulje benyttes til at tilpasse en LDA model. Modellen testes på den anden pulje og modellens ydeevne vises i en matrix tabel. Dernæst dannes et ålegræs kort for hele testområdet på baggrund af modellens regressionskoefficienter. Til slut opdeles værdierne fra dette output i de to hovedkategorier vha. en beregnet grænseværdi.

MLC analysen tog ca. 2,5-3 timer per testområde. Først fordeles datapunkter tilfældigt i to puljer, hvoraf den ene benyttes til at danne en signatur på baggrund af tif-billedet. Vha. signaturen beregnes og dannes det forventede ålegræs kort i testområdet. Kategorierne fra dette output opdeles i de 2 hovedkategorier. Til slut dannes en matrix tabel på baggrund af testpunkternes fordeling ift. med den forventede fordeling af kategorier i ålegræs kortet. Et diagram over det ovenstående work flow og proces tiden for de enkelte trin ses i figur 25. Afhængigt af hvilken billedanalyse, man vælger, kan et testområde behandles i løbet af ca. tre arbejdsdage.

Hvis analysen skal udvides til at være landsdækkende, vil det største arbejde ligge i opstartsfasen. Her skal der skal tages stilling til bl.a. definition af modellens dybdegrænse, evt. ekskludering af områder med for meget genskin, valg af analysemetode, mulighed for analyse direkte på .ecw billeder mm. Efter den landsdækkende analyse vil der ligeledes forestå en verificering/ kvalitetssikring af resultatet. Selve analysen skal sættes op som en automatiseret iteration af enten .ecw eller .tif billeder. Denne del vil primært tage regnetid, og kun i begrænset omfang mandetimer.



Figur 25. Work flow diagram for de enkelte trin og værktøjer benyttet i dataforberedelsen og de to forskellige typer af billedanalyse (LDA og MLC). Input er mosaik af .ecw filer og output er et kort over en estimeret arealudbredelse af ålegræs i et givent område, samt et mål for billedanalysens ydeevne.

4 Diskussion

4.1 Opsummering

En Lineær diskriminant analyse af billeddata viste, at en generel LDA model på tværs af områder og år har en usikkerhed på 4,4% på estimering af arealudbredelsen af ålegræs, uden tegn på hverken over- eller underestimering af ålegræs. En nærmere analyse af styrken i den generelle model viste, at der kan være grund til at overveje mere komplicerede modeller, da variationen mellem dybde- og årspecifikke modeller ofte er mærkbar. Til gengæld viste applikationen af en områdespecifik LDA model fra et område på et andet i samme år sammenlignelige usikkerheder som den generelle model mht. ålegræssets arealudbredelse (6-7%). Denne model udviser desværre en tendens til overestimering af ålegræs, i testområder, hvor tif-billedet er mørkere eller har mindre billedkontrast mod dybden, i modsætning til det område modellen er tilpasset efter. Derudover kan en variation i sandbundstyper forårsage en øget fejlklassificering af sandpunkter som ålegræs. Den sammenlignelige usikkerhed på arealudbredelsen af ålegræs ved applikationen af en områdespecifik model på et andet område, støtter op om en generel model på tværs af områder.

Modsat, viste applikationen af en årspecifik LDA model på øvrige år i samme testområde blandede resultater med usikkerheder på ålegræssets arealudbredelse varierende fra 1-31%. Dette kan påvirke pålideligheden af en generel model på tværs af år. Således peger resultaterne af LDA analysen på, at en generel model, dannet på tværs af testområder i det samme år, vil have størst succes i et landsdækkende estimat for arealudbredelsen af ålegræs. Det skal understreges, at testområderne blev valgt på baggrund af deres gode billedkvalitet. Dermed kan en landsdækkende applikation af den generelle model blive problematisk i andre områder, der er af svagere billedkvalitet end vores udvalgte testområder. I et eksempel på applikation af den generelle model udenfor testområderne så vi, at Roskilde Fjord, som ikke indgik i træningsdata, viste en usikkerhed på arealudbredelsen af ålegræs på 4,5%. Dette er sammenligneligt med usikkerhederne for alegræsudbredelsen hos den generelle model og Nibe-Gjøl 2012. I en videre analyse vedrørende en landsdækkende applikation af den generelle model, burde man teste modellen i områder med svagere billedkvalitet og eventuelt medtage disse i tilpasningen af modellen.

