



KORTLÆGNING AF LEVESTEDER MED FORSLAG TIL MÅLSÆTNING OG TILSTANDSVURDERING FOR RASTENDE VANDFUGLE

Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 248

2017



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

KORTLÆGNING AF LEVESTEDER MED FORSLAG TIL MÅLSÆTNING OG TILSTANDSVURDERING FOR RASTENDE VANDFUGLE

Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 248

2017

Preben Clausen
Ole Roland Therkildsen
Rasmus Due Nielsen
Thomas Eske Holm

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 248

Titel: Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfuglearter

Undertitel: Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser

Forfattere: Preben Clausen, Ole Roland Therkildsen, Rasmus Due Nielsen & Thomas Eske Holm
Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: December 2017
Redaktion afsluttet: November 2017

Faglig kommentering: Hans Meltøfte
Kvalitetssikring, DCE: Jesper R. Fredshavn

Finansiel støtte: Miljøstyrelsen

Bedes citeret: Clausen, P., Therkildsen, O.R., Nielsen, R.D. & Holm, T.E. 2017. Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfuglearter. 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
<http://dce2.au.dk/pub/SR248.pdf>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Rapporten præsenterer en metode til vurdering af naturtilstand, der kan anvendes på levesteder for rastende vandfugle tilknyttet bundvegetation i fjorde og søer, samt planter på enge og moser i Danmark. Der er taget udgangspunkt i to fokusarter, pibeand og krikand, og i alt 12 fuglebeskyttelsesområder udpeget for disse. Det påpeges at de to arter ofte konkurrerer om de samme fødeemner med andre svømmecænder, knop- og pibesvane, knortegås, taffeland og blishøne. Derfor er der foretaget en levestedskortlægning, foreslået måltal, beregnet levestedsarealer og præsenteret et foreløbigt tilstandsvurderingssystem for det samlede herbivore vandfuglesamfund i de 12 behandlede områder. Derved behandles 54 ud af 112 udpegninger foretaget for akvatiske herbivore vandfugle i de danske Fuglebeskyttelsesområder. Rapporten giver også forslag til en strategi og prioriteret rækkefølge for behandling af de resterende 58 udpegninger for artsgruppen.

Emneord: Herbivore vandfugle, levestedsvurdering, naturtilstandsindex, beregningsmetoder, pibeand, krikand

Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg

Foto forside: Fouragerende pibeænder på mudderflade med ålegræs ved Rømø-dæmningen, oktober 2017 (Foto: John Frikke)

ISBN: 978-87-7156-296-5
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 120

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR248.pdf>

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Indledning	11
2 Akvatiske herbivorer, særligt pibeand	13
2.1 Fokusart pibeand	15
2.2 Kortlægning og beregning af levestedsarealer for pibeand	20
3 Frøedende arter, særligt krikand	25
3.1 Fokusart krikand	26
3.2 Kortlægning og beregning af levestedsarealer for krikand	32
4 Kortlægning af potentielle levesteder og forslag til måltal for pibe- og krikand	35
4.1 Vadehavet	36
4.2 Ringkøbing Fjord	40
4.3 Vest Stadil og Stadil Fjorde	44
4.4 Nisum Fjord	48
4.5 Agger Tange	52
4.6 Østlige Vejler	56
4.7 Ulvedybet og Nibe Bredning	60
4.8 Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor	64
4.9 Saltholm	68
4.10 Saltbæk Vig	72
5 Forslag til indikatorer til vurdering og beregning af naturtilstand for det akvatiske herbivore vandfuglesamfunds levesteder	74
5.1 Levestedsindikatorer for de herbivore arter	74
5.2 Beregning af naturtilstand	77
5.3 Eksempler på beregning af naturtilstand for akvatiske herbivorer fra flere år på samme lokalitet	78
5.4 Aktualiseret foreløbig beregning af naturtilstand for akvatiske herbivorer i de behandlede fuglebeskyttelsesområder	87
5.5 Muligheder og begrænsninger for brug af metoden	93
6 Forslag til indikatorer til vurdering og beregning af naturtilstand for herbivore fugles levesteder på enge og i moser	97
6.2 Beregning af naturtilstand	101
7 Litteratur	105
Appendiks 1	115

[Tom side]

Forord

En arbejdsgruppe med deltagelse af Miljøstyrelsen (MST) og DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet har på opdrag fra MST vurderet mulighederne for at udvikle et naturtilstandsvurderingssystem for rastende herbivore vandfugle tilknyttet bundvegetation, de finder i lavvandede fjorde, laguner og søer samt på mudderflader. Flere af arterne benytter desuden enge og/eller moser som alternative fourageringsområder.

Principperne for vurdering af naturtilstand for arters levesteder er fremlagt i tidligere faglige rapporter fra DCE. Udviklingen af nærværende system tager udgangspunkt i områder hvor to pilotarter, pibeand og krikand, indgår i udpegningsgrundlagene for Natura 2000-områder (fuglebeskyttelsesområder). I rapporten påpeges det dog, at man ikke kan se isoleret på disse to arter, da de herbivore arter nedgræsser det samme fødegrundlag og derved også indirekte påvirker andre arter som fx skeand, der også fouragerer på animalsk føde i tilknytning til vegetationen. Der er derfor udviklet et system til kortlægning af potentielle levesteder, målsætninger og efterfølgende et tilstandssystem for den samlede gruppe af fuglearter tilknyttet bundvegetation.

Systemet er møntet på, at der kan træffes særlige beskyttelsesforanstaltninger for levesteder, der benyttes af arterne i de konkrete områder. Beskyttelsen indbefatter opretholdelse og genskabelse af levesteder, således at forvaltningen af levestederne er i overensstemmelse med de økologiske krav, arterne stiller. Dette er udmøntet i dansk lovgivning i Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse om klassificering og fastsættelse af mål for naturtilstanden i internationale naturbeskyttelsesområder nr. 945 af 27. juni 2016.

Systemet er udviklet af DCE i tæt samarbejde med MST, hvor en arbejdsgruppe har diskuteret muligheder for og udfordringer ved kortlægning af levesteder og efterfølgende beregning af en naturtilstand.

Medlemmerne i arbejdsgruppen er

Fra Miljøstyrelsen: Lars Dinesen (formand), Lisbeth Bjørndal Andersen, Peter Bundgaard Jensen, Frits Rost, Jesper Vagn Christensen, Jan Steinbring Jensen og Morten Bentzon Hansen.

Fra DCE: Preben Clausen, Ole Roland Therkildsen, Rasmus Due Nielsen, Thomas Eske Holm, Kevin Kühlmann Clausen, Thomas Bregnballe og Jesper Fredshavn.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen.

Sammenfatning

I denne rapport videreudvikles metoderne til vurdering af naturtilstand i fuglebeskyttelsesområderne til også at kunne anvendes på levesteder for rastende vandfuglearter tilknyttet bundvegetation, enge og moser i Danmark. Baggrunden for det udførte arbejde beskrives i det indledende kapitel 1.

I kapitel 2 beskrives for pibeand: udpegningsgrundlaget i fuglebeskyttelsesområderne, overvågning, antalsudvikling og fænologi i områderne samt artens adfærds-, habitat- og fødeøkologi. Derefter beskrives effekten af menneskelige forstyrrelser, særligt jagt, på fuglenes forekomst og den positive effekt af reservater på fuglenes fordeling og antal; principper for kortlægning af artens levesteder; og metoder til beregning af, hvor store arealer der er behov for, hvis der skal være et tilstrækkeligt fødegrundlag for en given mængde fugle (målsatte antal af fugle og derfra beregnede fugledageantal). Pibeand er udpræget herbivor (planteæder) og fouragerer primært på bundplanter, men benytter terrestriske planter, især græsser, på våde enge som alternative fødekilder. Det påpeges at en levestedskortlægning og beregning af fødebehov bør omfatte alle herbivore arter, da de i udpræget grad lever af de samme planter og dermed er fødekonkurrenter.

I kapitel 3 beskrives de tilsvarende forhold for krikand, der især lever af frø og smådyr de finder i tilknytning til bundplanter, på strandenge eller i moser.

Rapportens kapitel 4 præsenterer i 10 afsnit en levestedskortlægning i de 12 fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for pibeand og/eller krikand, hvoraf tre beliggende i Vadehavet beskrives samlet. Da de berørte områder alle er udpeget for en eller flere andre arter tilknyttet bundvegetationen, omfatter levestedskortlægningen også knop- og pibesvaner, knortegæs, øvrige arter af svømmeænder og blishøne, og i alt 54 udpegninger for artsgruppen i de 12 fuglebeskyttelsesområder. For hvert område beskrives dets udpegningsgrundlag (alle bundvegetationstilknyttede arter), en karakteristik af området, dets bundvegetation og en levestedskortlægning af enge, søer og moser i området. Der gives også en status for områdets reservatforvaltning. Derefter fremsættes der forslag til måltal og deraf beregnede fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter.

I kapitel 5 beskrives et forslag til et naturtilstandsvurderingssystem for bundvegetationen i de lavvandede områder som fuglene benytter til at fouragere i. Der argumenteres for at tre parametre bør indgå i dette, hvor de to er henholdsvis areal og bunddække af vandplanter i dybdeintervallet 0-1 meter i fjorde, laguner og søer. Den tredje er en parameter, der beskriver arealoverlap mellem udbredelsen af bundplanter og eventuelle reservater i fuglebeskyttelsesområdet. I lighed med de øvrige naturtilstandssystemer har naturtilstanden for levesteder værdier mellem 0 og 1 på referenceskalaen, hvor 1 er den bedste tilstand, og 0 er den dårligste.

Det udviklede forslag afprøves derefter på to områder, Tippergrunden i Ringkøbing Fjord og Nibe-Gjøl Bredning i Limfjorden. De er beliggende i to fuglebeskyttelsesområder hvorfra vi ved, at der har været perioder med vidt udbredt bundvegetation, hvor der årligt observeredes mange fugle og området derfor havde en høj bærekapacitet. Men der har også været perioder med reduceret udbredelse af bundvegetation og som følge deraf færre fugle pga. den

lavere bærekapacitet. For Tippergrunden resulterer den foreløbige tilstandsvurdering i scorerne 0,91 i 1995 (Høj naturtilstand); 0,30 i 1999 (Ringe naturtilstand) og 0,83 i 2014 (Høj naturtilstand). For Nibe-Gjøl Bredning beregnes scorer på 0,84 i 1993 (Høj naturtilstand); 0,41 i 2001 (Moderat naturtilstand) og 0,75 (God naturtilstand) i 2014.

Efterfølgende beregnes en foreløbig tilstandsvurdering af levestederne for de bundvegetationstilknyttede vandfuglearter i de øvrige områder, baseret på de nyeste data som DCE har kendskab til. Der er ofte tale om data som er flere år gamle (fra 1995-2000), oftest fordi der ikke er foretaget kortlægninger af arealudbredelsen af bundplanterne i de senere år.

Sammen med de nyeste vurderinger fra Tippergrunden og Nibe-Gjøl resulterer den foreløbige naturtilstandsvurdering i klassen Høj i tre, God i fire, Moderat i en (det samlede Vadehavsområde) og Ringe i en. Ingen klassificeres som værende i Dårlig tilstand. For et enkelt område kan der ikke foretages en bedømmelse på grund af utilstrækkeligt datagrundlag.

For Vadehavet bemærkes det, at der ses langt større antal af græssende vandfugle end det observerede fødegrundlag kan begrunde, men også at såvel beregning af fødebehov og kortlægningen af bundvegetationen er udført efter standardiserede og internationalt anerkendte metoder. En mulig forklaring på dette skisma kan enten være at større andele af fuglene, der raster ved højvande i den sydlige del af det danske Vadehav, måske søger føde ved lavvande i den nordlige del af det tyske Vadehav og/eller at større andele af fuglene trækker ind til fouragering på strandenge på forlandet eller vådområder i baglandet for at fouragere.

Kapitel 5 afsluttes med et afsnit, der giver et forslag til en strategi og prioriteret rækkefølge for dataindsamling og tilstandsvurdering for de resterende 58 udpegninger for artsgruppen i fuglebeskyttelsesområderne.

I kapitel 6 gives et forslag til et naturtilstandsvurderingssystem for de alternative levesteder som de to behandlede pilotarter benytter i enge og moser (især sumpe med kogleaks og siv). Det foreslåede system lægger sig tæt op ad det allerede implementerede tilstandsvurderingssystem for to ynglende engfuglearter, engryle og brushøne, der er omfattet af Bilag 1 i Fuglebeskyttelsesdirektivet. Derudover benyttes en parameter med arealoverlap mellem udbredelsen af enge og sumpe samt eventuelle reservater i fuglebeskyttelsesområdet.

Det udviklede forslag afprøves derefter på to områder, de Østlige Vejler og Nibe-Gjøl Bredning i Limfjorden. For de Østlige Vejler gives en foreløbig tilstandsvurdering med scoren 0,915 i 2014 (Høj naturtilstand) og for Nibe-Gjøl Bredning 0,595 i 1998 (Moderat naturtilstand).

Summary

This report presents the methods used for assessing the conservation status of Special Protection Areas for Birds (SPAs) designated under the EU Birds Directive, which have been further developed to assess the status of habitats available to staging waterbirds, associated with submerged aquatic vegetation, meadows and other wetland types in Denmark. The background for the work is described in the introductory chapter.

Chapter 2 describes the situation for wigeon *Anas penelope*: explaining the basis for SPA designation, monitoring mechanisms in place, changes in abundance and phenology as well as the species' behavioral, habitat and nutritional ecology. The effects of human disturbance, especially from hunting, on bird distribution and abundance and the positive effect of reserve designation on the distribution and number of birds are also described. The methods used to map key wigeon habitats and for calculating the size of the habitat required to support a given number of birds and total birddays are also explained. The wigeon is a specialist herbivore which primarily feeds on submerged macrophytes, but will also resort to grazing short graminoid swards, especially flooded wet grasslands. It is concluded that habitat mapping and calculation of food requirements for wigeon needs to take into account all herbivorous species, since these largely subsist from the same plants and thus are potential competitors for the same food resources.

Chapter 3 describes the corresponding conditions for teal *Anas crecca*, which mainly subsist on seeds and small invertebrates, which they derive from submerged and emergent plants, on saltmarshes or in shallow wetlands.

Chapter 4 of the report presents habitat mapping of the 12 Danish SPAs designated for wigeon and/or teal (three of which are located in the Wadden Sea and are described collectively). Since all these SPAs are designated for one or more other species associated with the bottom vegetation, habitat mapping also includes habitats exploited by mute and whooper swans, brent geese, other dabbling duck species and coots, in all encompassing a total of 54 species/SPA designations in the 12 sites. For each SPA, the species for which the site is designated is described (*i.e.* all species feeding on the bottom vegetation), the nature of its bottom vegetation and a habitat map of the wet grassland, meadows, lakes and wetlands within the SPA are described. The accounts provide a description of the contemporary SPA reserve management and proposals for target numbers of herbivorous waterbirds, based on the estimated food requirements for submerged vegetation, supplemented by grazing opportunities.

Chapter 5 describes a proposal for a means of assessing the abundance and quality of the submerged vegetation in the shallow areas that the birds use to feed. It is argued that three key parameters should be included in this, namely the extent and percentage cover of aquatic plants in the depth range 0-1 metre in fjords, lagoons and lakes. The third is a parameter that describes the degree of overlap between the distribution of bottom plants and any reserves designated within the SPA. As with other methods for assessing the state of natural protected areas, the habitat assessment uses a scale that has values between 0 and 1, where 1 represents the best state and 0 is the worst.

The proposed methodology is then tested on two sites, Tippergrunden in Ringkøbing Fjord and Nibe-Gjøl Bredning in Limfjorden. These are located in two SPAs from which we know that there have been periods of documented widespread and abundant bottom vegetation, where many birds have been observed using the area intensively, confirming the high potential carrying capacity of these areas. However, there have also been periods when the prevalence of bottom vegetation was considerably reduced, when consequently fewer birds occurred due to reduced local carrying capacity.

For Tippergrunden, the preliminary condition assessment results gave a score of 0.91 in 1995 in a year where the status on the site was considered close to the best state (scored as High status, the highest level in a five-level scale equivalent to the environmental status scores under the EU Water Framework Directive), 0.30 in 1999 when submerged vegetation was restricted (scored as Poor status, or second-lowest level on the scale), and 0.83 in 2014 when conditions again improved (High status). For Nibe-Gjøl Bredning, the method returned scores of 0.84 in 1993 (High status, best level on scale); 0.41 in 2001 (Moderate status, mid-level on scale) and 0.75 in 2014 (Good status, second-best level on scale).

Subsequently, preliminary assessments of the status of waterbird species dependent on submerged vegetation in the other areas was calculated based on the latest vegetation data available to DCE. Unfortunately, such data on submerged macrophytes is typically several years old (from 1995-2000), because such mapping has not been undertaken in recent years.

Including the results of the studies from Tippergrunden and Nibe-Gjøl, the preliminary status assessment exercise found three sites were classified as High status, four as Good status, one as Moderate status (the overall Wadden Sea area) and one as Low status. None were classified as Poor status, the worst on class the five-level scale. For one remaining area, it was not possible to complete an assessment because of insufficient data.

In the Wadden Sea, far greater numbers of grazing birds were present than could be explained by the available submerged vegetation food resource, despite following internationally recognized and standardized methods. This may be because (i) larger numbers waterbirds resting in the southern Danish Wadden Sea at high tide feed at low tide in the northern part of the German Wadden Sea and / or (ii) because a large proportion of these birds supplement their feeding on the saltmarshes or wetlands inland.

Chapter 5 concludes with a section proposing a strategy and a priority for data collection and status assessments for the remaining 58 designations for aquatic herbivorous waterbirds in 31 other SPAs.

Chapter 6 presents a proposal for a conservation status assessment system for the alternate habitats used by the two test species (wigeon and teal) in meadows and marshes (especially wetlands with clubrush *Schoenoplectus* and rushes *Juncus*). The proposed system is closely related to the currently implemented conservation assessment system for two breeding wader species, dunlin *Calidris alpina* and ruff *C. pugnax*, which are listed on Annex 1 of the Birds Directive. In addition to the standard assessment, this incorporates a parameter, which determines the degree of overlap between the extent of meadows and wetlands and the degree of coverage of reserves within the SPA.

This method was then tested in two areas, East Vejler and Nibe-Gjøl Bredning in Limfjord, which generated a score of 0.92 (*i.e.* High status) for East Vejler in 2014 and 0.60 (Moderate status) for Nibe-Gjøl Bredning in 1998.

1 Indledning

Som fagligt grundlag for Miljøstyrelsens Natura 2000-planlægning er der over en årrække blevet udviklet flere tilstandssystemer til kortlægning og tilstandsvurdering for en lang række naturtyper og arter omfattet af Habitatdirektivet (fx Fredshavn & Skov 2005, Fredshavn & Ejrnæs 2007, Søgaard m.fl. 2008, Fredshavn m.fl. 2009).

I 2012 påbegyndtes arbejdet med på tilsvarende vis at udvikle systemer til kortlægning og tilstandsvurdering af levesteder for arter omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivet. Herefter er et tilstandsvurderingssystem for levestederne for 16 udpegningsarter, der yngler i fuglebeskyttelsesområderne og er tilknyttet engarealer, moser og rørsumpe, højmoser og heder eller yngler i kystnære kolonier præsenteret i Fredshavn m.fl. (2014) og trådt i kraft med en revision af bekendtgørelse om fastsættelse af mål i Natura 2000-områderne (Bekendtgørelse om klassificering og fastsættelse af mål for naturtilstanden i internationale naturbeskyttelsesområder nr. 945 af 27. juni 2016).

Et tilsvarende forslag til tilstandsvurderingssystem for levestederne for fem Bilag 1-ynglefuglearter, der er tilknyttet skove, blev udgivet i 2016 (Fredshavn m.fl. 2016).

På nuværende tidspunkt er der ikke udviklet metoder til kortlægning og tilstandsvurdering for levestederne for de rastende trækfugle, der indgår i udpegningsgrundlagene for fuglebeskyttelsesområderne og opholder sig kortere eller længere perioder i disse områder uden at yngle. Et pilotprojekt vedr. vurdering af måltal i fuglebeskyttelsesområderne for herbivore vandfugle blev gennemført i 2010-2011, hvor Clausen & Holm (2011):

1. Gennemgik problemstillinger i forhold til antallet af fugle, der er nævnt i de oprindelige udpegningsgrundlag for seks jyske fuglebeskyttelsesområder.
2. Beskrev negative effekter af eutrofiering på bundvegetation i fjorde og positive effekter af reservater.

Effekter af eutrofiering gælder både arter, som lever af bundplanterne (fx pi-beand og knopsvane), og arter der lever af smådyr tilknyttet bundvegetationen (fx skeand og hvinand), eller fiskeædende arter hvis føde har opvækstområde i de bundvegetationsdækkede områder (fx toppet skallesluger).

DCE har i 2015-2016 på opdrag fra Miljøstyrelsen foretaget en foreløbig gennemgang af levestederne for fem artsgrupper indenfor fuglebeskyttelsesområderne, hver med en udvalgt pilotart. Dette er gjort med henblik på at vurdere muligheder og eventuelle begrænsninger for levestedskortlægning for rastende vandfugle på Natura 2000-områdernes udpegningsgrundlag, samt for at præsentere metoder til hvordan man kan målsætte artsgruppernes levesteder indenfor de udpegede fuglebeskyttelsesområder.

I denne rapport præsenteres resultaterne af denne analyse for to artsgrupper, nemlig:

1. Herbivore arter (med pibeand som pilotart), der primært lever af planter de finder i lavvandede fjorde, laguner og søer – sekundært skifter til fouragering på strandene eller i moser, enten når der er spist op i deres primære fourageringsområder, eller når vandplanterne er utilgængelige pga. høje vandstandsforhold.
2. Frøædende arter (med krikand som pilotart), som lever af frø fra vandplanter eller frø fra urter på strandene og moser.

Målsætninger for trækfuglenes levesteder samt overvågning af disse, såvel som overvågning af fuglenes antal, er anderledes end for ynglefuglene.

Det skyldes dels, at ynglefuglene i yngletiden oftest er tilknyttet et eller få relativt velafgrænsede habitat(er) og for mange arters vedkommende også et specifikt yngleterritorium, som de fleste arter udnytter i en relativt forudsigelig periode af omkring tre måneders varighed.

Trækfuglene afviger fra ynglefuglene bl.a. ved at de:

1. Forekommer i størst antal på forskellige årstider, hvor nogle arter ses i størst antal om foråret, mens andre forekommer mest talrigt om efteråret eller om vinteren.
2. Flere af arterne benytter adskillige habitater og fødekilder under deres ophold. Typisk afspejler denne ændring i habitatudnyttelse og fødevalg en succession, hvor fuglene først opholder sig i deres foretrukne habitat og fouragerer på foretrukne fødekilder dér, hvorefter de gradvist skifter til andre habitater og / eller fødekilder, når de foretrukne ikke længere er profitable at udnytte. Dette afgøres oftest af en trade-off mellem energiindtag og energiforbrug.
3. For flere af arterne gælder også, at levestederne ofte består af hvilepladser, der kan ligge ét sted, og fourageringsområder, der kan ligge et andet sted. Levestederne kan være både indenfor og udenfor Natura 2000-områderne.
4. Nogle af arterne benytter forskellige egne af landet, herunder også forskellige fuglebeskyttelsesområder, på forskellige årstider.

Derfor må målsætninger for levesteder for trækfuglene enten fastlægges meget konkret for hvert enkelt fuglebeskyttelsesområde, eller alternativt må der benyttes en mere pragmatisk tilgang, hvor man på trods af forskelligheder forsøger at ensrette målsætningerne ud fra et forsigtighedsprincip og med en laveste fællesnævner. Se uddybning side 21-22.

2 Akvatiske herbivorer, særligt pibeand

Blandt de trækkende vandfugle, der indgår i udpegningsgrundlagene for fuglebeskyttelsesområderne, er der 11 arter, hvis forekomst i områderne helt eller delvist er afhængige af bundplanter i søer, kystlaguner, nor, fjorde eller lavvandede kystnære vådområder (Tabel 2.1). I tabellen er arternes habitat- og fødeøkologi beskrevet summarisk, men uddybes nedenfor.

Nogle arter er udprægede herbivorer og lever næsten udelukkende af plantemateriale, som de finder enten i vandet, på tørlagte mudderflader eller på land. Det gælder for alle tre arter af svaner, knortegås, pibeand og knarand (Cramp 1977).

Selvom landfouragerende knopsvaner ses enkelte steder i Danmark, så er det stadig langt størstedelen, der græsser på bundvegetation og/eller søsalat i vanddækkede områder. Pibesvaner fouragerer typisk i en kortvarig periode om efteråret på bundvegetation, men skifter relativt tidligt på vinteren til terrestrisk fouragering på agerjorde, hvor de ofte ses sammen med sangsvaner. Sangsvane kan ses fouragere på bundplanter, men har siden 1970'erne typisk fourageret på agerjorde (Laubek 1995).

Andre arter er også tilknyttet bundvegetation og lever for en større dels vedkommende enten af planterne, deres jordstængler, rodknolde eller frø – alternativt af smådyr, som de finder i tilknytning til denne. Blishøne er det mest udprægede eksempel på dette, selvom arten ganske vist er omnivor og med en meget bredspektret diæt, men ikke desto mindre er helt afhængig af bundvegetationens tilstedeværelse. Det understreges af, at blishøne er den art, der er gået mest tilbage i antal i fjordområder, hvor større andele af bundvegetationen i perioder er forsvundet, som fx Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Nibe og Gjøl Bredninger samt Mariager Fjord (Clausen m.fl. 2014).

Øvrige arter, der i et betydeligt omfang lever af plantemateriale, er gråand, spidsand, krikand og taffeland.

Flere af arterne er dog fleksible i deres habitat- og fødevalg, hvilket betyder, at de i mangel af bundvegetation skifter til andre fødeemner og habitater. Flere af svømmeænderne tager fx på natlige fourageringstogter til engområder, moser og oversvømmede agerjorde. Det er både påvist ved telemetristudier af nogle af arterne i udlandet, foretaget i landskaber der ikke er væsentligt forskellige fra det danske kystnære landskab (Lovvorn & Baldwin 1996), og ved studier af fødevalg i Danmark. Sidstnævnte uddybes i kapitlet om frøædende arter med krikand som fokusart.

Pibesvanerne skifter også til terrestrisk fouragering, når der er spist op i fjordenes og de lavvandede marine områders tilgængelige mængder af rodknolde fra børsteblandet vandaks og kransnålalger. Knortegæssene skifter til land, når mudderfladernes over- og underjordiske dele af dværg-bændeltang og smalbladet bændeltang er spist op (Madsen 1988), eller når det foretrukne ålegræs er udenfor knortegæssenes rækkevidde (Clausen 1998, 2000) eller forsvundet fra de lavvandede områder i fjordene (Clausen & Percival 1998, Fælle 2011).

Fælles for de fleste af arterne og områderne er, at de typisk ses i lavere antal i perioder, hvor fjorde og søer har mistet bundvegetationen, end i perioder med

rigelig bundvegetation (Meltøfte & Clausen 2011, Clausen & Holm 2011). For de arter, hvor det er grundigt undersøgt, har fuglene også en mere favorabel energetik når de fouragerer på bundplanterne, end når de skifter til land, hvilket fx er påvist for pibesvane og knortegås (Nolet m.fl. 2002, Clausen m.fl. 2012).

Det bevirker, at en lokalitet med bundvegetation har en højere bærekapacitet end en uden, og at det for denne gruppe derfor er af primær betydning at kortlægge og kvalitetsvurdere dette habitat.

Tabel 2.1. Oversigt over akvatiske herbivorer og andre bundvegetationstilknyttede fuglearter, der indgår i et eller flere fuglebeskyttelsesområders udpegningsgrundlag. Tallet i kolonnen "Udpegninger" er antallet af fuglebeskyttelsesområder, hvor arten indgår i udpegningsgrundlaget. I kolonnen "Karakteristik" er der givet en kort sammenfattende beskrivelse af artens habitat- og fødeøkologi i Danmark. Gråand er ikke på udpegningsgrundlagene, men er medtaget fordi arten lever af de samme fødeemner som de andre arter, og derfor må betragtes som en fødekonkurrent.

Art	Udpegninger	Karakteristik
Knopsvane	17	Udpræget akvatisk herbivor, som i Danmark kun i mindre grad er skiftet til fouragering på agerland. Spiser alle almindelige vandplanter i søer, laguner og fjorde. Skifter også til fouragering på søsalat, hvis bundplanterne er spist op eller forsvundet.
Pibesvane	14	Udpræget herbivor, der i en kort periode om efteråret foretrækker at fouragere på bundplanter (kransålgler og børstebledet vandaks) i søer og laguner, hvorefter de skifter til fouragering på agerjorde resten af vinteren.
Mørkbuget knortegås	8	Knortegæssene foretrækker at fouragere på ålegræs og havgræsser, dernæst søsalat eller tarmrørhinde, og skifter kun til strandenge og til tider agerjorde, når vandplanterne og grønalgerne er spist op eller utilgængeligt på grund af højvande.
Lysbuget knortegås	15	Som mørkbuget knortegås.
Pibeand	10	Udpræget herbivor der næsten udelukkende lever af plantemateriale, enten i form af bundplanter eller græsser på engearealer. Både tilknyttet ferske, brakke og marine områder. Tager i mindre omfang end de andre svømmeænder også plantefrø.
Knarand	1	Udpræget herbivor der næsten udelukkende lever af bundplanter. Arten er mere akvatisk end pibeand og ses sjældent på land. Den er også mere tilknyttet ferske vådområder end pibeand.
Krikand	8	En omnivor art, der både lever af plantefrø og smådyr, som den ofte finder i tilknytning til bundplanter. Krikand vil, fordi den er så lille, ofte have svært ved at nå vandplanterne og skifter derfor ofte til fouragering på terrestriske habitater, som opsøges på natlige fourageringstogter.
Gråand	0	En omnivor art, der både lever af plantefrø og smådyr, som den ofte finder i tilknytning til bundplanter. Tager som krikand på natlige fourageringstogter til terrestriske habitater.
Spidsand	8	En omnivor art, der både lever af plantefrø og smådyr, som den ofte finder i tilknytning til bundplanter. Tager også som krikand på natlige fourageringstogter til terrestriske habitater.
Skeand	13	Skeand er også en vegetationstilknyttet art, ikke fordi den lever af planterne overhovedet, men fordi den oftest søger føde bestående af zooplankton og smådyr i tilknytning til vegetationen.
Taffeland	4	En omnivor art, der både lever af plantemateriale og smådyr, men som oftest finder sidstnævnte i tilknytning til bundplanter. Taffeland tager sandsynligvis også på natlige fourageringstogter til egnede akvatiske fourageringsområder, men det er ikke undersøgt nøjere.
Blishøne	14	En omnivor art, der både lever af plantemateriale og smådyr, men som oftest finder sidstnævnte i tilknytning til bundplanter. Fouragerer kun i mindre grad på land.

2.1 Fokusart pibeand

2.1.1 Udpegningsgrundlag

Det gældende udpegningsgrundlag for pibeand omfatter 10 fuglebeskyttelsesområder, hvoraf tre ligger i Vadehavsregionen, to i de vestjyske fjorde, tre ved Limfjorden og to i Østdanmark (Tabel 2.2).

Tabel 2.2. Liste over fuglebeskyttelsesområder, hvor pibeand indgår i områdernes udpegningsgrundlag i 2017.

Fnr.	Fuglebeskyttelsesområde
F1	Ulvedybet og Nibe Bredning
F13	Østlige Vejler
F23	Agger Tange
F38	Nissum Fjord
F43	Ringkøbing Fjord
F55	Skallingen og Langli
F57	Vadehavet
F60	Vidåen, Tøndermarsken og Saltvandssøen
F89	Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor
F110	Saltholm og omliggende hav

2.1.2 Faktorer der påvirker pibeændernes antal

Antallet af rastende pibeænder i fuglebeskyttelsesområderne om efteråret afhænger af mange faktorer. Det vurderes at de to vigtigste faktorer er:

1. Tilgængeligheden af føde, der både kan påvirkes af eutrofiering (Meltøfte & Clausen 2011) og af vandstandsforholdene (Clausen m.fl. 2004).
2. Tilstedeværelsen af reservater, fordi arten er meget følsom overfor forstyrrelser, især forårsaget af jagt (Madsen m.fl. 1992a,b,c,d).

I alle de 10 fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for pibeand, findes i dag reservater, som vurderes at være velfungerende og er udlagt i de mest optimale raste- og fourageringsområder for svømmeænder på søterritoriet (jf. Laursen & Frikke 2013, Clausen m.fl. 2014). I flere af områderne indgår også engarealer, hvor der er jagtfredet eller jagten er reguleret.

Eutrofiering har i nogle af områderne, der er udpeget for arten, siden 1970'erne reduceret udbredelsen og biomassen af tilgængelig føde og dermed påvirket pibeændernes antal negativt.

I Ringkøbing Fjord er der således en stærkt signifikant og lineær sammenhæng mellem biomassen målt på Tipperne og pibeændernes antal om efteråret (Meltøfte & Clausen 2011).

Ved Nissum Fjord og i Nibe-Gjøl Bredninger er pibeændernes antal aktuelt noget lavere, end de var i perioder, hvor der var en mere vidt udbredt ålegræsforekomst i kombination med et reservat (Clausen m.fl. 2009). Aktuelt er der dog tegn på fremgang i ålegræssets udbredelse i Nibe-Gjøl Bredninger. I oktober 2015 blev der ved NOVANA-tællingen af svømmeænder talt det største antal

af pibeænder i området, der er set siden 1997. Derimod er de antal, der de senere år er set ved Nisum Fjord, fortsat markant lavere end de, der blev set frem til omkring 1980, dvs. før ålegræsset forsvandt (Clausen & Holm 2011).

I modsætning til disse områder er det evident, at fødegrundlaget (målt som stående biomasse) i de to østdanske områder i hvert fald over en længere år-række var relativt stabilt, baseret på målinger ved Saltholm 1993-1999 (Kahlert m.fl. 2000) og ved Ulvshale-Nyord 1987-2000 (Madsen 1998, P. Clausen & T. Bregnballe unpubl. data).

Vandstandsforholdene er afgørende for, om pibeænderne kan nå planterne.

I Vadehavet sikrer tidevandet daglig adgang til føden på mudderfladerne (Madsen 1988), undtagen under længerevarende og ekstreme stormsituationer (jf. Clausen & Fischer 1994).

I Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord holdes vandstandene, og dermed den potentielle tilgængelighed til føden, relativt konstante ved hjælp af aktiv slusedrift i henholdsvis Hvide Sande og Thorsminde. Det samme praktiseres i et vist omfang ved hjælp af traditionelle afvandingsssluser ved Agger Tange, De Østlige Vejler og i Ulvedybet.

I Limfjorden, ved Saltholm, Ulvshale-Nyord og Præstø Fjord er bundvegetationens tilgængelighed for fuglene afhængig af vindforholdene, idet syd- og østlige vinde giver relativt lavvandede situationer med høj fødetilgængelighed, og nord- og vestlige vinde giver højvande med lav fødetilgængelighed. Siden reservatet ved Ulvshale-Nyord blev etableret i 1989, har det bevirket, at pibeændernes fugledage¹ har varieret stærkt fra år til år, men især er bestemt af vandstanden, der afgør den tilgængelige biomasse fuglene kan udnytte (Clausen m.fl. 2004).

2.1.3 Htidig overvågning og datagrundlag

I NOVANA-programmet 2004-2016 overvågedes arten jf. programbeskrivelsen primært ved svømmeandetællingerne i første halvdel af oktober, som dækker alle de væsentlige dele af de nævnte udpegede fuglebeskyttelsesområder. Arten optælles også ved midvinter i hele landet i år med landsdækkende optællinger. I år uden landsdækkende tællinger tælles den ved midvinter i 49 indeksområder, hvor væsentlige dele af seks af de 10 udpegede områder indgår i disse. Da pibeand er relativt fåtallig om vinteren, er denne optælling dog mindre væsentlig ift. at dække forekomsten af arten.

Der sker en hyppigere overvågning på Tipperne (en tælling i januar, 2-3 månedlige tællinger om foråret og to månedlige tællinger i sensommeren og om efteråret), i de fire springflodstællingsområder i Vadehavet, som overvåges månedligt året rundt (hvor dog Langli-Skallingen området kun tælles fra Skallingen i de tre vintermåneder) samt i Vejlerne, der overvåges 10 af årets 12 måneder. I Vadehavet blev der foretaget 3-4 årlige flyttællinger i NOVANA-programmet 2004-2016, hvor den ene var en del af svømmeandetællingen i oktober.

¹ Fugledage benyttes som udtryk for en arts samlede udnyttelse af en lokalitet. 1 fugledag er lig en fugl en dag. 20 dage med 1000 fugle giver altså 20.000 fugledage. Det siger mere end maksimumforekomster i et område, der kan være tilfældige. Et højt antal fugledage afspejler en langvarig forekomst af mange fugle, hvilket betyder at der er gode fødesøgnings- og / eller rastemuligheder i området.

Udenfor eller før NOVANA-programmet blev arten i reservatoptællingsårene 1994-2001 og 2008-2010 overvåget langt hyppigere i alle udpegningsområderne med 1-2 månedlige tællinger i august-november (også december i første periode). Det samme skete i 1985-1993 i de to forsøgsreservatområder i F1 og F89, ligesom der i flere af de vestjyske områder fra Tipperne i syd til Agger Tange i nord er foretaget hyppigere tællinger de fleste år mellem 1998 og 2015. I Vadehavet blev der foretaget 10-13 årlige flytællinger fra efteråret 1981 til 2001, hvorefter antallet af årlige flytællinger har været faldende. Ved Saltholm blev der foretaget en intensiv overvågning 1993-1998 i forbindelse med forundersøgelser og opfølgning på Øresundsforbindelsen.