I en Maximum likelihood classification analyse var det ikke muligt at tilpasse en generel MLC model på tværs af områder og år. I stedet tilpassede vi en områdespecifik model, og applikationen af en denne fra et område på et andet i samme år, viste usikkerheder på arealudbredelsen af ålegræs på omkring 6-13%, uden klare tegn på hverken over- eller underestimering af ålegræs. Fejlklassificering forekom primært i ikke-farvenormaliserede områder og i områder, hvor billedkvaliteten var mørkere end i området modellen var tilpasset efter. Der var ikke tydelige tegn på, at vanddybden havde en betydning for fejlklassificering i testområderne i Saltholm/Øresund, Sydfyn eller Roskilde Fjord baseret på den testede Nibe-Gjøl 2012 model. Dette var ellers forventet, eftersom datapunkter i Nibe-Gjøl 2012 modellen kun repræsenterede vanddybder ud til ca. 2 meter. Årsagen til, at dybden kun spillede en mindre rolle, er formentlig, at den kun påvirkede farvesignalværdierne i sandpunkterne og ikke ålegræspunkterne.

4.2 Styrker og svagheder ved ortofotos

Denne rapport viser, at billedanalyse af ortofotos har et stort potentiale mht. at estimere og kortlægge arealudbredelsen af ålegræs i lavtvandsområder (typisk 0 - 5 meter og ved god sigtbarhed endnu dybere). Dybdegrænsen for billedanalysen kan dog variere mellem områder (2 - ca. 7 meter) grundet variationer i sigtbarhed samt bratte ændringer i dybde (f.eks. i Nibe-Gjøl og Roskilde Fjord). Lavtvandsområder med ålegræs er vigtige habitater for en lang række overvintrende og fældende vandfugle, og gode estimater for bundvegetationens arealudbredelse er et vigtigt led i moniteringen af disse (Balsby m.fl. 2017) samt for målsætning for fuglearternes levesteder i Fuglebeskyttelsesområderne (Clausen m.fl. 2017). Billedanalyse af ortofotos kan være med til at fylde et videnshul vedrørende arealudbredelsesmønstre af marin vegetation, som standard feltundersøgelser/dykkertransekter ikke favner. Der findes tidligere eksempler på brug af ortofoto til kortlægning af ålegræs, bl.a. i forbindelse med overvågning af Limfjorden (Limfjordsovervågningen 1998-1999). Denne LDA analyse inddrog både 'muslinger' og 'ålegræs' som kategorier, men ikke 'bar sandbund', og modellen havde en usikkerhed på ålegræssets udbredelse på 41,9% imod 4,4-7% i vores modeller. Sammenlignet med øvrige forsøg på at kortlægge arealudbredelsen af ålegræs vha. ortofotos (Young mfl. 2008: 12,9%, Lathrop mfl. 2006: 29,9%), udviser vores modeller relativt lave usikkerheder.

Med hensyn til monitering af ålegræssets dybdegrænse vha. ortofotos, ser vi derimod en række begrænsninger, idet billedanalysen ikke nødvendigvis når ud til ålegræssets dybdegrænse pga. kombinationen af reduceret kontrast mellem ålegræs og sandbund på større vanddybde og spredte ålegræsskud nær dybdegrænsen, der ikke fremtræder tydeligt. Således anbefales brugen af ortofotos ikke til estimering af dybdegrænser for ålegræs.

I områder med betydeligt genskin i billedet, er det meget vanskeligt at foretage billedanalyse selv efter korrektion i softwaren eCognition. Dette kan betyde, at enkelte områder må fjernes helt fra analysen og kortlægningen. Dybdegrænsen for billedanalysen kan variere mellem områder, og der er udfordringer i at kortlægge denne grænse i ukendte områder, hvilket er nødvendigt for at afgrænse modellernes kortlægning af ålegræs i ukendte områder. Derudover er det vanskeligt, at teste billedanalysernes modeller i punkter, hvor den synlige forskel mellem ålegræs og bar sandbund er svag (f.eks. ved lav ålegræs densitet eller variationer i sandbundsfarve), hvilket begrænser vurderingen af modellerne til punkter med klar visuel adskillelse af ålegræs og bar sandbund.

4.3 Potentiale for kortlægning i hele DK og dermed anvendelse i monitering

I denne rapport præsenteres validerede estimater på arealudbredelsen af ålegræs vha. ortofoto billedanalyser i afgrænsede lavtvandsområder i langs Danske kyster. Både MLC og LDA modellerne præsenterede estimater på ålegræssets arealudbredelse i de testede områder, med en fejlmargen på under 5%. Trods de beskrevne udfordringer med varierende billedkvalitet og sigtbarhed på tværs af områder, vurderer vi, at der er potentiale for landsdækkende kortlægning af ålegræssets arealudbredelse i lavtvandsområder (0 - 5 meter – og dybere ved god sigtbarhed) vha. billedanalyse af ortofotos. En sådan kortlægning, på 0-5 meters dybde, vil omfatte størstedelen af Danmarks ålegræsområder. En landsdækkende kortlægning forudsætter dog, at de landsdækkende ortofotos også omfatter kystzonen både mht. billeddækning og farvenormalisering. Mht. en landsdækkende kortlægning, vurderer vi, at den generelle LDA model vil have bredest succes, da den inkluderer variationen på tværs af områder og år, samtidigt med at den udviste en lav usikkerhed (4,4%). Ved videreudvikling af en generel MLC model, vil denne dog drage fordel af at al analyse kan foregå i ArcGIS i modsætning til LDA'en.

Sammenholdes de kortlægninger, der er foretaget ud fra ortofotos i denne rapport, med tidligere kortlægninger der er foretaget enten manuelt (ved at kombinere luftfotos med sejlads) eller luftfotobaserede undersøgelser, hvor fotos blev taget specifik med henblik på kortlægning, er der generelt en god overensstemmelse mellem de tidligere kortlægninger og de der præsenteres her.

Saltholm: Her blev der i forbindelse med forundersøgelserne til Øresundsforbindelsen foretaget en luftfoto baseret kortlægning af bundvegetationen i 1993 (Petersen & Noer 1993) og en senere i forbindelse med effektovervågningen i 2000 (Krause-Jensen m.fl. 2001). I den første kortlægning blev der ikke taget højde for at vandstanden ved transektsejladserne i sommeren 1993 var noget højere end DNN = 0, hvorfor der ved en senere analyse blev foretaget en integreret analyse, der inddrog vandplanternes dybdefordeling og modellerede fordelingen ved kote 0 (Noer m.fl. 1996). En tilsvarende metode med dybde som modelparamter blev benyttet af Krause-Jensen m.fl. (2001). De resulterende udbredelseskort fra 1993 og 2000 (Noer m.fl. 1996, Krause-Jensen m.fl. 2001) sondrede imellem ålegræs, der typisk vokser i høje tætheder fra godt 1 meters dybde og nedad, og et lavtvandssamfund bestående af andre planter, der findes fra ca. 20 til 150 cm dybde. Dette er på Saltholm domineret af havgræsser (både almindelig havgræs Ruppia maritima og langstilket havgræs Ruppia cirrhosa), stedvis med forekomster af kransnålager (flere arter af Chara), arter af vandkrans Zannichellia spp. samt børstebladet vandaks Potamogoton pectinatus, hvor de første arter dominerer på lavere vand og de sidste to lidt dybere, før overgangen til ålegræsset (Petersen & Noer 1993). Både ved kortlægningen i 1993 og 2001 fandtes lavtvandssamfundet typisk 500-1000 meter ud fra kysten ved Saltholm, bredest øst, sydøst og sydvest for øen, smallere mod nord og syd), før det blev afløst af ålegræsset. Sammenlignes udbredelseskortene i Noer m.fl. (1996) og Krause-Jensen m.fl. (2001) med vores kortlægninger i 2012 og 2014 (henholdsvis LDA, figur 15; og MLC med og uden dybde-kategorier, figur 22) er der en rimelig god overensstemmelse mellem de tidligere og de nyere kortlægninger baseret på LDA-metoden, hvorimod MLC-metoden og især modellen med dybdekategorier viser en betydelig forekomst af ålegræs, nær kysten og dermed på dybder hvor arten sjældent forekommer.

Nibe-Gjøl Bredninger: I dette område er der den kompleksitet, at ålegræssets udbredelse har forandret sig meget gennem tiden (Balsby m.fl. 2017), og de store forskelle mellem de tre kortlægninger fra 2012, 2014 og 2016 (figur 14 og 21) afspejler ålegræssets tilbagekomst i området. Sammenlignes udbredelseskort fra 2014 og 2016 med tidligere fotobaserede kortlægninger fra 1993, hvor ålegræsset også var vidt udbredt (se kort i Balsby m.fl. 2017), så er der en rimelig overensstemmelse mellem udbredelsen i de centrale og nordlige dele af Nibe-Gjøl Bredninger i årene, men det er overraskende at der ud fra luftfotos 2012-2016 er kortlagt ålegræs i den sydlige del af Nibe Bredning (mellem Klosterholm og Sebbersund) og i Halkær Bredning (den sydligste del af området), hvor arten hverken forekom i 1993 eller tilbage i 1986 (Limfjordskomiteen 1989). Der er imidlertid tidligere kortlægninger af ålegræs i området mellem Klosterholm og Sebbersund i 1978 (Ringkjøbing, Viborg og Nordjyllands amter 1992) og historisk evidens for, at store flokke af knortegæs i begyndelsen af 1900-tallet drog på fourageringstogter ind i Halkær Bredning for at fouragere på ålegræs (Thorsen 2014). Hvorvidt datidens kilder har sondret mellem ålegræs og børstebladet vandaks, som senere er truffet i Halkær Bredning (Ringkjøbing, Viborg og Nordjyllands amter 1992) er usikkert, men hvis det reelt er ålegræs der er udbredt i området i 2012-2016, så er det en meget overraskende udvikling, som bør verificeres ved transektsejlads.