2.1.4 Fænologi

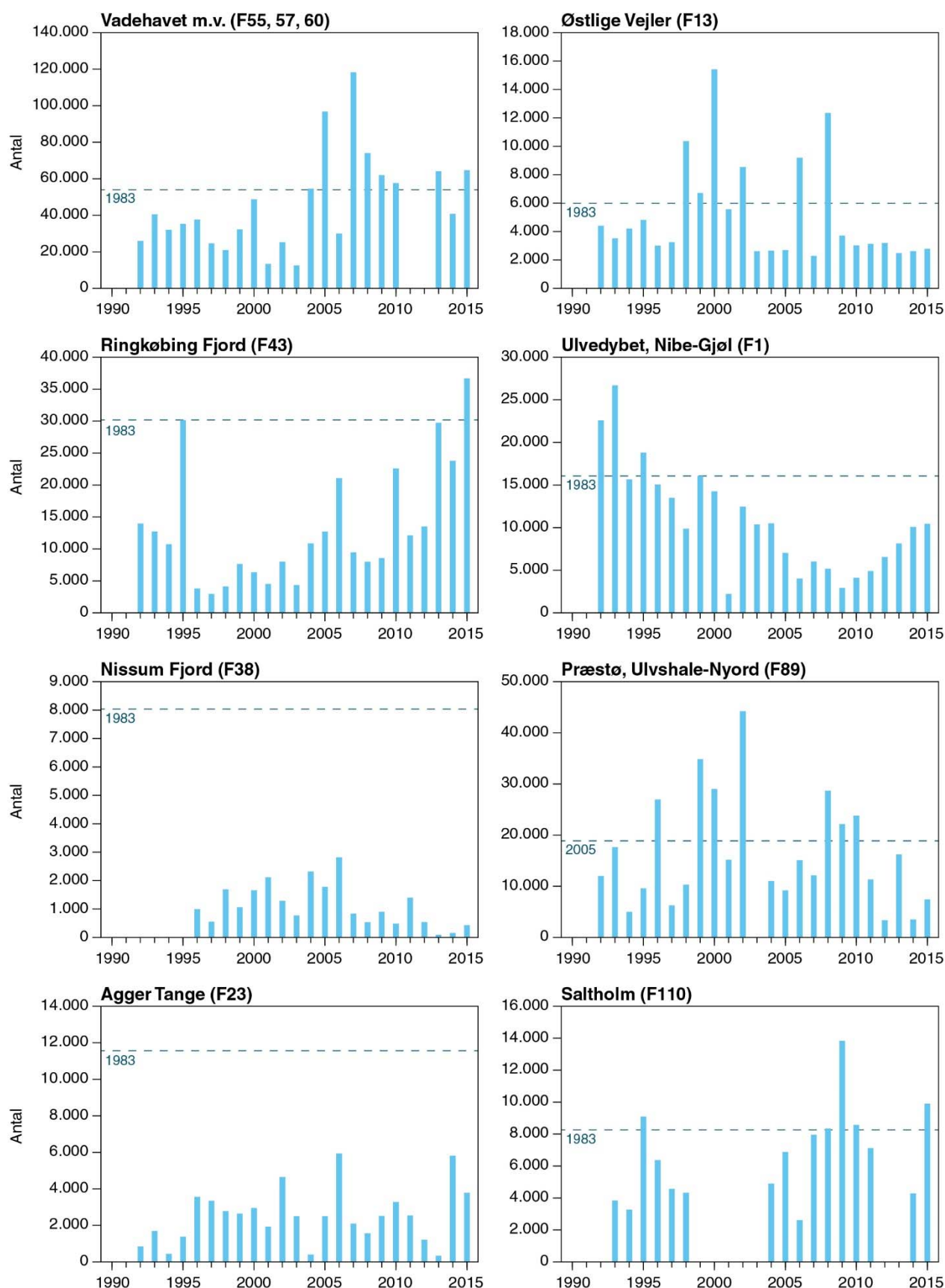
Fænologien for arten i Danmark kan bedst beskrives ud fra den mangeårige og førhen helårige overvågning på Tipperne og den stadigt helårige overvågning af springflodstællingsområderne i Vadehavet. Heraf fremgår det, at pibeand i Danmark forekommer i størst antal om efteråret fra september til november, typisk med en topforekomst i første halvdel af oktober, jf. detaljerede analyser af tællingerne fra Ringkøbing Fjord og Vadehavet, hvor antallet om foråret typisk kun udgør under 25 % af efterårsforekomsten (Meltøfte & Clausen 2011, Laursen & Frikke 2013). Andre mindre omfattende, men dog flerårige tidsserier fra Nisum Fjord (Christensen 1987) og de centrale dele af Limfjorden (Madsen m.fl. 1992a) viser den samme overordnede fænologi.

Om vinteren er pibeand næsten fraværende i kolde vintre og også i mildere år forekommer arten i langt lavere antal om vinteren sammenlignet med efteråret og foråret, jf. resultaterne fra de år, hvor der blev foretaget landsdækkende tællinger op til fire gange året rundt (Joensen 1974, Laursen m.fl. 1997).

2.1.5 Antal

Det samlede antal af rastende pibeænder i Danmark er utvivlsomt gået frem siden begyndelsen af 1980'erne. Der foreligger ikke landsdækkende tællinger af arten fra oktober, da efterårstællingerne fra midten af 1980'erne blev gennemført i november (Laursen m.fl. 1997). Langt de fleste pibeænder forekommer imidlertid i fuglebeskyttelsesområderne og især de dele af disse, som er omfattet af reservaterne, og overvågningen i reservatnetværket viser en fremgang i pibeændernes antal i perioden fra 1994 til 2010 (Clausen m.fl. 2013a). En anden analyse baseret på oktobertællinger fra 61 rasteadsler, hvoraf 60 ligger i fuglebeskyttelsesområderne og 59 er reservater, viser en fremgang fra 1980 til 2010 (Pihl m.fl. 2013). Antallet af pibeænder, der raster i Danmark, vurderes således at være i fremgang.

Ser man på de enkelte fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for arten, er udviklingen dog meget forskellig fra område til område. Det omtales nærmere i forbindelse med levestedskortlægningen i Kapitel 4, og fremgår af Fig. 2.1, hvor årlige maksimumforekomster af arten i de udpegede områder er vist.



Figur 2.1. Årlige maksima 1992-2015 af pipebænder i de 10 fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for arten i Danmark, idet der dog kun er plottet data for hovedområdet F57 Vadehavet (og ikke for F60 Tøndermarsken og F55 Langli-Skallingen). For år, hvor der ikke ses blå søjler, er der ikke foretaget en optælling i oktober, fx Nissum Fjord før 1996 og Saltholm mellem 1999 og 2003 samt 2012 og 2013. Den stiplede linje angiver, med undtagelse af F89, det antal, der blev nævnt i det oprindelige udpegningsgrundlag fra 1983 (Fredningsstyrelsen 1983). For F89 er anført det antal som blev indrapporteret i Natura 2000 databasen i 2005, hvor pipeband blev optaget i dette fuglebeskyttelsesområdes udpegningsgrundlag.

2.1.6 Adfærdøkologi

Adfærdøkologiske studier af pibeand er udført i flere af de områder, der er udpeget for arten i Danmark.

Undersøgelser i Vadehavet viser, at pibeænder i dette område først på efteråret veksler mellem at fouragere på ålegræs ved lavvande om dagen og om natten og raste på nærtliggende rasteplasser ved højvande (Madsen 1988). De trækker til tider også ind på forlandenes strandenge for at fouragere både dag og nat (Madsen 1988, Larsen 1997). Detaljerede undersøgelser af pibeænder i Nordtyskland viser også, at de især hen på efteråret ofte trækker ind på græsmarker, raps- og hvedemarker i baglandet for at fouragere (Brunckhorst 1996). Pibeænder ses også fouragere på baglandets græsmarker i Vadehavsregionen, men fouragerende pibeænder på mere intensivt drevne agerjorde er ikke et særlig velkendt fænomen i Danmark.

De kan, når de fouragerer på bundvegetationen, enten fouragere direkte på denne, eller ved at opsamle planter som knopsvaner spilder (Holm & Clausen 2009).

2.1.7 Habitatøkologi

Pibeændernes habitatøkologi om efteråret i Danmark er generelt velkendt, enten fordi den er direkte undersøgt, eller fordi deres detailudbredelse i reserverne (jf. Clausen m.fl. 2014) de fleste steder kan relateres til kortlægninger af bundvegetationen i områderne, foretaget af DCE's, af tidligere amters eller af Miljøstyrelsens biologer.

I Danmark er lavvandede vådområder, der er dækket med bundvegetation, pibeændernes foretrukne habitat om efteråret og i den tidlige vinter, men bedømt ud fra det foreliggende grundlag har de ikke nogen præferens for bestemte bundplanter, da arten ses i høje tætheder på adskillige typer af bundvegetation (se nedenfor).

Økologien om foråret er mindre velkendt, men de fleste steder ses pibeænder typisk græssende på strandenge eller ferske enge, givetvis fordi bundvegetationen på lavt vand er græsset ned (eller ødelagt, hvis der har været længere perioder med is om vinteren).

På dybere vand er planterne om foråret ofte utilgængelig for knortegæssene, der kan nå 40 cm under vandoverfladen (Clausen 1998, 2000), og da pibeænderne kun har en rækkevidde på 33 cm (Pöysä 1983) vil dette ske endnu oftere for pibeænderne.

2.1.8 Fødeøkologi

Pibeand og knarand er de mest udprægede herbivorer blandt svømmeænderne, men pibeand har et varieret fødevalg fsv. angår de planter, den æder. I Danmark er det primære fødegrundlag således både arter af ålegræs, havgræsser, vandaks og kransnålalger, som de finder på lavt vand.

I levestedskortlægningen nedenfor i Kapitel 4 antages det, hvis fødevalget ikke er undersøgt, at pibeændernes primære fødevalg om efteråret er de bundplanter, der er udbredt, hvor fuglene er kortlagt ved tællingerne i reserverne (jf. Clausen m.fl. 2014), selvom der ved tællingerne ikke er sondret mellem fouragerende og rastende fugle.

Pibeand skal have et stort dagligt fødeindtag og fouragerer det meste af døgnet lyse timer (og evt. om natten) for at opretholde en positiv energibalance, fordi de har en relativt lav fordøjelsesrate (Madsen 1988).

I alle områderne benytter pibeænderne derudover strandenge og ferske enge som fourageringområder i højvandssituationer forårsaget af vind eller tidevand. Det er et habitat, der gradvist bliver stadigt mere betydende, når planterne i dværgålegræs- *Zostera noltii* og vandaks-havgræs-samfundene er græsset ned eller henfalder om vinteren. Kun ålegræsset *Zostera marina* forbliver i større mængder om vinteren, men bliver givetvis stadigt mere utilgængeligt på grund af nedgræsning, stormskader og manglende vintertilvækst, hvorfor de fleste pibeænder om foråret ses fouragerende på enge.

Derfor er engarealer væsentlige sekundære levesteder for pibeænderne om efteråret og den tidlige vinter, og primære levesteder i sen vinteren og om foråret.

2.2 Kortlægning og beregning af levestedsarealer for pibeand

Forstyrrelser

Pibeand er følsom over for forstyrrelser, især forårsaget af jagt. I dag er der udlagt et eller flere reservater i alle de fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for pibeand. Der er i alle områder tale om relativt store reservater på adskillige km², hvilket betyder, at de har en god bufferzoner (Clausen m.fl. 1997). Det gør, at større flokke af pibeænder ofte vil kunne finde fred til at raste og /eller fouragere i reservaterne på trods af eventuel jagt i disses randområder. Dog ikke altid i perioder med højvands- og /eller stormsituationer, hvor fuglene tvinges på land på steder, hvor reservaterne ikke omfatter landarealer.

Da pibeænderne i vid udstrækning fouragerer på bundvegetationen i reservaterne, bør det indgå som en målsætning i tilstandsvurderingen af levesteder for pibeand i fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for arten, at der er et arealmæssigt overlap mellem udbredelsen af bundvegetationen og reservaternes placering.

Det er DCE's vurdering, at denne målsætning i hvert fald frem til 2010 generelt var opfyldt for de fleste af de fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for pibeand. Dette udsagn baseres på en vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områderne, som DCE foretog i 2013 (Therkildsen m.fl. 2013), hvor baggrundsmaterialet til rapporten bl.a. bestod af kortmaterialet med antal og fordelinger af svømmeænder i tilknytning til reservaterne i områderne, som blev publiceret umiddelbart efter DCE-rapporten (Laursen & Frikke 2013, Clausen m.fl. 2014). En undtagelse var manglen på bundplanter i Nibe-Gjøl Bredninger omkring 2010 (Therkildsen m.fl. 2013, Clausen m.fl. 2014). Her er der dog nyere data, der viser, at ålegræsset er på vej tilbage og at pibeænderne responderer på dette ved at vende tilbage til både Nibe og Gjøl Bredninger (Balsby m.fl. 2017).

I Kapitel 4 gives en kortlægning af potentielle levesteder for pibeand i de 10 fuglebeskyttelsesområder, som er udpeget for arten, dvs. områder, hvor en kombination af lavvandede områder og /eller enge og håndtering af forstyrrelser allerede er sikret ved reservater.

Bundvegetation

Clausen & Holm (2011) præsenterede i pilotprojektrapportens Kapitel 5 "Fra fugletal til levestedsmål" samt rapportens Appendiks 1 en metode, som DCE stadig finder er et brugbart og meget konkret eksempel på, hvordan man kan estimere det samlede herbivore vandfuglesamfunds fødebehov i Ringkøbing Fjord og dermed et afledt arealbehov med en minimumbiomasse eller bunddække for fuglene.

Clausen & Holms (2011) metode kan med mindre modifikationer og relevante opdateringer overføres til samtlige fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for pibeand og de andre bundvegetationstilknyttede arter i Danmark (jf. Tabel 2.1).

For at benytte metoden, som Clausen & Holm (2011) præsenterede i deres Tabel 15 og Appendiks 1, andre steder, skal der i princippet kun ændres på det estimerede antal fugledage per art per år for det konkrete fuglebeskyttelsesområde, dvs. at tallene i tabellens rubrik "Fugledage per år på Tipperne" skal ændres til det konkrete fuglebeskyttelsesområdes målsatte antal og deraf afledte fugledage.

Antallet af fugledage kan for pibeand estimeres ud fra årets maksimumforekomst (eller et målsætningstal, der kunne være middel af 6-årige maksima), idet der er en generelt fin og lineær overensstemmelse mellem de to parametre (Fig. 2.2).

Man skal dog være opmærksom på, at fødegrundlaget og dermed fødeøkologien for pibeand i de 10 fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for arten i Danmark, er meget forskelligt på de forskellige lokaliteter. Det betyder bl.a., at ænderne lever af planter, der har forskellig årsproduktion. Ålegræs har fx ofte en stående biomasse, der er noget højere og en årsproduktion, der er mindst dobbelt så stor som i det blandede havgræs-vandakssamfund, hvilket alt andet lige bevirker, at fx 1 ha ålegræs kan ernære dobbelt så mange herbivore fugle som 1 ha med havgræs-vandakssamfund.

Man skal derfor ideelt benytte en "fødekilde"-specifik årsproduktion og målsætte konkret for hvert område.

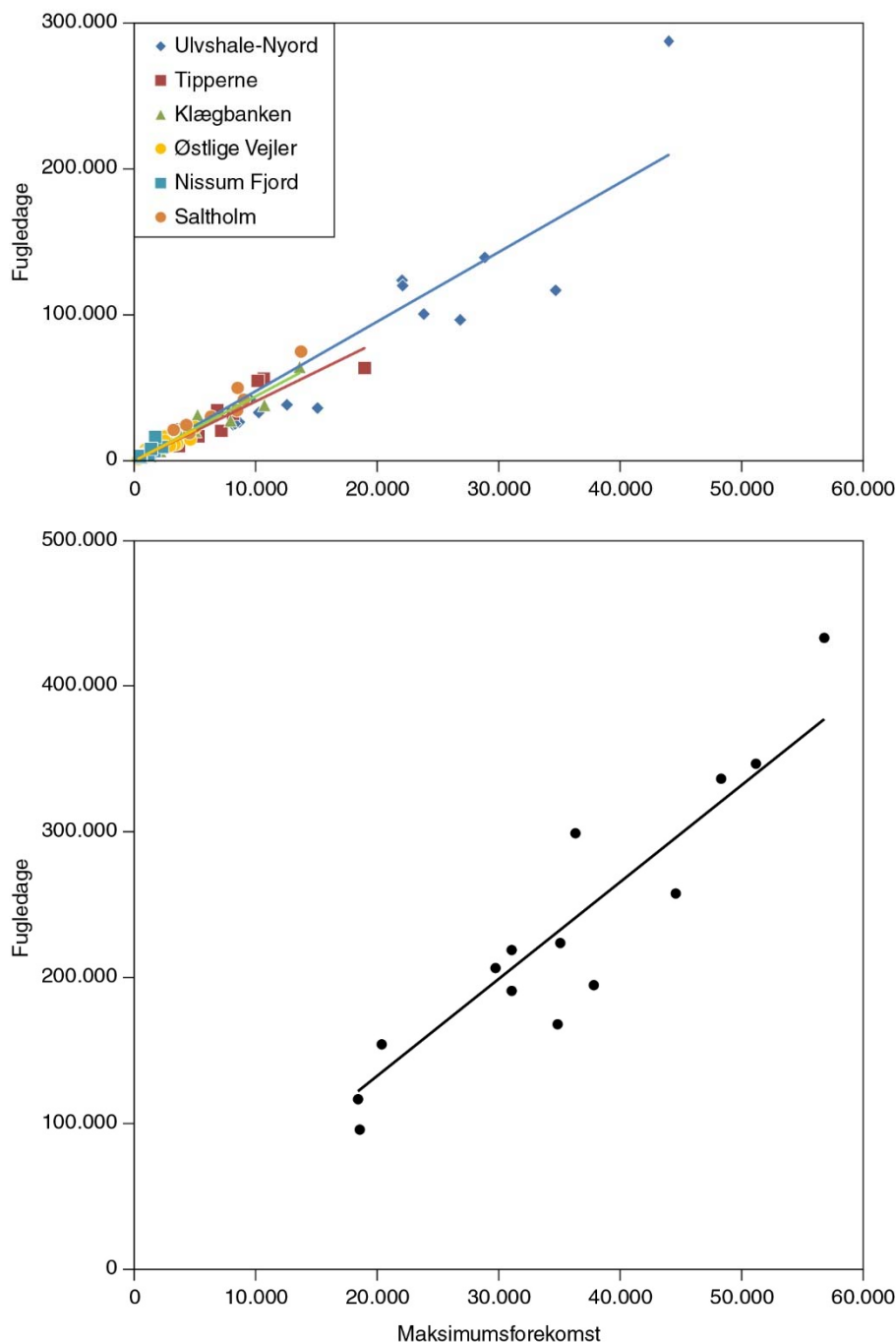
En alternativ og mere simpel løsning er at bruge samme beregningsmetode for alle områder, men hvor man ud fra et forsigtighedsprincip bruger årsproduktionen og biomassen for de mindre produktive plantesamfund til at beregne en målsætning for et levesteds udstrækning og biomasse / plantetætheder.

Da vi for områderne, som er udpeget for pibeand, har en konkret viden om de lokale plantesamfund, er der her i rapporten foretaget en lokalitets- og arts-specifik beregning.

Det er i den forbindelse også vigtigt at forholde sig til det samlede herbivore vandfuglesamfund. Det skyldes, at arterne ikke alene forekommer sammen, men også lever af og nedgræsser det samme fødegrundlag.

Det er en situation, der er fundamentalt forskellig fra fx ynglende engfugle, der forekommer sammen, men generelt lever af forskellige fødeemner, hvorfor de ikke konkurrerer (Thorup 1998).