Roskilde Fjord: Sammenlignes de ortofotobaserede kortlægninger fra 2016 (figur 17 og 24) med en kortlægning fra 1988 (Fisker & Kløcker 1988) er der en rimelig overensstemmelse mellem udbredelsen af bundplanter i 1988 og 2016, men den ortofotobaserede kortlægning fra 2016 synes at medtage områder i dele af fjorden, især i de sydlige vige (Lejre Vig, Kattinge Vig og Roskilde Vig) men også i dele af fjorden sydøst for Frederikssund, hvor ålegræs ikke fandtes i 1988, men der i stedet var en mere braksvandsdomineret og udbredt vegetation bestående af vandaks og havgræsser. Dette kan indikere, at ortofotoanalysen medtager arealer med disse bundplanter.

Zoneringen mellem et lavtvandssamfund (uden ålegræs) og et dybere samfund (domineret af ålegræs) er karakteristiks for de fleste fjordområder og andre lavvandede områder i de indre danske farvande, bortset fra Limfjorden, hvor ålegræs vokser helt ind til 20-30 cm dybde. Dette faktum er muligvis medvirkende til at MLC-modellen parameteriseret med dybdebaserede data fra Limfjorden "trækker ålegræsset ind på lavt vand" ved Saltholm (figur 22 t.h.), hvilket ikke ville ske hvis der var en lokalt baseret plantespecifik dybdeprofil indlejret i modellen (jf. Petersen & Noer 1993, Krause-Jensen m.fl. 2001).

Derfor vil det, hvis formålet med en ortofotoanalyse er at kortlægge ålegræs, givetvis være vigtigt at indbygge lokalt baserede plantespecifikke dybdeparametre i modellerne. Hvis formålet udelukkende er at kortlægge bundplanter er det mindre relevant.

Det skal understreges, at vi kun har inddraget kategorierne 'ålegræs' og 'bar sandbund' i modellerne i denne rapport. Det er ligeledes med til at bevirke at øvrig bundvegetation (havgræs-dominerede lavtvandssamfund og makroalger) i ukendt omfang bliver klassificeret som ålegræs ved applikation af vores modeller. I en udvidet analyse kunne denne fejlmargen evt. vurderes vha. NOVANA-programmets data om øvrig bundvegetation. Andre studier viser, at det er muligt at adskille havgræs (*Ruppia sp.*) og ålegræs vha. lignende analyser af farvesignaler (Petersen & Noer 1993, Krause-Jensen m.fl. 2001). Inddragelse af øvrige kategorier i analyserne udover 'ålegræs' og 'bar sandbund' kan således potentielt forbedre differentieringen af forskellige typer bundvegetation. Alternativt kan man frasortere klassificerede områder, hvor modellernes klassificering i de to kategorier er mest usikker. I MLC analysen har vi eksperimenteret med at fjerne områder, hvor sandsynligheden for korrekt klassificering var lavest. I LDA modellen kan man desuden eksperimentere med en uklassificeret bufferzone omkring grænseværdien.

For at optimere både landsdækkende og lokal modellering af ålegræssets arealudbredelse vha. ortofotos, anbefales det, at farvenormalisering foretages i kystvandområderne såvel som over land inden påbegyndelse af billedanalyser. Alternativt skal ortofotos analyseres inden de bliver bearbejdet ift. farvenormalisering. Derudover burde områder med uacceptabel høj tæthed af genskin identificeres og fjernes fra billedanalysen. Desuden vil en automatisk lokalisering af dybdegrænser for billedanalysen i de forskellige områder være nyttig, således vi kan kortlægge modelleringens begrænsninger. For at lette en landsdækkende kortlægning, ville det være nyttigt, at udføre hele analysen i ArcMap. Det er således værd at undersøge muligheden for at behandle genskin direkte i ArcMap i stedet for ecognition. Derudover ville det lette processen at anvende en model direkte på .ecw filer fra billedmosaikken frem for at skulle danne .tif filer før billedanalysen kan starte.

Med tilbagevendende landsdækkende kortlægning kan ålegræssets arealudbredelse potentielt være et vigtigt supplement til "ålegræssets dybdeudbredelse" som indikator for kystområdernes miljøtilstand ved at levere vigtig information om udbredelsen på lavere vand. Blandt kravene til en god indikator er bl.a., at indikatoren, udover at være økologisk relevant, skal reagere forudsigeligt på påvirkninger og det skal være muligt at definere referencetilstand/tilstandsklasser. At inddrage ålegræssets arealudbredelse som supplerende indikator kræver derfor dokumentation af samme type som for ålegræssets dybdeudbredelse, dvs. analyser af, hvordan arealudbredelsen reagerer på ændret vandkvalitet/presfaktorer samt hvilket ålegræsareal der svarer til forskellige kategorier for miljøtilstand i givne vandområder.

4.4 Forslag til videre studier til forbedring af metoden

I dette projekt har vi af tidsmæssige årsager valgt at arbejde med en simpel nedre dybdegrænse trukket fra bathymetri-kortet, henholdsvis 2,5 meter for testområderne i indre fjorde og 5 meter for testområderne i mere åbne havområder. Det er dog muligt at fastlægge en mere differentieret analysegrænse ved at inddrage et kort over havbundens hældning. Ved en visuel tolkning af ortofoto'ene er det tydeligt at ålegræspopulationen forsvinder, når havbunden hælder kraftigt. Dette indikerer at dybdegrænsen ikke kun defineres af sigtbarheden, men også af ændrede strømforhold som gør stejle skråninger uegnet som vokseplads. En mere differentieret maske for rækkevidden af modellerne vil derfor være en kombination af dybden og hældningen, hvor flad lav bund er potentielt ålegræs voksested, mens dybere, stejl bund vælges fra.

Vi har i dette projekt valgt at samle input .ecw filerne til en samlet .tif for hvert testområde. Fordi projektet har bestået af metodeudvikling, har vi haft behov for at arbejde med én proces ad gangen, hvilket var enklest at foretage for ét samlet billede for hvert testområde. Hvis metoden skal anvendes til en ålegræskortlægning af et større område, f.eks. landsdækkende, bør den valgte model sættes op som en iteration, hvor hele beregningsrækken køres til ende for hver input-.ecw. Det vil øge beregningshastigheden betragteligt at beregne på mindre input-enheder, ligesom det første step bestående at samling af .ecw-filer til en større .tif bliver unødvendigt.

Der er også andre endnu uudforskede muligheder for analyse af udbredelsesarealet. Det kunne f.eks. være interessant at gøre brug af ålegræssets rumlige udbredelsesmønster i analysen af udbredelsen ved at inddrage rumlige klassifikationsmetoder. Et nyt, elegant, studium opstiller en model for havgræssers rumlige udbredelsesmønstre og viser, at mønstrene fortæller om havgræsengenes tilstand (Ruiz-Reynés m.fl. 2017). Mens de ekstreme udbredelsesmønstre er hhv. sammenhængende enge og bar havbund, er der en række mellem-stadier som repræsenterer mønstre med isolerede "hekseringe", multiple hekseringe, båndmønstre og leopardskinsmønstre med bar havbund plettet med vegetation. Modellen forudsiger, at disse mellem-stadier er et resultat af en ubalance mellem tilvækst- og tabsprocesser og derfor reflekterer engenes tilstand (Ruiz-Reynés m.fl. 2017). En rumlig klassifikation der inddrager denne type oplysninger ville tilføje en ekstra dimension til analysen af ålegræssets arealudbredelse. Det kunne også være interessant at identificere i hvor stort omfang analyser af ortofotos kan give information om leafarea index (LAI), da denne parameter er tæt koblet til lysforhold.

5 Konklusion

Studiet viser et stort potentiale for kortlægning af ålegræsenge i lavtvandede områder baseret på ortofotos idet 1) de anvendte billedanalysemetoder kan kortlægge ålegræs med relativ lav usikkerhed, 2) ortofotos har en stor rumlig dækning (principielt national dækning), 3) høj rumlig opløsning (16-20 cm), 4) stor tidslig dækning (hver anden sommer og tilbage i tid), som giver mulighed for analyse af tidslig udvikling i ålegræssets arealudbredelse og 5) ortofotos er til rådighed for AU/Miljøministeriet.

Studiet peger dog også på nogle væsentlige begrænsninger i de nuværende ortofotoleverancer i form af ufuldstændig billeddækning og manglende farvenormalisering for kystzonen, som vil kunne løses ved at indgå en ny ortofotokonsortium-aftale med leverandøren. Det forholder sig nemlig således, at billedoptagelsen, eksempelvis for 2016, dækker en langt større del af kystzonen end den ortofotokonsortiet/SOF har adgang til; ligeledes er der foretaget farvenormalisering for kystzonen for andre data brugere. Adgang til billeddækning ud til 6 meter dybdekurven er netop forhandlet i en ny konsortiumaftale, og erfaringer fra dette studium kan bidrage til at videreudvikle metoderne og opskalere til landsdækkende kortlægning af ålegræs/vegetation.