Figur 2.2. Den øverste figur viser sammenhæng mellem efterårets maksimumforekomst og antal fugledage opgjort for rastende pibeænder i reservater, der ligger indenfor fuglebeskyttelsesområder, hvor pibeand indgår i udpegningsgrundlaget. For fire af områderne er indlagt en tendenslinje, hvoraf det både fremgår, at der er en stærk sammenhæng mellem maksimum og efterårets samlede fugledageantal, og at hældningen på kurverne er næsten identiske. Data er fra varierende tidsserier fra år, hvor der er foretaget mindst en og ofte 2-3 månedlige tællinger fra august til november. Nederst tilsvarende for Vadehavet, hvor kurven er noget mere stejl. Baseret på data fra 14 efterår, hvor der er foretaget flytællinger i hele Vadehavet hver måned i august-november.



Man kan derfor ikke målsætte for levesteder for fx pibeænder uden at forholde sig til, om fx knopsvaner, knortegæs og gråænder også forekommer i området.

Derfor anbefales det, at man vælger at målsætte for alle de bundvegetations-tilknyttede arter i en arbejdsgang. I rapporten her er det i Kapitel 4 gjort for de 10 fuglebeskyttelsesområder, hvor pibeand indgår i udpegningsgrundlagene. Detaljer om beregningsmetoder er givet i Appendiks.

Clausen & Holm (2011) anbefalede i den forbindelse også, at man måtte målsætte for de enkelte fuglebeskyttelsesområder ud fra fx den 6-årige periode, hvor man havde kendskab til den mest favorable kombination af reservat (=beskyttelse) og et fødegrundlag, der ikke er udsat for negative påvirkninger

af eutrofiering. Denne anbefaling er benyttet til at udvælge den 6-årsperiode, der ligger til grund for forslag til beregningen af et ønsket levestedsareal.

Af gennemgangen i Kapitel 4 fremgår det, at den valgte måltalsperiode ikke er den samme årrække for alle områderne. Det skyldes bl.a. at eutrofieringsbetingede forringelser af levestederne er indtrådt på forskellige tidspunkter (i 1980'erne i Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord, sidst i 1990'erne i Nibe og Gjøl Bredninger) – og at reservater er oprettet eller udvidet på forskellige tidspunkter. Det nævnes konkret under hvert område.

For de fleste områder er de største antal af fugle set i de senere seksårsperioder, flere år efter Fuglebeskyttelsesdirektivets ikrafttræden i 1981. For Vadehavet (F57, F60 og F55) er det derfor de nyere data, der anbefales lagt til grund, da de afspejler en kombination af en øget beskyttelse (større reservat efter 1998), muligvis i kombination med en forbedret forekomst af dværg-ålegræs (Laursen & Frikke 2013). Det samme gælder de østdanske områder, hvor de større antal generelt er truffet efter reservaterne blev udlagt (Clausen m.fl. 2014).

Men de opdaterede optællingsdata for de udpegede arter i de her behandlede fuglebeskyttelsesområder indikerer, at man fsv. angår pibeand (men også andre herbivore arter) for tre områder må søge tilbage i tiden for at finde en periode, der lever op til ovenstående forudsætning.

Det gælder F43 Ringkøbing Fjord og F38 Nissum Fjord, hvor de største antal af det samlede vandplantetilknyttede vandfuglesamfund forekom i 1974-1979, før mængderne af bundvegetation blev markant reduceret i fjordene, og for F1 Nibe-Gjøl-Ulvedybet er det perioden 1992-1997.

Engarealer

På engene er det evident, at pibeænderne foretrækker våde områder (Mayhew & Houston 1989). Fra De Østlige Vejler er det også påvist, at der forekommer større antal af pibeænder om efteråret i år, hvor større dele af Bygholmengen er våde på grund af høj vandstand end i tørre år med lavere vandstand (Boertmann & Rigét 2006).

For enghabitaterne er det derfor anbefalingen, at man ved en levestedsmålsætning lægger kravene i forlængelse af de, der allerede er foreslået for engryle og brushane (Fredshavn m.fl. 2014). Dvs. at man skal sikre afgræsning eller slæt på både de højere liggende og lavere dele af engene for at undgå tilgroning og op-hobning af førne. Herved bevares større arealer med foretrukne fødeplanter som fx rødsvingel, harril, kryb-hvene og strand-annelgræs. Uden plejen vil der typisk ske en tilgroning på engene med tagrør og kogleaks ved de vestjyske fjorde, ved Limfjorden og ved de indre danske farvande (Vestergaard 1998) eller en tilgroning med kilebæger og strand-malurt ved Vadehavet (Jensen 1985). Derudover skal man sikre våde fremfor tørre enge.

De otte af områderne, som er udpeget for pibeand, er også udpeget som yng-leområde for enten engryle og/eller brushane. Det gælder dog ikke F57 Vadehavet og F55 Langli-Skallingen, hvor man dog må formode, at de naturlige tidevandspåvirkninger i kombination med efterårsstorme ofte vil sikre våde forhold på de relevante forlandsarealer.

For F60 Tøndermarsken er en anbefaling om sikring af våde engarealer i tråd med de anbefalinger for driften, som Clausen & Kahlert (2010) og Clausen m.fl. (2016) har fremført med henblik på at forbedre mulighederne for at opnå

de målsætninger for ynglende engfugle, der fremgår af Miljøministeriets redegørelser om området (Skov- og Naturstyrelsen 2000, Naturstyrelsen 2011).

Levestedsvurderingen for engene fordrer, akkurat som for bundvegetationen, en beregning af et nødvendigt areal for at kunne brødføde et antal fugledage af de målsatte arter. For pibeand er dette areal beregnet ud fra et dagligt indtag af græsser (Mayhew 1988) i kombination med estimater over daglig produktion af disse ud fra studier på danske strandenge (Lorenzen & Madsen 1985, Madsen 1989, Clausen 1998). For knortegås er der benyttet en beregning, hvor det indledningsvist antages, at bærekapaciteten er 15-30 gæs per ha strandeng i forårsmånederne (Ebbinge 1992), hvorefter det ved arealberegningen tages højde for, at vegetationsvæksten er mindre om vinteren (uddybes i Appendiks 1).

For både pibeand og knortegås gælder, at betydelige antal af især bramgæs men også andre gæs i stadigt flere fuglebeskyttelsesområder ofte græsser på de samme engarealer som de to førstnævnte arter, og derfor strengt taget bør medtages i beregningen, da de er fødekonkurrenter. Men da gæssene også i store antal trækker ind på agerjorde for at fouragere, fordrer det et mere detaljeret kendskab til bramgæssenes habitatvalg og fourageringsmønstre i konkrete fuglebeskyttelsesområder, før dette kan gøres. Dette element kan således først indbygges, hvis dette kendskab tilvejebringes.

I Kapitel 4 gives en levestedskortlægning for engarealer i de 10 fuglebeskyttelsesområder, som er udpeget for arten.

3 Frøædende arter, særligt krikand

Flere af de akvatiske herbivore rastefuglearter, som indgår i ét eller flere fuglebeskyttelsesområders udpegningsgrundlag, lever i tilknytning til flere habitater og af flere fødekilder.

De fleste af svømmeænderne, der raster forår og efterår eller overvintrer i Danmark, er omnivore arter. At de har en meget varieret diæt, der består både af plantedele og smådyr, betyder at det er betydeligt mere komplekst at målsætte og tilstandsvurdere arternes levesteder ud fra den energetiske tilgang, der er anbefalet for de mere udprægede akvatiske herbivorer, som fx knopsvane.

Blandt de trækkende vandfugle, der indgår i udpegningsgrundlagene for fuglebeskyttelsesområderne, er det især svømmeænderne, der i et vist omfang lever af frø.

Spärck (1958) undersøgte fødevalget hos seks arter af svømmeænder og fandt frø i maveindholdet fra alle arterne, men andelen af individer med frø var varierende med forekomst i 100-96 % af fuglene for krikand, gråand og atlingand, 90 % for spidand, 75 % for skeand og blot 30 % for pibeand. Han opgjorde ikke den relative betydning, men kun om et fødeemne forekom eller ej i individerne, hvilket betyder, at de anførte procenter ikke summer op til 100 %. Krikand var den mest udprægede frøædende art, dvs. den art, hvor plantefrø fandtes i relativt flest fugle, og de alternative to fødegrupper "græs og blade" og "dyrisk føde" forekom i relativt færrest fugle. Pibeand var den mest udprægede herbivore art og skeand den mest carnivore blandt de undersøgte arter. Gråand og spidsands diæter er domineret af frø, med de har også relativt høje forekomster af planter og dyr i fødevalget. Senere undersøgte Madsen m.fl. (1992b) fødevalget hos gråand, pibeand og krikand indsamlet omkring Ulvshale-Nyord i 1988. Her blev den relative betydning opgjort, og frø udgjorde for gråand 100 % (af tørvægt af maveindholdet), pibeand (29,2 %) og krikand (99,7 %).

Begge undersøgelser understreger, at svømmeænderne i et betydeligt omfang lever af frø fra bundplanter og strandsumplanter. Spärck (1958) omtaler således frø fra kogleaks, børsteblandet vandaks og sumpstrå som de vigtigste fødeemner for gråand, krikand og spidsand, men også at frø fra havgræs er vigtige fødeemner for spidsand og fra strandgåsefod for krikand. Dette underbygges af Madsen m.fl. (1992b), hvor 54,1 % af diæten for gråand og 27,3 % for pibeand ved Ulvshale-Nyord bestod af frø fra børsteblandet vandaks, hvorimod krikand havde taget mange flere forskellige plantearters frø (uddybes nedenfor).

For alle arterne gælder, at de skifter til fouragering på smådyr, efterhånden som frøene spises op (fx Arzel m.fl. 2009).

Den gængse opfattelse af dykænders fødevalg er, at de er carnivore, dog med undtagelse af taffeland. Men faktisk viser meget omfattende undersøgelser af fødevalget hos dykænder indsamlet i Danmark, at selvom diæten domineres af dyr, så indtager arter som troldand, bjergand og hvinand også frø fra bundplanter, og at hyppigheden af sådanne er betydeligt højere i fjordområder (fx Ringkøbing Fjord og Limfjorden) end i åbne farvande (Madsen 1954).

For taffeland blev "plantefrø" (inklusive oogonier fra kransnålager) truffet i 74,6 % af de indsamlede individer og var det eneste fødeemne hos 18,6 % (Madsen 1954). Oogonier fra kransnålalger var således taffelands vigtigste fødeemne.

Den hyppige forekomst af frø fra bl.a. bundplanter i diæten hos svømmeænderne og taffeland er begrundelsen for, at alle disse arter medtages i behandlingen af akvatiske herbivore arter ovenfor og beregningen af et levested.

Det faktum, at flere af arterne er udprægede omnivorer og skifter diæt efter hvad der måtte forekomme, gør også, at de er noget mere robuste overfor temporære svingninger i forekomst af bundplanterne, uanset om disse svingninger fx skyldes eutrofiering eller længerevarende perioder med islæg i hårde vintre, som kan påvirke forekomster af bundplanterne på lavt vand. De omnivore arters antal går således typisk ikke så meget tilbage i sådanne situationer, som de mere udprægede herbivore arter, især knopsvane, knortegås, blishøne og pibeand.

Både deres komplekse habitat- og fødevalg gør det svært at målsætte konkret for de frøædende arters levesteder, hvilket nedenfor gennemgås i detaljer for krikand.

3.1 Fokusart krikand

I Danmark er krikanden en fåtallig ynglefugl (Grell 1998), men den optræder talrigt om efteråret, hvor ynglefugle fra Nordskandinavien og det vestlige Rusland trækker gennem landet. Her benytter de søer, lavvandede kyster og strandenge som raste- og fourageringsområder.

3.1.1 Udpegningsgrundlag

Det gældende udpegningsgrundlag for krikand omfatter otte fuglebeskyttelsesområder, fordelt med et i Vadehavet, tre i de vestjyske fjorde, to ved Limfjorden og et i Østdanmark (Tabel 3.1).

Tabel 3.1. Liste over fuglebeskyttelsesområder, hvor krikand indgår i områdernes udpegningsgrundlag i 2017.

Fnr.	Fuglebeskyttelsesområde
F1	Ulvedybet og Nibe Bredning
F13	Østlige Vejler
F23	Agger Tange
F38	Nisum Fjord
F41	Stadil Fjord og Vest Stadil Fjord
F43	Ringkøbing Fjord
F57	Vadehavet
F99	Saltbæk Vig

3.1.2 Faktorer, der påvirker krikændernes antal

Antallet af rastende krikænder i fuglebeskyttelsesområder om efteråret afhænger af mange faktorer. Det vurderes dog, at de tre vigtigste faktorer er:

1. Tilgængeligheden af bundvegetation, der både kan påvirkes af eutrofiering (Meltøfte & Clausen 2011) og af vandstandsforholdene (Clausen m.fl. 2004).
2. Fugtighedsforholdene på de terrestriske alternative fourageringshabitater.
3. Tilstedeværelsen af reservater, fordi arten er meget følsom overfor forstyrrelser, især forårsaget af jagt (Madsen m.fl. 1992b,d), Madsen & Holm (2002), Bregnballe m.fl. (2001, 2005a,b).

I alle de otte fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for krikand, findes i dag reservater.

I de syv af områderne, hvor reservater er oprettet som natur- og/eller vildt-reservater (altså henholdsvis med hjemmel i Lov om naturbeskyttelse og/eller Lov om jagt og vildtforvaltning), vurderes reservaterne at være velfungerende og er udlagt i de mest optimale raste- og fourageringsområder for svømmeænder (jf. Laursen & Frikke 2013, Clausen m.fl. 2014).

I F99 Saltbæk Vig findes et reservat, som er udlagt ved en fredningskendelse², men dette reservat er ikke behandlet af Clausen m.fl. (2014).

Vandstandsforholdene er afgørende for, om krikænderne kan nå bundvegetationen. Dette er påvist ved studier ved Ulvshale-Nyord, hvor fuglenes adgang til bundvegetationen i vidt omfang er bestemt af vindforholdene, idet længerevarende perioder med syd- og østlige vinde giver relativt lavvandede situationer med høj fødetilgængelighed, mens nord- og vestlige vinde resulterer i højvande med lav fødetilgængelighed. Det betyder, at antallet af krikænder, der har benyttet området siden etableringen af reservatet i 1989, har vist betydelige årlige udsving. Clausen m.fl. (2004) viste, at det primært er vandstanden og dermed mængden af tilgængelig føde, der er afgørende for antallet af efterårsrastende krikænder i dette område.

I F57 Vadehavet sikrer tidevandet daglig adgang til føden på mudderfladerne (Madsen 1988), dog undtaget perioder med længerevarende hård vind (jf. Clausen & Fischer 1994).

I F43 Ringkøbing Fjord og F38 Nissum Fjord holdes vandstandene, og dermed den potentielle tilgængelighed af føden, relativt konstante ved hjælp af aktiv drift af sluserne i henholdsvis Hvide Sande og Thorsminde. Det samme praktiseres i et vist omfang ved hjælp af traditionelle afvandingsluser ved F23 Agger Tange, F13 de Østlige Vejler og i F1 Ulvedybet. Ved F99 Saltbæk Vig holdes vandstanden nogenlunde konstant på 120 cm under DVR med en pumpestation, der tændes efter behov (Flemming Buttenschøn, a/s Saltbækvig, pers. medd.).

For alle disse områder gælder dog, at vandstandene til tider bliver så høje, at krikænderne ikke kan nå bundplanterne og derfor skifter til at dagraste i områderne.

Med udgangspunkt i ovenstående er det således klart, at et velfungerende levested for krikand nødvendigvis må bestå af både lavvandede områder med en veludviklet bundvegetation og græssede strandenge eller sekundært

² Overfredningsnævnets afgørelse af 28. august 1992 om fredning af Saltbæk Vig med omliggende arealer i Kalundborg, Bjergsted og Hvidebæk kommuner, Vestsjællands Amt (sag nr. 111-22).

strandsump, som kan udnyttes i perioder, hvor høj vandstand hindrer adgangen til bundvegetationen. Strandene skal således være tilstrækkeligt våde for at tillade krikændernes udnyttelse af frø fra fx kveller (*Salicornia europaea*) og strandgåsefod (*Sueda maritima*).

Det er derfor vigtigt, at strandenes naturlige hydrologi er bevaret, hvilket muliggør naturlige oversvømmelser ved højvandssituationer, idet nedbørmængden ikke nødvendigvis er tilstrækkelig til at sikre adgang til frøpuljen tidligt på efteråret. Dræning med rør, grøbling eller grøfter bør undgås på engarealerne, hvis de skal optimeres som levesteder for krikand. Det skyldes at de reducerer mængden af vand, udstrækningen af våde enge, og varigheden af perioder med oversvømmelse.

I områder, hvor den naturlige hydrologi ikke er bevaret pga. etablering af diger og sluser, må det ligeledes sikres, at man aktivt forvalter områderne med henblik på at sikre tilstrækkeligt vanddække på strandene. Det gælder fx alle de udpegede fuglebeskyttelsesområder for arten i Vest- og Nordjylland fra Ringkøbing Fjord til Vejlerne og den del af F1 der ligger i Ulvedybet, samt i Saltbæk Vig.

I perioder med kraftig nedbør vil der desuden ske en øgning i det tilgængelige fourageringshabitat, idet der i disse situationer vil forekomme oversvømmelser af ferske enge, landbrugsarealer m.v., som krikænderne vil opsøge på naturlige fourageringstogter. Som nævnt ovenfor kan disse ligge forholdsvis langt fra dagrastepladsen (Fog 1968, Tamisier 1974), men hvis man ved en optimal forvaltning sikrer, at de ligger tæt på denne, vil krikænderne næppe trække længere end højst nødvendigt.

3.1.3 Hittidig overvågning og datagrundlag

Overvågningen i NOVANA-programmet 2004-2016 og datagrundlaget for krikand er sammenfaldende med den, der gennemføres for pibeand, dvs. arten optælles primært ved svømmeandetællingen i første halvdel af oktober. Arten optælles også ved midvinter i hele landet i år med landsdækkende optællinger. I år uden landsdækkende tællinger tælles den ved midvinter i 49 indeksområder, hvor væsentlige dele af fem af de otte udpegede områder indgår i disse. Da krikand er relativt fåtallig om vinteren, er denne optælling dog mindre væsentlig.

Akkurat som pibeand overvåges krikand aktuelt mere hyppigt på Tipperne, i Vadehavet og i Vejlerne og var i forbindelse med etableringen af de mange nye reservater genstand for hyppigere overvågning i reservatnetværket (Clausen m.fl. 2004, 2013a, 2014), der omfatter syv af de otte udpegede områder. Saltbæk Vig, der ikke indgik i det netværk af natur- og vildtreservater som DCE overvågede, er overvåget mindre hyppigt.