Studiet viser stor succes med kortlægning af ålegræs i test- og valideringsområder, hvor ålegræs er den dominerende vegetationstype. Studiet demonstrerer brugen af 2 typer analysemetoder (Lineær diskriminant analyse og Maximum likelihood classification). LDA'en demonstrerer en relativ simpel og hurtig modellering og applikation, der kan tilpasses flere områder og dækker bredt med lav usikkerhed. MLC'en har også stort potentiale, hvis en generel model tilpasset flere områder kan udvikles. Det vil være en fordel at udbygge MLC analysen, da al billedanalyse med fordel kan automatiseres i ArcMap, ved den forudsætning at genskin også kan behandles i ArcMap. Udviklingen af en komplet ArcMap model vil muliggøre en automatisering af billedanalysen i evt. moniteringssammenhænge. Kortlægningen har størst følsomhed på relativt lavt vand, hvor billedkontrasten er bedst, mens usikkerheden på kortlægningen stiger mod dybere vand, hvor kontrasten mellem vegetation og sandbund er mindre, samt i områder med blandet vegetation. Det er potentielt muligt at udvide billedanalyserne til også at omfatte områder med mere blandet vegetation, hvis man inddrager træningsklasser for andre vegetationstyper. Tidligere studier har f.eks. vist, at det i en vis grad er muligt at skelne mellem enge domineret af hhv. ålegræs og havgræs. Det er også muligt at tilpasse modellens nedre dybdefølsomhed bedre til de aktuelle dybde/lysforhold i de enkelte områder. Derudover giver studiet anvisninger på, hvordan analysens work flow kan optimeres til brug for en national ålegræskortlægning.

Det er vigtigt at understrege, at billedanalysen kræver referencedata omkring vegetationstype/udbredelse i testpunkter på tværs af områder for år, der matcher ortofotooptagelserne både til tilpasning og verificering af modellerne. Studiet viser, at moniteringsdata fra NOVANA programmets marine vegetationsundersøgelser (observationer af vegetationstype og dækning i punkter langs transekter) er meget velegnede til dette formål. I det hele taget supplerer NOVANA-programmets vegetationsundersøgelser og analyser af ortofotos hinanden rigtig godt, idet NOVANA programmet udover at levere referenceinformation om vegetationstype og dækning også leverer præcis information om ålegræssets dybdeudbredelse, som er en væsentlig moniteringsparameter pga. dens følsomhed overfor vandets klarhed og dermed vandkvaliteten. Arealkortlægning af ålegræs baseret på billedanalyse af ortofotos repræsenterer et meget værdifuldt supplement til den eksisterende monitering, idet ålegræssets mange økologiske funktioner og afledte økosystemtjenester er direkte knyttet til udbredelsesarealet.

6 Referencer

Balsby TJS, Clausen P, Krause-Jensen D. Carstensen J, Madsen J. 2017. Longterm patterns of eelgrass (Zostera marina) occurrence and associated herbivorous waterbirds in a Danish coastal inlet. Front. Mar. Sci. doi: 10.3389/fmars.2016.00285.

Clausen P, Therkildsen OR, Nielsen RD & Holm TE (2017). Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfugle. Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 120 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 248.

Dolch T., Folmer E.O., Frederiksen M.S., Herlyn M., van Katwijk M.M., Kolbe K., KrauseJensen D., Schmedes P. & Westerbeek E.P. (2017) Seagrass. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.

Fisker B & Kløcker V (1988). Roskilde Fjord. Blomsterplanternes udbredelse. Kortmateriale udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen af Institut for Miljø, Teknologi og Samfund, Roskilde Universitetscenter.

Frederiksen M, Krause-Jensen D, Holmer M, Laursen JS. (2004). Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany* 78(2): 167-181.

Hansen JW (red.) (2015). Marine områder (2014). NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. -Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 167. http://dce2.au.dk/pub/SR 167.pdf.

Hossain MS, Bujang JS, Zakaria MH & Hashim M (2015) The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects, International Journal of Remote Sensing, 36:1, 61-114, DOI: 10.1080/01431161.2014.990649.

Høgslund S (red.), Dahl K, Krause-Jensen D, Lundsteen S, Rasmussen MB, Windelin A. (2013). Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund. / Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2013. 23 s. (Teknisk anvisning fra Det Marine Fagdatacenter, DCE; Nr. M18 ver.1).

Juel, A., Groom, G. B., Svenning, J. C., & Ejrnaes, R. (2015). Spatial application of Random Forest models for fine-scale coastal vegetation classification using object based analysis of aerial orthophoto and DEM data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 42: 106-114. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2015.05.008.

Krause-Jensen D, Middelboe AL, Christensen PB, Rasmussen MB, Hollebeeck P. (2001). Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg: Bentisk vegetation. Tilstandsrapport 2000. Glostrup: Sound Environmental Monitoring and Control Group - SEMAC JV. Kay, S., Hedley, J. D., & Lavender, S. (2009). Sun glint correction of high and low spatial resolution images of aquatic scenes: a review of methods for visible and near-infrared wavelengths. Remote Sensing 1: 697-730. DOI: http://dx.doi.org/10.3390/rs1040697.

Martin, J., Eugenio, F., Marcello, J., & Medina, A. (2016). "Automatic Sun Glint Removal of Multispectral High-Resolution Worldview-2 Imagery for Retrieving Coastal Shallow Water Parameters." Remote Sensing 8(1): 37. DOI: 10.3390/rs8010037.

Overstreet BT, Legleiter CJ. (2017). Removing sun glint from optical remote sensing images of shallow rivers. Earth Surface Processes and Landforms 42(2): 318-333. DOI: 10.1002/esp.4063.

Petersen BM & Noer H (1993). Mapping of submergent vegetation around Saltholm, july 1993. – National Environmental Research Institute. Commissioned report to Øresundskonsortiet. 32 pp.

Ruiz-Reynés D, Gomila D, Sintes T, Hernández-García E, Marbà N, Duarte CM. (2017). Fairy circle landscapes under the sea. Science advances 3(8), e1603262.

Lathrop, R. G., Montesano, P., & Haag, S. (2006). A multi-scale segmentation approach to mapping seagrass habitats using airborne digital camera imagery. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 72(6), 665-675.

Young, D. R., P. J. Clinton, D. T. Specht, T. H. DeWitt, and H. Lee. (2008). "Monitoring the Expanding Distribution of Nonindigenous Dwarf Eelgrass Zostera Japonica in a Pacific Northwest USA Estuary Using High Resolution Digital Aerial Orthophotography." Journal of Spatial Science 53 (1): 87–97. doi:10.1080/14498596.2008.9635138.

Limfjordskomiteen (1989). Limfjorden. Vandmiljø – udvikling og status 1974-1988. - LFK-rapport nr. 49. 169 s.

Noer H., Fox AD, Clausen P, Petersen BM, Kahlert J. & Christensen TK (1996). Effects of the Construction of a Fixed Link Across Øresund on Waterfowl Populations: Environmental Impact Assessment. - National Environmental Research Institute. Commissioned report to Øresundskonsortiet. 115 pp.

Ringkjøbing, Viborg og Nordjyllands amter (1992). Bundvegetation i Limfjorden 1973-91. – Rapport fra Limfjordsovervågningen. 88 s.

Thorsen, S. (2014). Strandjagt - den danske kystfuglejagt 1800-1950. – Gads Forlag. 391 s.

Appendiks 1. Henvendelse til ortofotokonsortiet/SOF

Henvendelse sendt per e-mail til Mogens Skov (SFDE) og AU repræsentant René Larsen forud for møde 13. december 2017 om planlægning af SOF 2018.

AU ønsker til ortofotos 2018 og fremtidige ortofotos

Input til interessentworkshop om fællesoffentligt indkøb af Sommerortofoto 2018 (SOP2018), Onsdag den 13. december 2017 kl. 10:00 – 13:00, SDFE, Kbh.

Gennem 2017 har vi arbejdet med ortofotos 2012, 2014 og 2016 med henblik på at analysere arealudbredelsen af ålegræs i fjorde/kystnære farvande. Det drejer sig om arealer indenfor vanddybder på ca. 5-7 m. Ortofotos har stort potentiale i denne sammenhæng, men vi er blevet opmærksomme på, at det er muligt at forbedre datagrundlaget for kystområder markant ved at sikre 3 elementer (se nedenfor), som vi derfor opfordrer til at inkludere for ortofoto– leverancerne til AU for 2018 og fremover. Når vi ser på kortmaterialet i "krak.dk", som også er baseret på ortofotos fremgår det tydeligt, at data for kystvande findes med langt bedre dækning, bedre farvebalancering og højere opløsning end i det materiale, AU pt. modtager. Vores 4 juleønsker er derfor:

Fuld billeddækning for kystnære farvande

De eksisterende ortofotos, som AU modtager, dækker ikke kystområderne fuldt ud. Der er f.eks. områder midt i nogle fjorde eller på lavvandende kyststrækninger, som ikke er dækket af fotos, men optræder som bare felter. Se eksempel her fra Nibe/Gjøl Bredning i Limfjorden (Ortofotos 2016).