3.1.4 Fænologi

Fænologien for krikand i Danmark beskrives som for pibeand bedst ud fra den mangeårige og førhen helårige overvågning på Tipperne og den helårige overvågning i springflodstællingsområderne i Vadehavet. Heraf fremgår det, at krikand forekommer i størst antal om efteråret, og at antallene om foråret typisk udgør under 20 % af efterårsforekomsten (Meltøfte & Clausen 2011, Laursen & Frikke 2013). De ankommer om efteråret næsten en måned før pibeænderne, så antallene på rasteplasserne stiger allerede i løbet af august. I det samlede reservatnetværk ligger middeltopforekomsten i oktober (Clausen m.fl. 2004), hvilket underbygger, at overvågningen af den samlede

ationale bestandsudvikling kan udføres på samme tidspunkt som pibeand, men der er betydelige variationer fra lokalitet til lokalitet. På Tipperne topper forekomsten gennemsnitligt i september (Meltøfte & Clausen 2011), i Vadehavet i september-oktober (Laursen & Frikke 2013), i Vejlerne langt hen i oktober og nogle år endda i november (Nielsen 1998), og i Ulvedybets er forekomsten gennemsnitligt næsten stabil fra september til november (Ulvedybsgruppen 2003).

Krikand er følsom over for frost og træffes normalt kun i små antal selv i milde vintre. Der er således kun en gang truffet mere end 5.000 fugle ved en landsdækkende midvintertælling fra 1968 til 2013. Det var i 2008, hvor en landstotal på 14.600 krikænder blev registreret (Petersen m.fl. 2010).

3.1.5 Antal

Det samlede antal rastende krikænder i Danmark varierer meget fra år til år. Fra både Vadehavet og Tipperne er det påvist, at variationen i fuglenes antal bedst kan forklares ud fra deres ynglesucces (Laursen & Frikke 2006, Meltøfte & Clausen 2011). Nogle meget store forekomster af krikænder på Tipperne i midten af 1980'erne, altså umiddelbart efter Fuglebeskyttelsesdirektivets ikrafttræden, var således sammenfaldende med en periode, hvor krikand fire år i træk havde en ynglesucces, der var over middel (jf. DCE's vingeundersøgelser; Christensen 2015).

Det samlede antal af krikænder i Danmark er gået frem fra begyndelsen af 1980'erne til i dag, især fordi arten har responderet positivt på de mange nye reservater, der blev etableret sidst i 1980'erne og i 1990'erne. Bestanden har således overordnet set være stabil i eksisterende reservater, men er steget i eksisterende reservater, der er blevet udvidet, og i nye reservater (Clausen m.fl. 2013a). De tal der er optalt de sidste seks år i NOVANA-programmet, 2010-2015, har således årligt ligget på 45.000 fugle eller derover (Holm m.fl. 2015, 2016). Det er antal, der bedømt ud fra indeksberegninger, kun sjældent forekom i 1980'erne (Pihl m.fl. 2013).

Ser man på de enkelte fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for krikand, er udviklingen dog meget forskellig fra område til område:

I F57 Vadehavet var bestanden af krikænder faldende fra midten af 1980'erne til 1995 (Laursen & Frikke 2013), hvorefter bestanden atter er steget (Fig. 3.1)

I F43 Ringkøbing Fjord blev de største antal krikænder fra 1929 til 2007 truffet i midten af 1980'erne (Meltøfte & Clausen 2011) og i F38 Nisum Fjord i sidste halvdel af 1970'erne (Clausen & Holm 2011).

I de øvrige udpegede fuglebeskyttelsesområder har antallet af krikænder varieret fra år til år i perioden fra 1992 til 2015 uden nogen éntydig tendens (Fig. 3.1).

Internationalt betydende antal efter det aktuelle 1 %-kriterium på 5.000 fugle (Wetlands International 2012) er set regelmæssigt i de fleste af de udpegede fuglebeskyttelsesområder, men kun sjældent på F23 Agger Tange og slet ikke ved F99 Saltbæk Vig (i år med tællinger). I sidstnævnte område er det spørgsmålet om arten på noget tidspunkt er forekommet regelmæssigt i så store antal, at området kan opfattes som en internationalt betydende rasteplass. Antallet på 5.500 stammer fra Fredningsstyrelsen (1983) – og baserer sig på en enkeltforekomst, som Joensen (1974) omtaler. Men kilderne, der typisk ville

ligge til grund for udpegningerne i Fredningsstyrelsen (1983), omtaler generelt mindre antal. Ferdinand (1971) angiver maksimumantal på 500, Joensen (1974) omtaler en regelmæssig forekomst af 300-600 og Dybbro & Jensen (1982) omtaler 500-5.500 krikænder, med henvisning til tallene fra 1960'erne. Senere oversigter giver maksimumantal på 1.100 for 1982-1996 og 565 for 1997-2012 (Vikstrøm m.fl. 2015).

3.1.6 Adfærdsekologi

Fog (1968) undersøgte krikænders "korttids"-trækbevægelser ud fra det daværende lille reservat i Albuebugten på Fanøs østkyst. Han antog, at krikænder, der var blevet ringmærket i fuglekøjen lige indenfor reservatet, forblev som dagrastende i området i nogle uger og beskrev ved hjælp af genmeldinger af krikænder nedlagt ved skumringsjagt, hvordan de om natten trak på fourageringstogter ud af reservatet. Nogle af disse nattræk førte dem langt væk fra Albuebugten og ind i baglandet i Sydvestjylland.

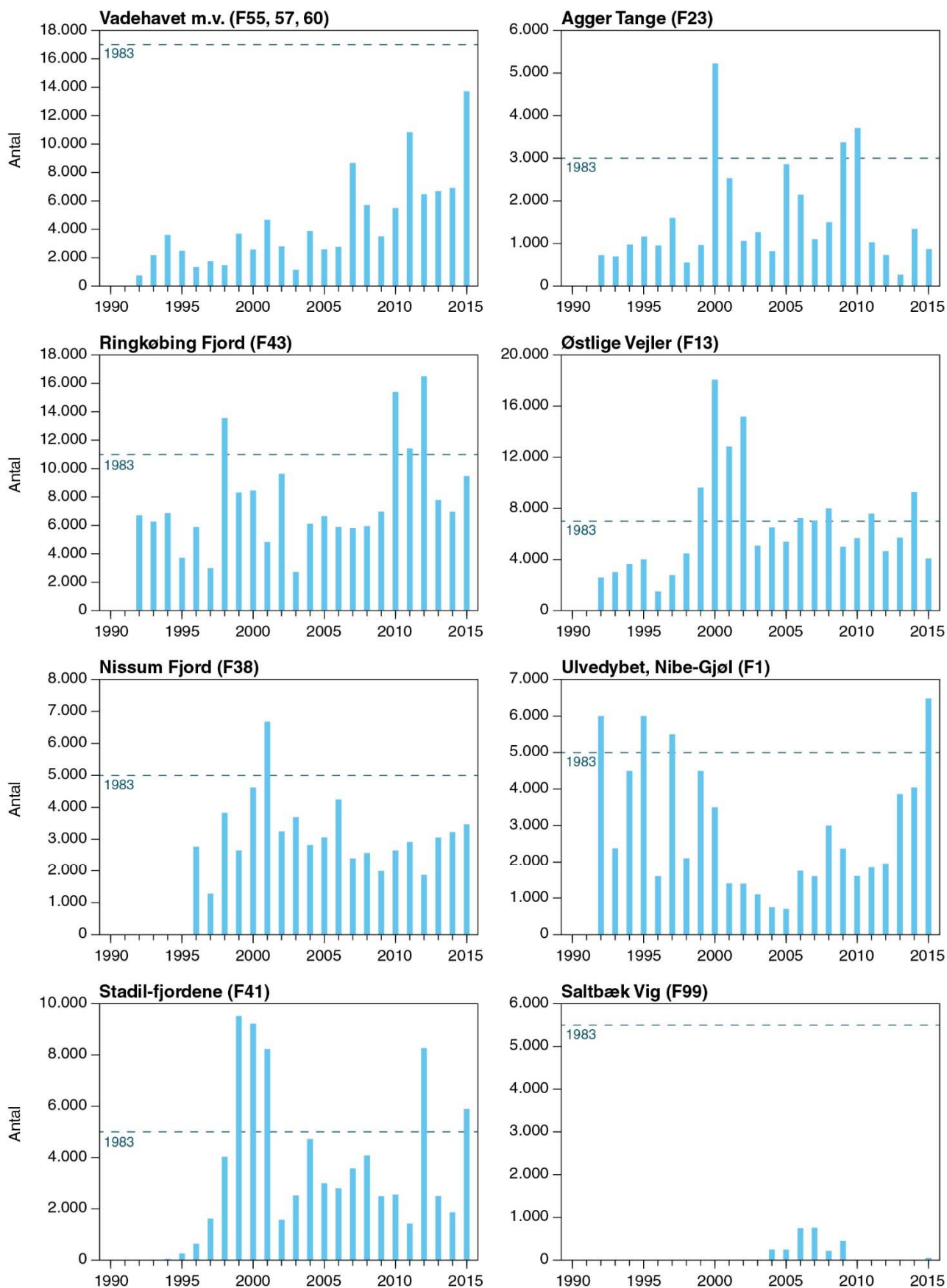
I Danmark har man desuden undersøgt krikands habitat- og fødeøkologi i detaljer ved Ulvshale-Nyord i 1990'erne ved hjælp af radiotelemetry. Undersøgelsen viste, at krikænderne i dette område typisk opholdt sig i de samme områder dag og nat, men også at enkelte radiomærkede individer indimellem ikke kunne registreres i lokalområdet nogle dage, hvilket tydede på, at de kunne være taget på fourageringstogter til andre områder (Bregnballe m.fl. 2009). Det blev også observeret, at krikænderne i lavvandsperioderne fouragerede aktivt på bundvegetationen (Therkildsen 2000).

3.1.7 Habitatøkologi

Krikænderne udnytter habitater, der kendetegnes ved, at der forekommer betydelige temporære og rumlige udsving i fødens tilgængelighed. Krikanden er således tilpasset en opportunistisk levevis, idet den hurtigt responderer i forhold til fx vejrbetingede ændringer i fødeudbuddet (van Eerden 1997).

Krikands habitatudnyttelse i løbet af efteråret kendes i detaljer fra Ulvshale-Nyord reservatet.

Området består af græssede strandenge og strandsump omgivet af fladvand med en undervandsvegetation bestående af især havgræsser og børstebledet vandaks. Vandstanden er kun i mindre omfang tidevandspåvirket, idet det især er vindstuvning, der resulterer i betydelige ændringer i vandstandsforholdene. Vandstanden i strandengenes saltpander varierer ligeledes betydeligt i løbet af året. Om efteråret er krikændernes udnyttelse af strandengene således i stort omfang bestemt af mængden af nedbør samt tidspunktet for og graden af oversvømmelse. Undersøgelserne viste, at krikænderne foretrak strandenge og fladvand, idet de især opholdt sig på fladvandet, når vandstanden i længerevarende perioder var lav, mens strandengene blev udnyttet, når vandstanden var høj eller efter kraftig nedbør tidligt på efteråret (Therkildsen & Bregnballe 2006, Bregnballe m.fl. 2009).



Figur 3.1. Årlige maksima 1992-2015 af krikænder i de otte fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for arten i Danmark. For år, hvor der ikke ses blå søjler, er der ikke foretaget optællinger, fx Nisum Fjord før 1996 og Saltbæk Vig i flere af årene. Den stiplede linje angiver det antal, der blev nævnt i det oprindelige udpegningsgrundlag fra 1983 (Fredningsstyrelsen 1983).

3.1.8 Fødeøkologi

Krikand har et varieret fødevalg, der dog i perioder kan være domineret af enkelte fødeemner, når disse er særlig talrige. Om efteråret og gennem vinteren domineres føden af frø, mens arten om sommeren primært fouragerer på animalske fødeemner. Krikanden foretrækker frø med en størrelse på 1-2,6 mm, mens animalske fødeemner kan være op til 11 mm. De foretrukne frø stammer primært fra star (*Carex*), kogleaks (*Scirpus*, *Trichophorum*), vandaks (*Potamogeton*), havgræs (*Ruppia*) og græsser (*Festuca*). Den animalske føde udgøres af molusker (*Hydrobiidae*, *Physidae*), larver (*Diptera*, *Phryganeidae*), vandkalve (*Agabus*), vandkærer (*Hydrobius*) og muslingekrebs (*Ostracoda*) (Cramp 1977).

Kvantitative undersøgelser af krikands fødevalg i Danmark er foretaget om efteråret og den tidlige vinter i tre områder. Ved Ulvshale-Nyord udgjorde frø 99,7 % (i % tørvægt) af krikændernes fødevalg, og det var især frø fra bundvegetation og planter, der vokser på strandenge og i moser, som indgik i diæten (Madsen m.fl. 1992b). Ved Randers Fjord og Hevring Bugt bestod en langt større andel af føden af frø taget i tilknytning til ferske vådområder eller agerjorde (Rasmussen 1998). I Vadehavet udgjorde ålegræs 34,1 % og dyndsnegle 2 % (i % tørvægt) af fødevalget, resten af fødevalget hos krikænderne bestod af plantefrø fra strandenge og strandrørsumpe samt fra ferskvandshabitater og agerland i baglandet (Laursen & Frikke 2013).

Krikand fouragerer typisk på lavt vand ved at filtrere fødeemnerne fra ved hjælp af næbbets lameller. Arten er således helt afhængig af, at der er et vist vanddække eller fint mudder, som fx på en vadeplade i fourageringsområdet (Guillemain & Elmberg 2014). I perioder med tørke vil invertebrater og frø således ikke være tilgængelige fx på en strandeng (Therkildsen & Bregnballe 2006).

Krikændernes fødevalg i Danmark om vinteren og foråret er ikke undersøgt.

3.2 Kortlægning og beregning af levestedsarealer for krikand

Forstyrrelser

Da krikand akkurat som pibeand er følsom overfor forstyrrelser, især forårsaget af jagt, har den behov for et velfungerende reservatnetværk for at forekomme i store antal. I dag er der udlagt et eller flere reservater i syv af de otte fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for arten, i form natur- og/eller vildtreservater (reservatbekendtgørelser). Ved F99 er der udlagt et reservat i henhold til en fredningskendelse (se detaljer i Kapitel 4).

Da de syv af de otte udpegede fuglebeskyttelsesområder med reservater også er udpeget for pibeand, henvises til anbefalingerne for denne art under afsnittet om forstyrrelser, da de to arters respons på forstyrrelser er meget sammenlignelige.

I Kapitel 4 gives en levestedskortlægning for krikand i de otte fuglebeskyttelsesområder, som er udpeget for arten, dvs. områder hvor en kombination af lavvandede områder og/eller enge og håndtering af forstyrrelser allerede er sikret ved reservater.

Bundvegetation

Da de syv udpegede Fuglebeskyttelsesområder med reservater også er udpeget for pibeand henvises i øvrigt til beskrivelsen for denne art under afsnittet om bundvegetation. DCE har ikke kendskab til at en egentlig kortlægning af bundvegetationens udbredelse foreligger fra F99 Saltbæk Vig, der er udpeget for krikand, men ikke for pibeand.

Enge og mosearealer

På engene er det evident, at krikænderne fordrer vanddækkede områder for at kunne fouragere (Tamisier 1974, Therkildsen & Bregnballe 2006). Fra F23 De Østlige Vejler er det også påvist, at der forekommer større antal krikænder om efteråret i år hvor større dele af Bygholmengen er våde på grund af høj vandstand end i tørre år med lavere vandstand (Boertmann & Rigét 2006).

For enghabitaterne er det i lighed med pibeand derfor anbefalingen, at man ved en levestedsmålsætning for krikand lægger kravene i forlængelse af de, der allerede er foreslået for engryle og brushane, med sikring af afgræsning eller slæt på de højere liggende og middellave dele af engene for at undgå tilgroning og ophobning af førne. Derudover skal man sikre våde fremfor tørre enge, hvilket kan ske ved at bibeholde den naturlige hydrologi.

Beregningerne af levestedsarealer for de bundvegetationsædende arter samt pibeænderne på (strand)engene er foretaget ud fra en tilgang, der i princippet er en forsimplet såkaldt *daily ratio model* (DRM) (Williams m.fl. 2014). Benyttelse af denne metode til at estimere bærekapacitet for krikand fordrer kendskab til tætheder af frø og andre fødeemner i våde partier af strandenge, moser og meget lavvandede områder – en viden, der mangler. Det samme fordrer *agent-based models* (ABM) som fx SWAMP (Miller m.fl. 2014).

For krikand er det derfor ikke umiddelbart muligt at foretage en beregning af det nødvendige levestedsareal for et målsat antal ud fra en bærekapacitetstilgang mægtet til den, der benyttes for fouragering på bundvegetation og græsser. Det samme gælder for gråand, spidsand og knarand, der også har frø fra planter som betydende andele af deres diæt. For alle disse arter reduceres mulighederne for at estimere relevante parametre også af, at de hyppigere fouragerer på engene om natten.

Der er ingen tvivl om, at alle svømmeænderne foretrækker våde enge og moser frem for tørre. Det er som tidligere nævnt påvist konkret for krikand i Danmark og pibeand i Storbritannien, men også for gråand i Holland (Kleyheeg 2015). Dertil kommer, at Boertmann & Rigét (2006) viste, at alle fem undersøgte svømmeænder forekom i størst antal på Bygholmengen, når den var våd. Knarand, gråand, spidsand, krikand og pibeand har også betydelige overlap i fødevalg, når de fouragerer på frø (Soons m.fl. 2016).

Indtil et mere artspecifikt datagrundlag foreligger, foreslås det at man ekstrapolerer op til det samlede svømmeandesamfunds arealbehov med en simpel forholdstalsberegning, hvor det antages, at alle svømmeænderne har omtrent det samme arealkrav, hvorved man kan foretage en foreløbig levestedsberegning og -vurdering, der både omfatter knortegæssene og alle svømmeænderne.

Hvis det foreslåede målsatte antal fugledage fx er 900.000 fugledage for pibeand, og det målsatte antal fugledage er 550.000 for krikand, 250.000 for gråand, 75.000 for spidsand og 25.000 for knarand (altså også 900.000 for den samlede gruppe af andre svømmeandearter), så forudsættes der i dette simple tilfælde et dobbelt så stort areal, som det der er beregnet for pibeand. Den simple tilgang kan bl.a. også begrundes ud fra, at alle arterne på nær gråand har stort set samme opholdsperiode (Meltøfte & Clausen 2011, Laursen & Frikke 2013). Gråænder forekommer i en noget længere periode, men fouragerer noget oftere også på smådyr, som de finder ude i fjordene.

I de tilfælde hvor engene ligger bag diger, bør vandstanden holdes på et niveau, der sikrer, at der fx i efteråret er tilstrækkeligt med vand til at tillade krikændernes udnyttelse af frøpuljen under hensyntagen til muligheden for en passende afgræsning i den resterende del af året.

Moser udgør et alternativt habitat, når høj vandstand umuliggør fouragering på bundvegetationen, men den er næppe det foretrukne habitat sammenlignet med strandengene, jf. undersøgelserne ved Ulvshale-Nyord, hvor radio-mærkede krikænder kun opholdt sig i dette habitat i 9,2 % af tilfældene (Bregnballe m.fl. 2009). Det er dog vigtigt at bemærke, at betydningen af strandsumpe og moser kan være større i andre områder og, at det er muligt at både strandsumpene og mere ferskvandsprægede moser med kogleaks på de tidspunkter, hvor frøpuljen frigøres, kan udgøre en særdeles attraktiv fødekilde. Ved at fokusere på sikring af våde forhold på strandengene, som anbefalet ovenfor, sikres automatisk også våde strandsumpe, og dermed optimal forvaltning af dette alternative habitat. Det samme gælder for enge og omkringliggende ferske moser.