Fuld billeddækning af kystzonen er relevant for at kunne benytte ortofotos til at opgøre arealet af ålegræsenge, som forekommer fra kysten og ud til 5-7 m dybde. Der er ønske om, at ålegræssets arealudbredelse kan indgå som indikator for vandkvalitet, hvilket kræver kortlægning. Der er et ekstra fokus på at opgøre arealudbredelsen af ålegræs på lavt vand i relevante fuglebeskyttelsesområder:

Dækning af lavvandede dele af relevante fuglebeskyttelsesområder

DCE udgiver i næste uge en rapport¹, som giver en metode til vurdering af naturtilstand i fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for én eller flere vandfuglearter, som lever af eller i tilknytning til bundvegetation. MST har tilkendegivet, at man overvejer at implementere systemet i forbindelse med den kommende basisanalyse. Hvis det bliver tilfældet, er det vigtigt at områder ud til i hvert fald 2 meter dybdekurven fotograferes i samtlige fuglebeskyttelsesområder, som er udpeget for én eller flere af arterne knop- og pibesvane, lys- og mørkbuget knortegås, fem arter af svømmeænder, taffeland og blishøne. Se kortet nedenfor. Ved fotograferingen i 2016 var der bl.a. betydelige huller i billeddækningen for Ringkøbing Fjord (se pkt 2), Sydfynske Øhav og de to større områder syd og nord for Lolland. Der er ikke tale om at HELE områderne skal dækkes, kun de lavvandede dele. Fx en 3-4 km bred zone af nordkysten af Djursland og østkysten af Himmerland og Vendsyssel, fladvandet syd for Læsø (Bovet Bugt og Als Dyb).



Farvebalancering af billedmaterialet - også for kystvande

I de eksisterende leverancer er farvebalanceringen mellem nabobilleder udelukkende gennemført for land, men fortsætter ikke ud I kystzonen. Dette vanskelliggør vores analyse af billederne. Derfor beder vi om, at vores fremtidige leverancer omfatter at farvebalanceringen fortsætter ud i kystvandene. Se eksempel her fra Saltholm i Øresund (Ortofotos 2012).

¹ Clausen, P., Therkildsen, O.R., Nielsen, R.D. & Holm, T.E. 2017. Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfuglefuglearter. Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 120 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 248



Højere opløsning

Det ser ud til, at billedmaterialet på "krak.dk" har en højere opløsning end det billedmateriale, vi pt får leveret. Måske er komprimeringen anderledes? Vi ønsker at få opgraderet opløsningen på vores leverancer til det bedst mulige. Se eksempel her fra Ringkøbing Fjord (tv: vores orthofotos, th. krak-ortofotos 2016), hvor både billeddækning, farvebalancering og opløsning er i top.



Med venlig hilsen På vegne af teamet* bag analyser af ålegræsarealer ud fra ortofotos,

Dorte Krause-Jensen

*Geoffrey Brian Groom, Ane Kjeldgaard, Preben Clausen, Sarah Bachmann Ørberg, Dorte Krause-Jensen

KORTLÆGNING AF ÅLEGRÆSENGE MED ORTOFOTOS

- muligheder og begrænsninger

Kort over ålegræssets udbredelse er vigtige for optimal forvaltning af ålegræsenge og bidrager til synergi mellem f.eks. Vandrammedirektivet, der inddrager ålegræs som indikator for god økologisk tilstand, og Fuglebeskyttelsesdirektivet, der har fokus på ålegræs som føde for vandfugle.

Projektet testede muligheden for at opgøre ålegræssets udbredelse ud fra de landsdækkende flyfotos (ortofotos), som Aarhus Universitet (AU) har købt rettigheder til. Vha. sommer ortofotos 2012, 2014 og 2016 samt overvågningsdata om ålegræs, videreudviklede projektet billedanalyseteknikker og analyserede ortofotos fra vigtige ålegræsområder: Nibe-Gjøl Bredninger i Limfjorden, Saltholm inkl. Amagers Øresundskyst mod Saltholm, det Sydfynske Øhav og Roskilde Fjord. Studiet viser et stort potentiale for kortlægning af ålegræsenge ud fra ortofotos idet 1) analysemetoderne har relativ lav usikkerhed, 2) ortofotos har en stor rumlig dækning (principielt national dækning), 3) høj rumlig opløsning (16-20 cm), 4) stor tidslig dækning (hver anden sommer og tilbage i tid), som giver mulighed for analyse af tidslig udvikling i udbredelse og 5) ortofotos er til rådighed for AU/Miljøministeriet. Studiet peger desuden på væsentlige begrænsninger i de nuværende ortofotoleverancer i form af ufuldstændig billeddækning og manglende farvenormalisering for kystzonen, der kan løses med en ny konsortium-aftale.

ISBN: 978-87-7156-318-4 ISSN: 2244-9981