I rapporten omtales og kortlægges moser, da det er den "samlehabitat" som er kortlagt i henhold til § 3 i Naturbeskyttelsesloven og som vi har kunnet benytte i GIS til kortmaterialet. Moser omfatter både rørsumpe, herunder rørskov domineret af tagrør, og mange andre typer af moser (Ejrnæs m.fl. 2009). For de frøædende arter behandlet her er det især rørsumpe domineret af arter af siv og kogleaks, der kan fungere som alternative fourageringsområder – ikke sumpe domineret af tagrør. Bedømt ud fra kortlægningerne på Tipper-halvøen er en del strand-kogleakssumpe i dette område kortlagt som strandenge, frem for moser. Alle arealopgivelserne skal derfor tages med et vist forbehold.

De fem af områderne, som er udpeget for krikand, er også udpeget for enten engryle og/eller brushane. Det gælder dog ikke F57 Vadehavet, hvor man imidlertid må formode, at de naturlige tidevandspåvirkninger i kombination med efterårsstorme ofte vil sikre våde forhold på de relevante forlandsarealer. F41 Stadilfjordene og F99 Saltbæk Vig er heller ikke udpeget for engryle og/eller brushane. Her anbefales en implementering af levestedsmålsætninger svarende til, hvis områderne var udpeget for vadefuglene, i det omfang det kan ske under hensyntagen til og uden negative konsekvenser for levestederne for andre arter på disse fuglebeskyttelsesområders udpegningsgrundlag.

Baglandsarealer

De konkrete områder, som krikænder benytter på natlige fourageringstogter ud af fuglebeskyttelsesområderne, vil formentlig kun have mindre betydning for krikænderne, hvis levestederne på de naturlige kystnære habitater er af tilstrækkeligt omfang, plejes og forvaltes optimalt.

Den noget større forekomst af frø fra planter i baglandshabitater, som blev fundet ved undersøgelsen af krikændernes fødevalg ved Randers Fjord og Hevring Bugt (Rasmussen 1998), er givetvis betinget af, at netop dette område har en relativt begrænset udbredelse af bundplanter (fx Clausen 1990), og at en forholdsvis stor andel af strandengene ikke er plejet i dette fuglebeskyttelsesområde (F15 Mariager Fjord m.v.) (Clausen m.fl. 2013b).

Det synes derfor ikke at være relevant at implementere målsætninger for levesteder i baglandet.

4 Kortlægning af potentielle levesteder og forslag til måltal for pibe- og krikand

I dette kapitel beskrives de kortlagte potentielle levesteder for pibe- og krikand i de fuglebeskyttelsesområder, hvor en eller begge arter indgår i udpegningsgrundlaget. I princippet er det samtidig en kortlægning for alle de øvrige akvatiske herbivorer, idet måltal, fødebehov og heraf afledt areal er beregnet for det samlede akvatiske vandfuglesamfund i området. Dvs. der er tale om en levestedskortlægning for 54 udpegninger i det aktuelt gældende udpegningsgrundlag fra 2012 (Tabel 4.1). Da det samlede antal udpegningslinjer for artsgruppen er 112 (jf. Tabel 2.1), så er der næsten tale om halvdelen af disse.

Tabel 4.1. Oversigt over hvilke arter af rastende trækfuglearter, tilknyttet bundvegetation (angivet med et 1-tal), der er indgår i udpegningsgrundlagene for de 12 fuglebeskyttelsesområder, som er udpeget for pibeand og/eller krikand.

Fnr	Kort stednavn	\ Art	Knopsvane	Pibesvane	Lysbuget knortegås	Mørkbuget knortegås	Pibeand	Knarand	Krikand	Spidsand	Skeand	Blisshøne	I alt
1	Ulvdedybet og Nibe Bredning		1	1	1		1		1			1	6
13	Østlige Vejler			1			1		1				3
23	Agger Tange			1	1		1		1	1			5
38	Nissum Fjord		1	1	1		1		1	1			6
41	Stadil Fjord og Vest Stadil Fjord			1					1	1	1		4
43	Ringkøbing Fjord		1	1		1	1		1	1	1	1	8
55	Skallingen og Langli					1	1						2
57	Vadehavet				1	1	1		1	1	1		6
60	Vidåen, Tøndermarsken			1			1			1	1		4
89	Præstø Fjord, Ulvshale-Nyord og Jungshoved Nor		1	1			1			1	1	1	6
99	Saltbæk Vig								1				1
110	Saltholm		1				1				1		3
Antal udpegninger i alt													54

4.1 Vadehavet

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	55 Skallingen og Langli 57 Vadehavet 60 Tøndermarsken
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: pibesvane (område 60), mørkbuget knortegås (55 og 57), lysbuget knortegås (57), pibeand (alle tre områder), spidsand (57 og 60), krikand (57) og skeand (57 og 60).
Området	Vadehavet er et tidevandsområde bestående af store arealer med mudderflader og højsander, der tørlægges ved lavvande, og hvor de højeste dele af sidstnævnte ofte er tørre selv ved højvande, hvor mudderfladerne oversvømmes. Resten af områdets marine vandareal mellem eller indenfor øerne er såkaldte dyb, som altid er vandfyldte, eller egentlig havområde vest for øerne. Rundt ved øerne og på det jyske forland findes større marskarealer.
Bundvegetation	Bundvegetation i form af de to tidevandstilpassede ålegræsarter, smalbladet ålegræs <i>Zostera angustifolia</i> og dværg-ålegræs <i>Zostera noltii</i> , findes på mudderflader i nogle områder i Vadehavet, hvor det største og dermed vigtigste område er Koldby Leje nordvest for Højer. MST har i samarbejde med DCE kortlagt vegetationen vha. flyfotos i årene 2008-2015, hvor der på mudderfladerne estimeredes et areal på mellem 6,7 og 11,4 km ² med et bunddække på >20% ålegræs (M.S. Frederiksen & D. Krause-Jensen, upubl. data). Udbredelsen i 2015 ses på Fig. 4.1.1.
Engarealer og moser	Der er store arealer med strandenge og strandsumpe indenfor område 55 og 57 samt ferske enge og moser i område 60.
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetationstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.1.1. Det samlede areal af mudderflader og højsander er 409 km ² , og resten af det marine areal udgør 719 km ² . Som nævnt ovenfor er det dog kun en begrænset del, der er dækket af ålegræsbede, og som er relevante levesteder for arterne.

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
55	Skallingen og Langli	0,00	17,43	0,17	0,01
57	Vadehavet	0,21	22,35	0,06	0,00
60	Vidåen, Tøndermarsken og Saltvandssøen	10,35	0,53	3,58	2,02
	De tre Vadehavsområder samlet	10,56	40,32	3,81	2,03

Forstyrrelser	Der er færdsels- og jagtforbud i større dele af Vadehavet omkring og ud for Margrethe Kog (område 60 og 57), langs Rømmødningen og Mandø Låningsvej (57) samt på Langli og dele af Skallingen (55). Hovedparten af mudderfladerne i resten af området er omfattet af jagtforbud, og det gælder alle områder, hvor der ved den seneste kortlægning fandtes ålegræs. Jagt er også forbudt på størstedelen af strandengene i Vadehavet.
---------------	--

Fugletal

Laursen & Frikke (2013) beskriver udviklingen for rastende vandfugle i hele regionen 1980-2010 og Laursen m.fl. (2009) specifikt for Margrethe Kog 1984-2007. Det overordnede billede er, at det samlede antal knortegæs af begge racer har været faldende siden 1990'erne, mens antallet af rastende svømmeænder har været stigende (Laursen & Frikke 2013, Clausen m.fl. 2014). Pibesvanerne, som førhen forekom regelmæssigt både som fouragerende og rastende især i Tøndermarskens indre dele (område 60), er set i mindre antal de seneste år – givetvis både på grund af en faldende flyway-bestand (Nagy m.fl. 2012) samt ændret habitatudnyttelse og omfordeling i udbredelsen i Danmark (Holm m.fl. 2016).

Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter

Taget på tværs af alle de herbivore arter var der gennemsnitligt flest fugle i seks-årsperioden 2004-2009 (Fig. 4.1.2). Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til i) at det er en periode hvor der både var etableret et omfattende reservat i størstedelen af Vadehavet; og ii) at de større fugleforekomster indikerer, der må have været en udbredt bundvegetation og optimale fourageringsforhold på engene, der samlet set har udgjort et velfungerende levested.

Bundvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 455 tons tørvægt per år, hvilket kan tilvejebringes af et ålegræsbed på 20,7 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Koldby Leje i 1985 (Madsen 1988). Ved beregningen er det forudsat, at knortegæssene fouragerer på ålegræsset i to måneder, før de trækker bort, og at svømmeænderne kun fouragerer en måned på habitatet, før de skifter til alternativer på land (jf. Madsen 1988). Knopsvane og blishøne forekommer kun i små tal i området og er udeladt af beregningerne.

Beregningen af 'et nødvendigt fødeareal' fører til en foreslået målsætning, der er dobbelt så høj som den faktisk observerede udbredelse af ålegræs i den danske del af Vadehavet. Det kunne skyldes, at enten metoden, der ligger til grund for energetikmodellen, eller metoden, der benyttes ved ålegræskortlægningen, eller begge er fejlbehæftede. Begge metoder er imidlertid både i overensstemmelse med flere andre studiers resultater og bygger på metoder, der er kvalitetssikrede via peer-review i internationale tidsskrifter.

Umiddelbart synes der at være to reelle forklaringer, der hver for sig eller sammen kan være årsag til den manglende overensstemmelse. Den ene er, at svømmeænderne skifter meget hurtigere til landfouragering eller tager på natfouragering ind i baglandet, hvorved deres arealbehov på mudderfladerne overestimeres. Der nedlægges store antal svømmeænder ved skumringsjagt i områdets baglande, hvilket indikerer, at dette kan være tilfældet. Da langt de største engarealer ligger i andre fuglebeskyttelsesområder end de, der er udpeget for pibeand og krikand, bør der overvejes en helhedsbetragtning for den samlede Vadehavsregion i forhold til levestedsvurdering og planlægning.

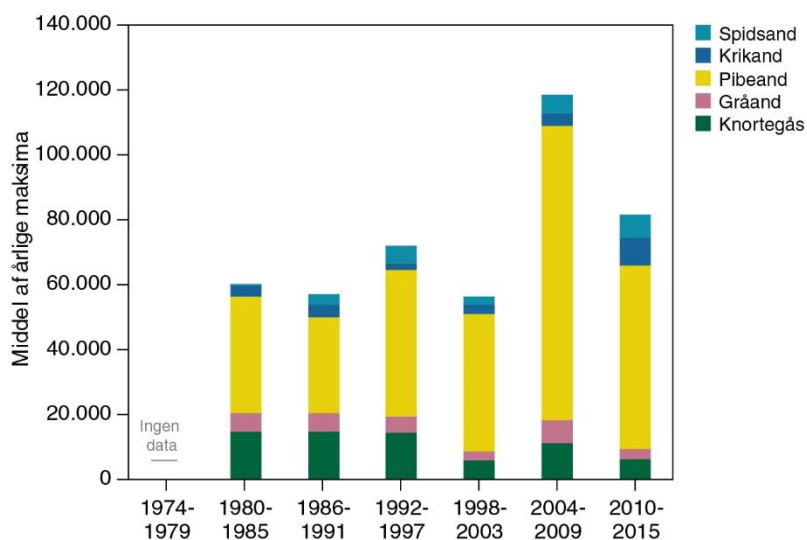
Den anden er, at de tager på fourageringstogter til Tyskland. De fleste svømmeænder er de senere år typisk talt ved Lister Dyb, dvs. i den sydligste del af det danske Vadehav, der også er den del af det danske Vadehav, hvor de største forekomster af ålegræs aktuelt findes (Fig. 4.1.1). Tællingerne udføres ved højvande, hvor fuglene raster ved Jordsand, langs kysterne på Rømø, langs Rømdæmnningen, langs fastlandskysten samt i Margrethekog. Umiddelbart syd for højvandsrastepladserne ved Jordsand og Margrethekog findes på den tyske side store og stabile ålegræsbede på begge sider af Hindenburgdæmnningen samt på østkysten

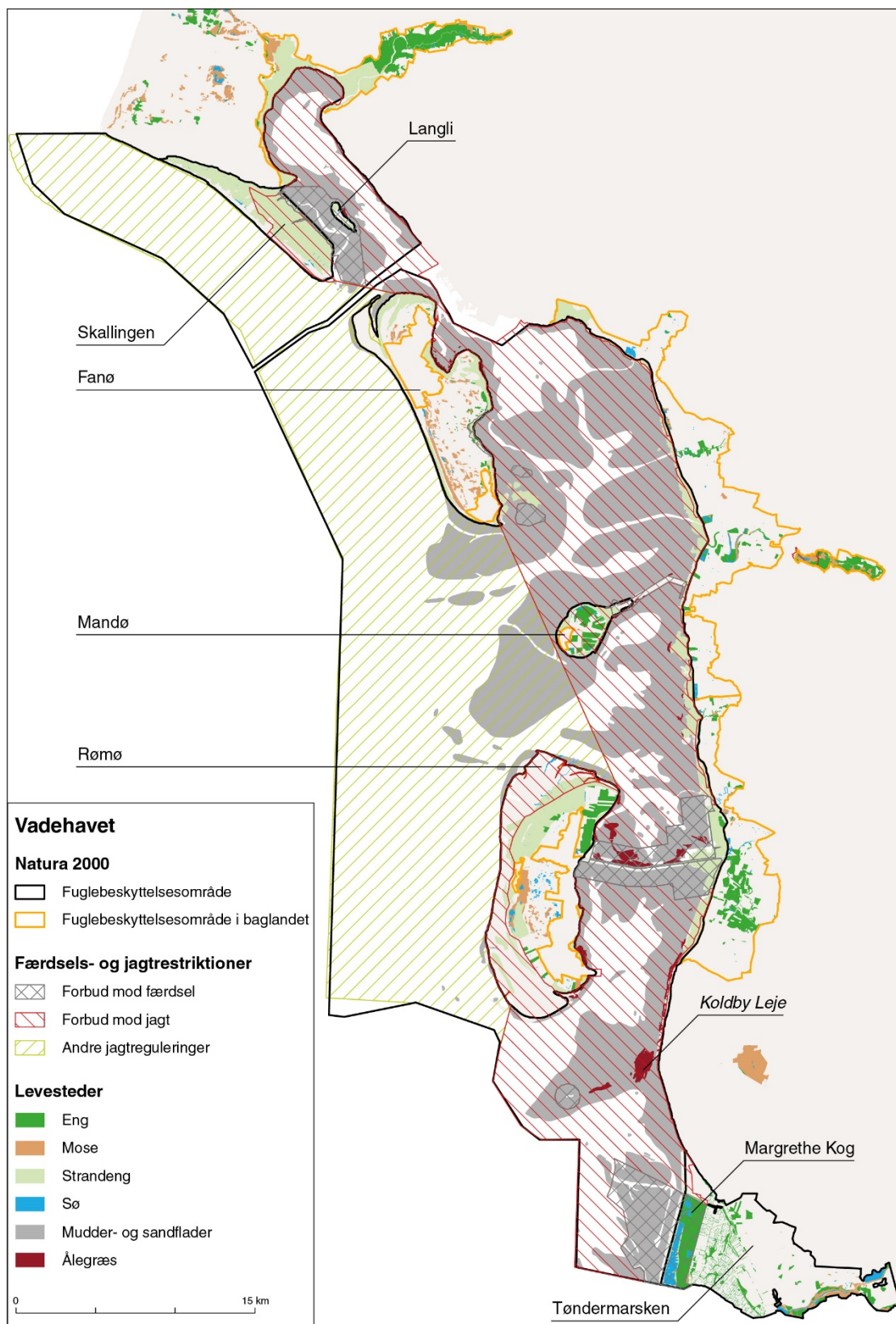
af Sild (Folmer m.fl. 2016), lokaliteter der ligger mindre end 10-20 km fra højvandsrastepladserne og sagtens kan udnyttes af fugle herfra, hvilket også kan gælde endnu større ålegræsbede lidt sydligere i det tyske Vadehav.

Engarealer

Vadehavet afviger fra de andre lokaliteter ved, at pibeænderne skifter relativt hurtigt til fouragering på enge fremfor bundplanter (dværg-ålegræs) om efteråret (Madsen 1988). Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 743,7 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 7,2-10,9 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 1,4-2,0 km². For knortegås (begge racer) estimeres et arealbehov på 11,2-22,3 km². Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 19,9-35,2 km².

Figur 4.1.2. Udvikling i antal bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 57, Vadehavet 1980-2015. Der foreligger ikke data fra 1974 til 1979. For knortegås er der tale om det samlede antal af de to racer, hvoraf langt de fleste er mørkebugede knortegæs. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Perioden 2004-2009 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 37.





Figur 4.1.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 57, Vadehavet (nordlige del), 55 Skallingen og Langli samt 60 Vidåen, Tøndermarsken og Saltvandssøen (sort område). For pibeand udgør mudderfladerne levestederne, forudsat der er ålegræs tilstede, tilligemed enge og strandenge, der er græssede eller slået. For krikænderne er det de samme habitater samt moserne. Ålegræsudbredelsen er fra MST og DCE's kortlægning baseret på flyfotos i 2015 (M.S. Frederiksen & D. Krause-Jensen, upubl. data). Der ligger store egnede levesteder i de omkringliggende fuglebeskyttelsesområder i baglandet 49 (Engarealer ved Ho Bugt og langs Varde Å), 53 (Fanø), 52 (Mandø), 65 (Rømø) og 67 (Ballum og Husum Enge, Kamper strandenge), men disse områder er ikke udpeget for pibe- og krikand. Potentielle levesteder er desuagtet anført indenfor disse fuglebeskyttelsesområder, som er anført med et orange område. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området.

4.2 Ringkøbing Fjord

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	43 Ringkøbing Fjord
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for fjorden: knopsvane, pibesvane, mørkbuget knortegås, pibeand, spidsand, krikand, skeand og blishøne.
Området	Ringkøbing Fjord er en 283 km ² stor kystlagune, hvoraf langt størstedelen er lavvandet. Det samlede areal indenfor 1 m dybdekurven i hele fjorden er 118 km ² , de resterende dele af fjorden har dybder ned til omkring 10 m.
Bundvegetation	Der blev foretaget detaljerede kortlægninger af vandplanter på Tippergrunden i 1978 (Kiørboe 1980) og i de fleste år fra 1984 til 1999 (Jensen 1986, 2000). På Havrvig Grund og Stavning Grund har Jensen (2000) regelmæssigt fulgt vegetationsudviklingen langs et mindre antal transekter fra 1988 til 1999. Ringkøbing Amt og senere Miljøministeriet har kortlagt vegetationen langs et varierende antal transekter fordelt over hele fjorden fra 1986 til 2015. En kortlægning af planternes udbredelse blev foretaget ved hjælp af flyfotos i 2002 (COWI 2003), men det var dog et tidspunkt, hvor vegetationen var meget reduceret i udbredelse.
Engarealer og moser	Der er store arealer med strandenge, strandsumpe, ferske enge og moser især på Tipperhalvøen og ved Skjern Enge, men også som en smal bræmme rundt om det meste af fjorden.
Levestedskortlægning	De kortlagte levesteder for de to arter samt andre bundvegetationstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.2.1. Det samlede areal af fladvand indenfor i dybdeintervallet 0-1 m, der er beliggende indenfor fuglebeskyttelsesområdet, er 100,1 km ² . Det samlede areal med bundvegetation er ikke kortlagt i fjorden, bortset fra i 1930'erne og i 2002 (COWI 2003). Ved den seneste ortofotografering i 2014 syntes der at være udbredt vegetation på Tippergrunden og større dele af Stavning Grund, især øst og nordøst for Klægbanken. Der ses også vegetation på de nordlige og sydvestligste dele af Havrvig Grund, hvorimod den centrale og sydøstlige del af grunden synes uden eller med begrænset vegetation. Dette underbygges af resultater fra fem transekter, hvor MST i sommeren 2015 kortlagde vegetationen (Martha Laursen, MST, upubl. data).

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
43	Ringkøbing Fjord	7,22	21,36	6,89	4,42

Forstyrrelser	Der er færdsels- og jagtforbud på Tipperne, Klægbanken og dele af Nymindestrømmen, jagtforbud på større dele af Havrvig og Stavning Grunde samt i dele af Skjern Enge. I andre dele af Skjern Enge er jagtudøvelsen reguleret. I resten af fuglebeskyttelsesområdet er der forbud mod motorbådsjagt. Bræt- og motorbådssejlads er også reguleret i store dele af fjorden. Der er således en meget omfattende regulering af menneskelige forstyrrelser i området, som er sammenfattet i Fig. 4.2.1.
---------------	--

Fugletal

Meltofte & Clausen (2011) beskriver udviklingen for svaner, svømmeænder og blichøns på Tipperne fra 1929 til 2007 og Clausen & Holm (2011) for hele Ringkøbing Fjord fra midten af 1960'erne til 2009. Det overordnede billede er, at det samlede antal herbivore vandfugle, både svaner, svømmeænder og blichøns, toppede i slutningen af 1970'erne og herefter har været på et varierende men lavere niveau frem til midten af 1990'erne, hvorefter antallene faldt yderligere frem til omkring 2000, pga. manglende bundplanter. I årene efter 2000, men især efter 2010 er såvel bundvegetationen som de herbivore vandfugle kommet tilbage især på Tippergrunden og omkring Klægbanken på Stavning Grund, mens såvel bundplanter som herbivore vandfugle stadig er næsten fraværende på Havrvig Grund. Antallene, der blev registreret af knopsvaner og svømmeænder i efteråret 2015, var desuagtet de højeste siden 1995, men større antal blichøns var stadig fraværende.

Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter

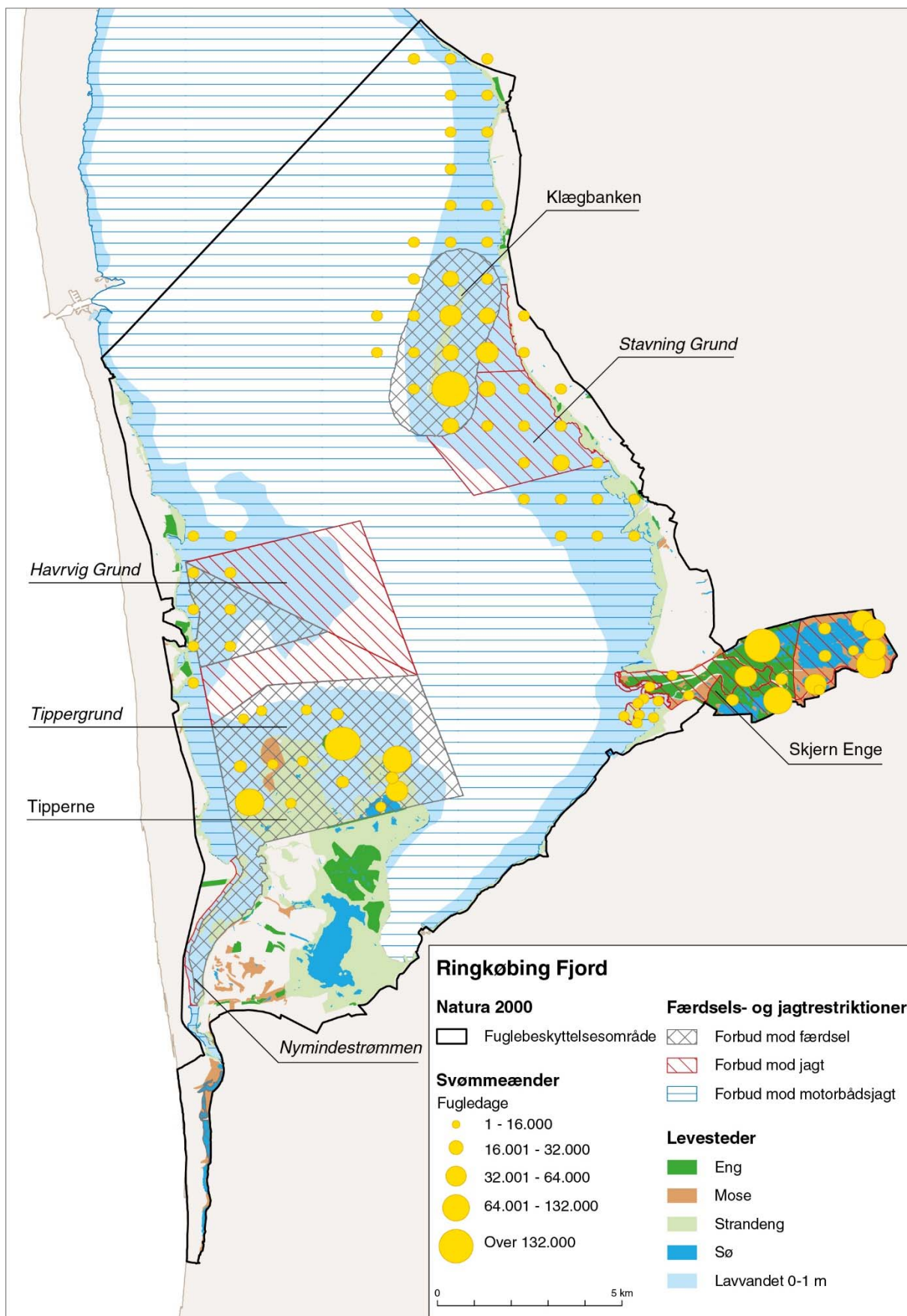
Clausen & Holm (2011) identificerede perioden 1974-1979 som den seksårsperiode, hvor der gennemsnitligt havde været flest herbivore vandfugle i fjorden i årene 1974-2003, hvilket ikke er forandret efter at nyere data frem til 2015 er medtaget (Fig. 4.2.2). Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til at det var en periode hvor fjorden både havde en udbredt bundvegetation og et velfungerende reservatnetværk. Fjorden har i de efterfølgende år frem til 2009 været præget af gentagne perioder med nedgang i bundvegetationens biomasse eller bunddække (Meltofte & Clausen 2011), hvorfor disse senere perioder, på trods af et nu udvidet reservatereale, ikke repræsenterer et velfungerende levested. Der er set en forbedring i bundvegetationsforholdene i den seneste seksårsperiode 2010-2015 (se Kapitel 5 i denne rapport).

Bundvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 297 tons tørvægt per år på Tippergrunden, hvilket et blandet havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund på 7,3 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978 kan tilvejebringe. Ved forholdstalsberegning estimeres det samlede fødebehov for det samlede fuglebeskyttelsesområdes herbivore fuglebestand til 1.141 tons tørvægt per år og et arealbehov på 29,3 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978. Ved denne beregning er der taget højde for, at der ikke er en ligelig fordeling mellem arterne i de forskellige dele af fjorden (detaljer i Clausen & Holm 2011).

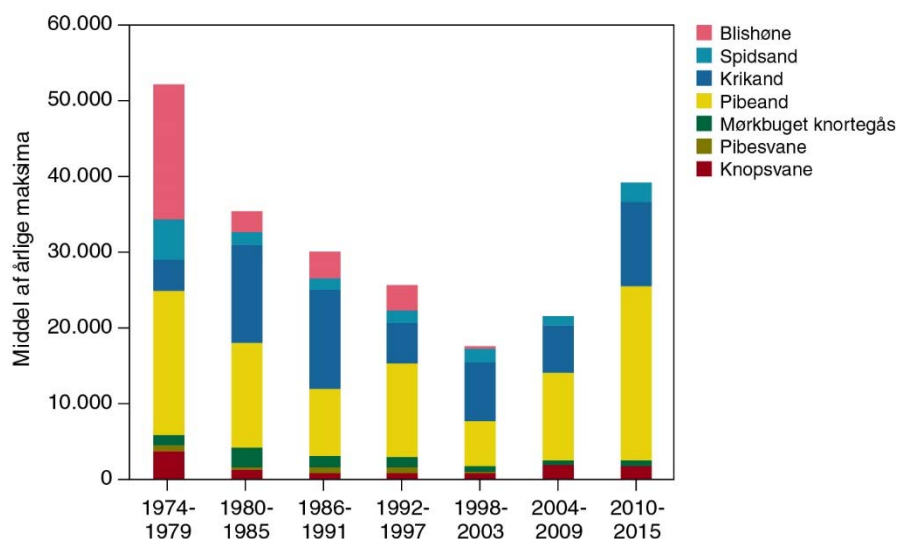
Engvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov på Tipperne for pibeand på 76,5 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 0,7-1,1 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 0,8-1,2 km². For mørkbuget knortegås estimeres et arealbehov på 1,7-3,4 km². Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 3,3-5,7 km². Ved forholdstalsberegning estimeres det samlede fødebehov for det samlede fuglebeskyttelsesområde til 4,7-7,9 km². Det skal imidlertid understreges, at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blichøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.2.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 43, Ringkøbing Fjord). For pibeand er levestederne de lavvandede områder i fjorden og søerne, forudsat at der er bundvegetation til stede, samt enge, der er græssede eller slået. For krikænderne er det de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage, efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014).

Figur 4.2.2. Udvikling i antal bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 43, Ringkøbing Fjord 1974-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Perioden 1974-1979 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 41.



4.3 Vest Stadil og Stadil Fjorde

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	41 Vest Stadil og Stadil Fjorde
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for fjorden: pibesvane, spidsand, krikand og skeand.
Området	Området består af to tidligere fjorde som oprindeligt var forbundet til Ringkøbing Fjord, men i dag efter inddigning, opdyrkning og regulering af vandløb begge er stærkt prægede af kultivering af oplandet omkring dem.
Bundvegetation	De to fjorde er i dag næsten ferske søer, og er kortlagt som søer efter naturbeskyttelseslovens § 3. Større dele af den oprindelige Vest Stadil Fjord er drænet og tørlagt, så der i dag kun er tre søer tilbage, Sønderdyb (3,5 km ²), Mellemdyb (0,9 km ²) og Nordre Dyb (0,3 km ²); de to sidstnævnte som resultat af en naturgenopretning. Udbredelsen af bundplanter blev kortlagt i Sønderdyb i 1999-2000, hvor der det sidste år var et bunddække på 31 % (Søndergaard m.fl. 2001). Stadil Fjord er 16,8 km ² . Her er foretaget detaljerede undersøgelser af bundvegetationen i 1991, 1997 og 2005 (Grøn 2006a). Der er registreret en fremgang i bundvegetationens udbredelse fra 1991 til 2005, som i 2005 havde et bunddække på gennemsnitligt 26,7 % for fjorden samlet. Ud fra Tabel 8 i Grøn (2006a) kan beregnes et arealvægtet gennemsnitligt bunddække på 48 % i dybdeintervallet 0-1 m.
Engarealer og moser	Efter at et større naturgenopretningsprojekt blev gennemført i 1998, findes der i dag større arealer med ferske enge og sumpe nord for Vest Stadil Fjord, men også som smalle bræmmer rundt om både Vest Stadil og Stadil Fjorde.
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetations-tilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.3.1. Det samlede areal af fladvand indenfor i dybdeintervallet 0-1 m, der er beliggende indenfor fuglebeskyttelsesområdet, er mindst 9,0 km ² (3,5 km ² i Sønderdyb, 5,5 km ² i Stadil Fjord), dertil kommer op til 1,2 km ² i Mellemdyb og Nordre Dyb, men DCE har ikke kendskab til en dybdeprofil for disse søer. Det samlede areal med bundvegetation i fjordene indenfor 0-1 m dybdeintervallet er mindst 3,5 km ² (1,2 km ² i Sønderdyb, 2,3 km ² i Stadil Fjord), hvis man lægger data fra de seneste undersøgelser sammen. Forekomsten af vegetation i fjordene kan ikke vurderes ud fra de ni gennemførte ortofotograferinger fra 1995 til 2014, da der i alle tilfælde er problemer med lysreflektioner, bølger og / eller uklart vand, nogle år pga. algeopblomstringer.

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
41	Vest Stadil og Stadil Fjorde	4,56	0	21,83	5,50

Forstyrrelser	Der er jagtforbud i og omkring Vest Stadil Fjord samt i et område i den nordlige del af fuglebeskyttelsesområdet. Imellem de to områder med forbud er jagten reguleret, så den kun kan udøves få dage i løbet af efteråret. I Stadil Fjord er motorbådsjagt forbudt. Bræt- og motorbådssejlad i fjordene er ikke reguleret i henhold til reservatbekendtgørelsen.
---------------	---

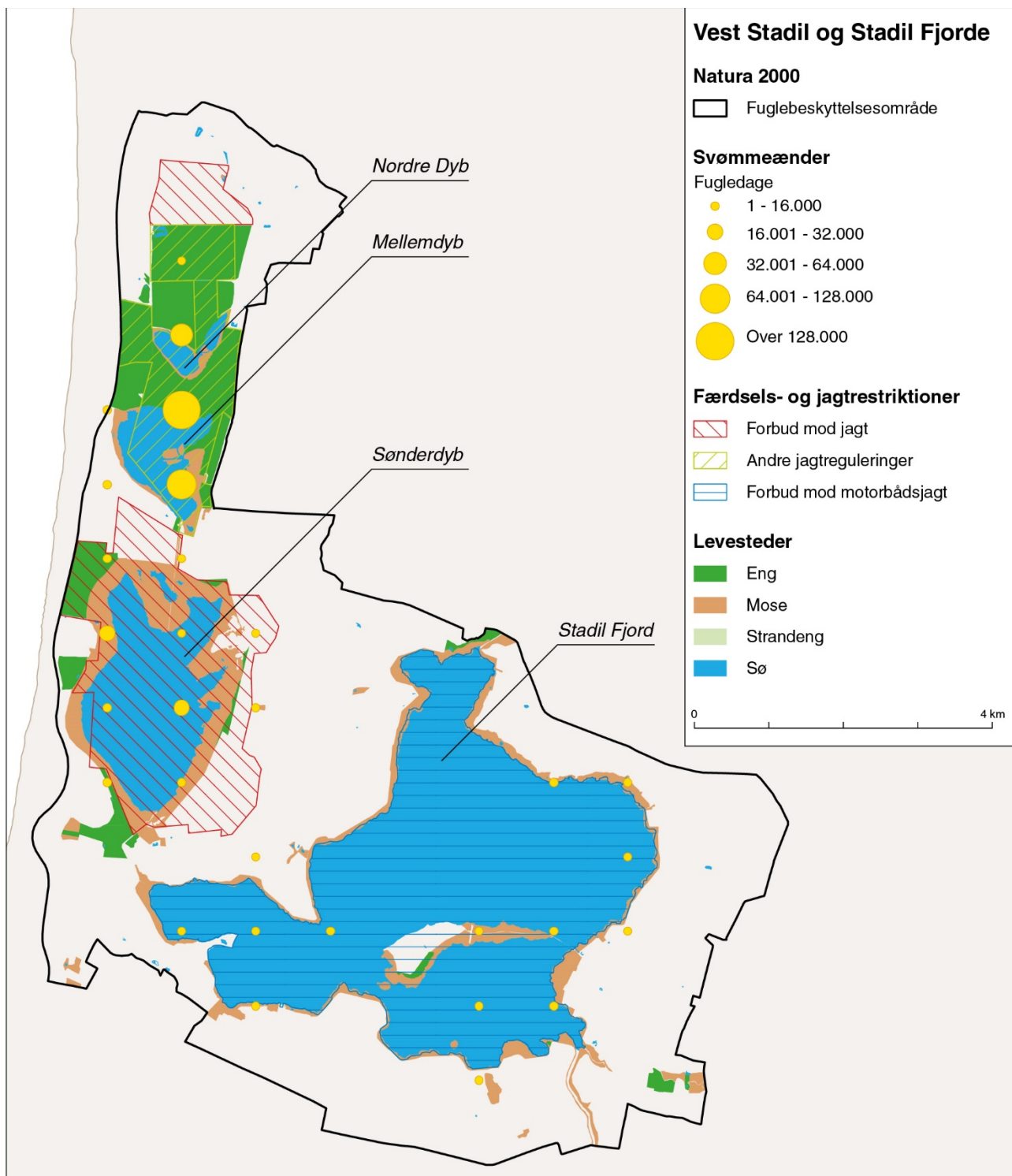
Fugletal	Områdets fugleliv er beskrevet i detaljer af Madsen m.fl. (2003) og Clausen m.fl. (2014). Det overordnede billede er, at det samlede antal herbivore vandfugle, både svaner, svømmeænder og blishøns, toppede i årene umiddelbart efter naturgenopretningen (Fig. 4.3.2).
Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter	Taget på tværs af alle de herbivore arter var der gennemsnitligt flest fugle i seksårsperioden 1998-2003 (Fig. 4.3.2). Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til at det var en periode efter der både var etableret et reservat og foretaget en naturgenopretning af området. Disse år vurderes derfor at repræsentere en periode med et velfungerende levested.

Bundvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 80 tons tørvægt per år, hvilket et blandet havgræs-vandaks-kransnålalge samfund på 2 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978 kan tilvejebringe.

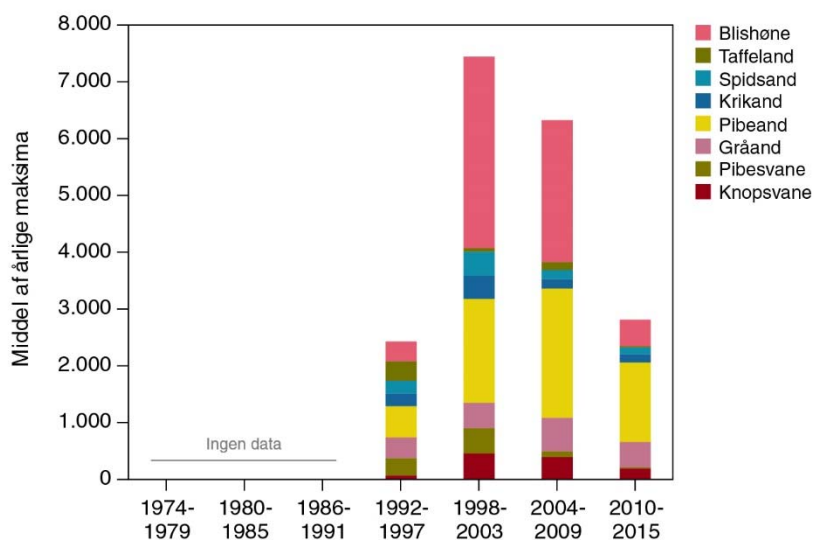
Engvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 10,7 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 0,10-0,16 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 0,5-0,7 km². Knortegæs (begge racer) forekommer kun sporadisk i området og er udeladt af beregningerne. Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 0,6-0,8 km². Det skal understreges, at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blishøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.3.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 41, Vest Stadil og Stadil Fjorde. For pibeand er levestederne de lavvandede områder i søerne, forudsat at der er bundvegetation til stede, samt enge, der er græssede eller slået. For krikænderne er det de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage, efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014).

Figur 4.3.2. Udvikling i antal bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 41, Vest Stadil og Stadil Fjorde 1992-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seks-årsperiode. Data fra 1975 til 1991 er begrænsede og ikke sammenlignelige med de nyere. Perioden 1998-2003 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 45.



4.4 Nissum Fjord

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	38 Nissum Fjord
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for fjorden: knopsvane, pibesvane, lysbuget knortegås, pibeand, spidsand og krikand.
Området	Nissum Fjord er en 64 km ² stor kystlagune, hvoraf langt størstedelen er lavvandet.
Bundvegetation	Udbredelsen af ålegræsset i fjorden er kortlagt i 1966, 1974-75, 1983 og 1988 (sammenfattet af Clausen & Percival 1998). Ved kortlægningerne i 1960'erne og 1970'erne var der omkring 12 km ² ålegræs i fjorden, men det blev reduceret til under 3 km ² i løbet af første halvdel af 1980'erne. Ringkøbing Amt og senere Miljøministeriet har kortlagt vegetationen langs et varierende antal transekter fordelt over hele fjorden fra 1986 til 2015 samt flere gange også den samlede udbredelse af vegetation. Resultaterne af disse viser, at udbredelsen af planter i fjorden er begrænset og bunddækket generelt lavt, dvs. under 20 %. Søerne er forholdsvis rene med en udbredt og artsrig bundvegetation. I Indfjorden var samfundet i 2005 domineret af to arter af kransnålalger og hjertebladet vandaks med et arealkorrigeret gennemsnitligt bunddække på 73 % i dybdeintervallet 0-1 m (beregnet fra data i Grøn 2006b) og i Tangsø i 2008 af vandpest, bækarve og to arter vandaks med et bunddække på 64 % i samme dybdeinterval (Grøn 2009).
Engarealer og moser	Der er større arealer med strandenge, strandsumpe, ferske enge og moser især langs fjordens vestside, i Felsted Kog og rundt om Indfjorden og Tangsø, men også som en smal bræmme rundt om det meste af fjorden.
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetationstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.2.1. Hele det samlede areal af fladvand i dybdeintervallet 0-1 m er beliggende indenfor fuglebeskyttelsesområdet og udgør 36,5 km ² . Dertil kommer 3 km ² søer (Indfjorden, Tangsø, Byn og Søndersund), hvor omtrent halvdelen af arealet har dybder mellem 0 til 1 m (Skovgaard 1992). Det samlede areal med bundvegetation i fjorden er DCE bekendt ikke kortlagt siden 1990'erne, hvor det ved flere kortlægninger i 10-året på intet tidspunkt udgjorde over 3 km ² . Ved den seneste ortofotografering i 2014 syntes der at være indikationer på udbredt vegetation i den sydøstlige del af Bøvling Fjord, men det meste af fjorden synes uden eller med begrænset vegetation. Dette underbygges af resultater fra syv transekter, hvor MST i sommeren 2015 kortlagde vegetationen (Martha Laursen, MST, upubl. data).

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
38	Nissum Fjord	3,26	11,90	3,08	3,10

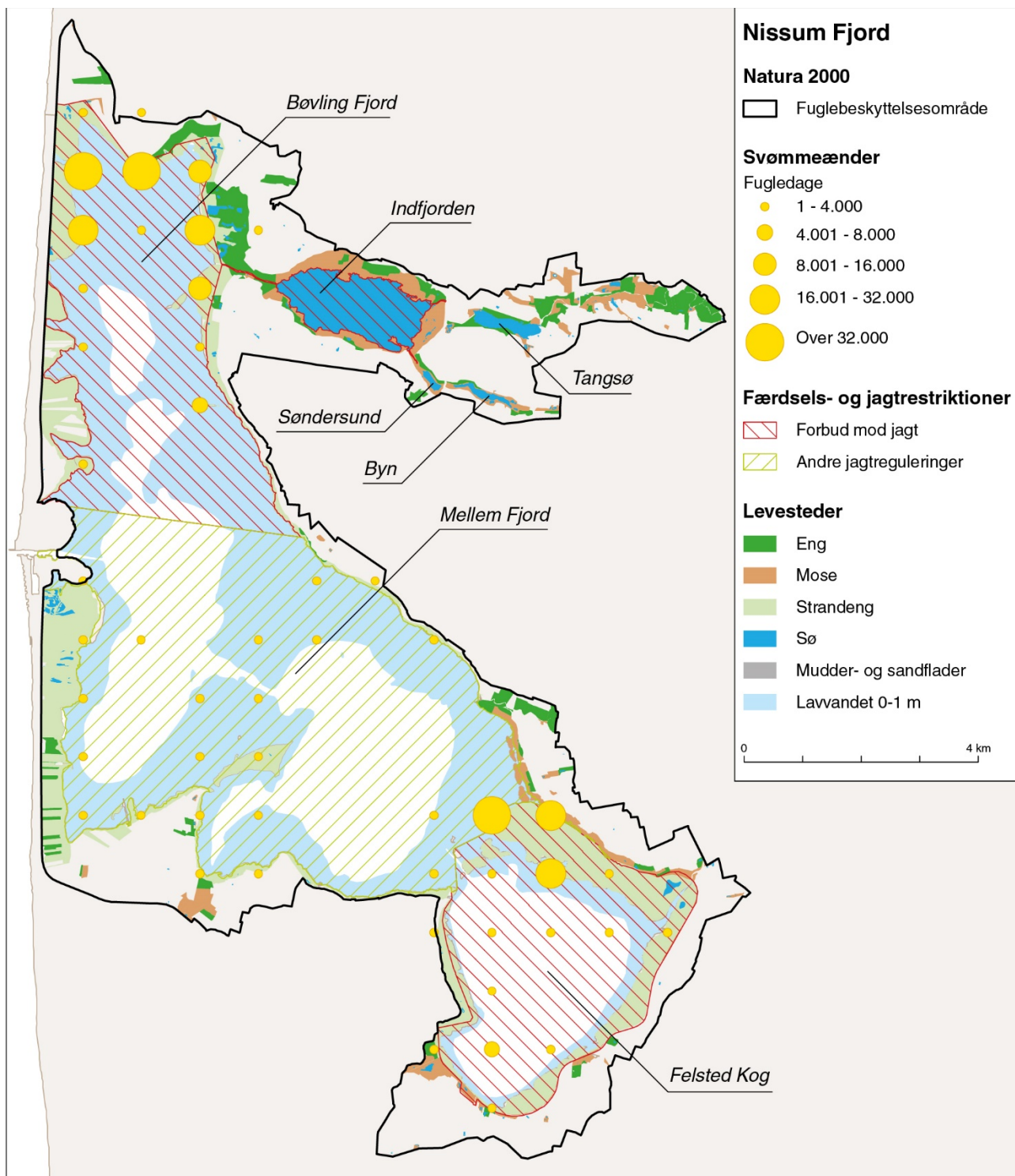
Forstyrrelser	Der er færdsels- og jagtforbud i Bøvling Fjord og Felsted Kog. I resten af Nissum Fjord samt Indfjorden er jagt efter kl. 12 og motorbådsjagt helt forbudt. Bræt- og motorbådssejlad er også reguleret i store dele af fjorden. Der er således en meget omfattende regulering af menneskelige forstyrrelser i området (Fig. 4.4.1).
Fugletal	Fjordens rastende fuglebestande er beskrevet i detaljer af Jepsen (1972, 1979), Christensen (1987) og Clausen & Holm (2011). Det overordnede billede er, at det samlede antal herbivore vandfugle, både svaner, knortegæs, svømmeænder og blishøns, toppede i 1970'erne, efter der var etableret reservater både i Felsted Kog og Bøvling Fjord, og der var en udbredt bundvegetation. Herefter faldt antallene i første halvdel af 1980'erne som følge af vigende mængder af bundplanter, især ålegræs, og har herefter været på et varierende men lavere niveau frem til 2015.
Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter	Clausen & Holm (2011) identificerede perioden 1974-1979 som den seksårsperiode, hvor der gennemsnitligt havde været flest herbivore vandfugle i fjorden i årene 1974-2003, hvilket ikke er forandret efter at nyere data frem til 2015 er medtaget. Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til at det var en periode hvor fjorden både havde en udbredt bundvegetation og et vel fungerende reservatnetværk. Fjorden har i de efterfølgende år frem til 2015 været præget af en langvarig periode med stærkt reduceret udbredelse og tæthed af bundplanter, hvorfor disse senere perioder, på trods af et nu udvidet reservatareal, ikke repræsenterer et vel fungerende levested.

Bundvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 309 tons tørvægt per år, hvilket kan tilvejebringes af et ålegræsbed på 2,4 km ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte i Limfjorden, alternativt fra et blandet havgræs-vandaks-kransnålalge samfund på 7,9 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978. Det sidstnævnte areal er beregnet, fordi dette plantesamfund i dag er mere udbredt end ålegræs i fjorden.

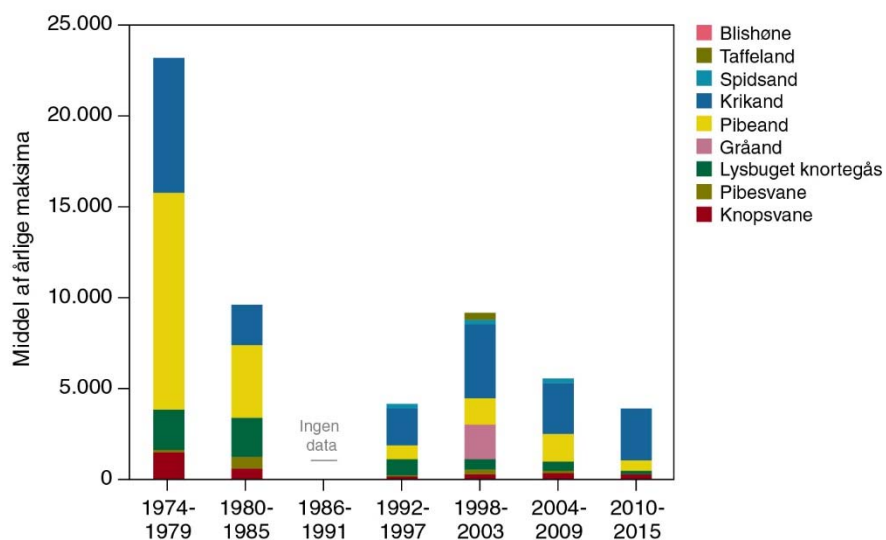
Engvegetation:

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 70,2 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 0,7-1,0 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 0,9-1,4 km². For lysbuget knortegås estimeres et arealbehov på 2,2-4,5 km². Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 3,8-6,9 km². Det skal understreges, at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blishøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.4.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 38, Nissum Fjord. For pibeand er levestederne de lavvandede områder i fjorden og søerne, forudsat at der er bundvegetation til stede, samt enge, der er græs-sede eller slået. For krikænderne er det de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014).

Figur 4.4.2. Udvikling i antal bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 38, Nissum Fjord 1974-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Data fra 1986 til 1991 er begrænsede og ikke sammenlignelige med de ældre og nyere. Perioden 1974-1979 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest vel fungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 49.



4.5 Agger Tange

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde

23 Agger Tange

Udpegningsgrundlag

Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: pibesvane, lysbuget knortegås, pibeand, spidsand og krikand.

Området

Fuglebeskyttelsesområdet består af Agger Tange med laguner samt den nordvestlige del af Nisum Bredning i Limfjorden, benævnt Krik Vig.

Bundvegetation og lavvandede områder

På Agger Tange findes en 3,3 km² stor lavvandet brakvandssø. Her var der ved kortlægninger i 1999-2000 en udbredt bundvegetation i næsten hele lagunen, der var domineret af kransnålalger og almindelig havgræs, lokalt med forekomster af børstebladet vandaks og vandkrans. Bunddækket i lagunen var 38 % i september, men der blev observeret en hurtig nedgræsning, så det kun var 11 % i oktober og under 3 % i januar (Holm 2002, Holm & Clausen 2006). Lagunen er lavvandet og ingen steder med vanddybder over 50 cm ved kote 0. Ophobning af vand i forbindelse med nedbør førte først til fourageringsdybder over 1 m i den nordligste ende af lagunen i november-januar (samme kilder). Øst for vejdamningen mod Krik Vig er der større fladvandede arealer, men de fleste områder er så lavvandede, at de ofte tørlægges ved lavvande, hvorfor størstedelen af vigen er sand- og mudderflader. Iflg. en kortlægning var der i 2013-14 to ålegræsområder i de østlige og dybere dele af Krik Vig (Canal-Vergé & Petersen 2015). En opmåling af områderne fra Ortofoto 2014 i Danmarks Miljøportal indikerer, at det samlede areal af dette er mellem 1 og 1,5 km².

Engarealer og moser

Der er større arealer med strandenge, strandsumpe, ferske enge og moser især langs søens vestside, men også som en smal bræmme ud mod Krik Vig.

Levestedskortlægning

De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetationstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.5.1. Hele lagunen på Agger Tange har fladvand i dybdeintervallet 0-1 m og er kortlagt som levested. De lavvandede arealer i Krik Vig opfattes på nuværende tidspunkt ikke som levesteder for de herbivore arter, fordi det vurderes, at de nævnte ålegræsbede i Krik Vig ligger på for stor dybde. DCE's observatører har således ikke registreret fouragerende svaner, knortegæs, svømmeænder eller blishøns i området i forbindelse med NOVANA-programmets optællinger.

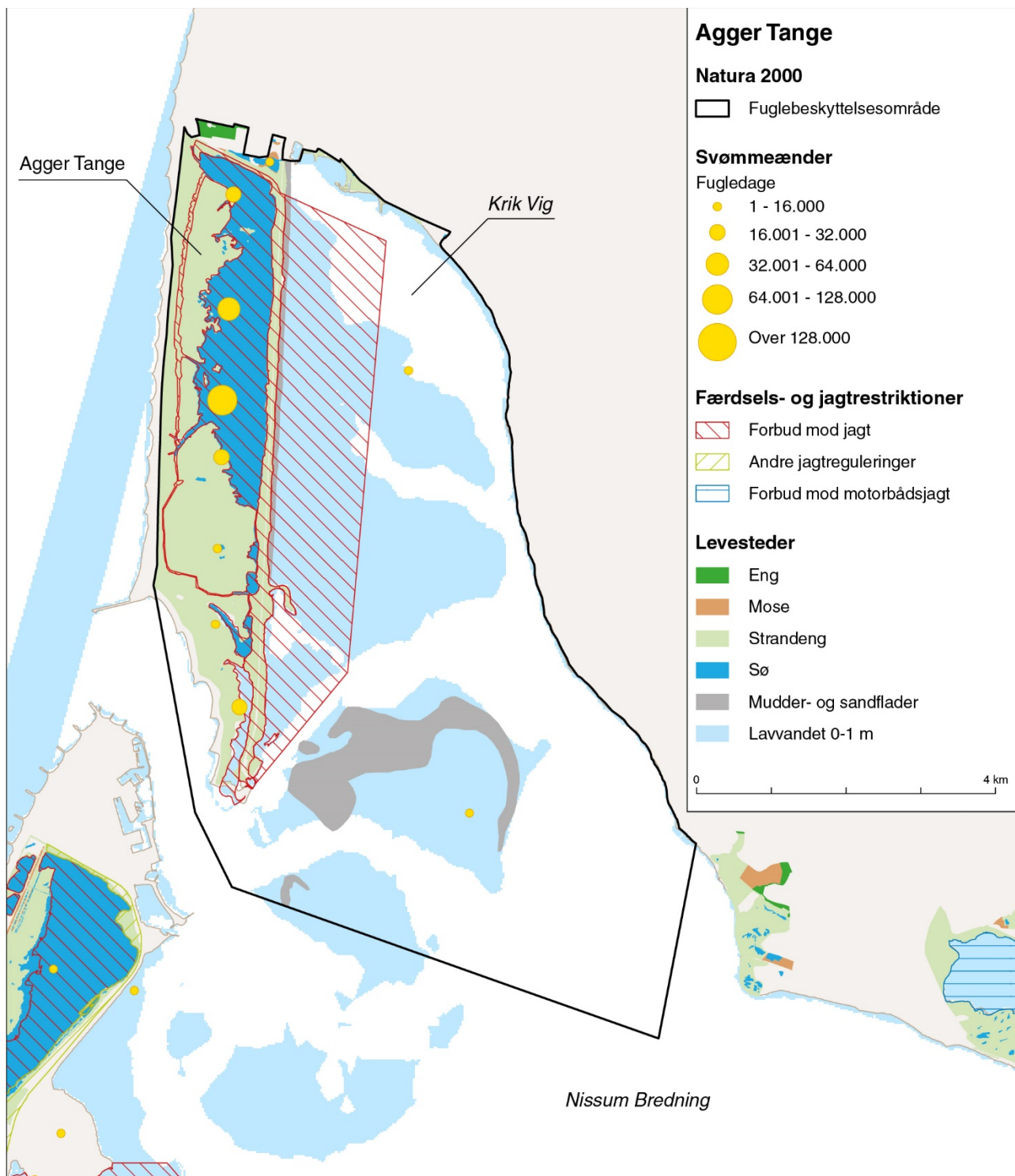
De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
23	Agger Tange	0,10	7,03	3,54	0,02

Forstyrrelser

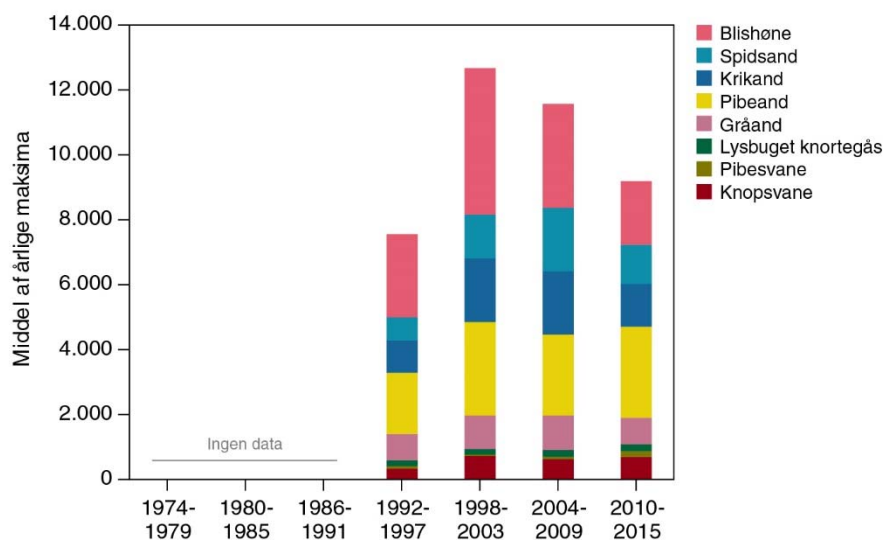
Der er jagt- og færdselsforbud i søen på Agger Tange samt jagtforbud på engene sydvest for denne og i en ca. 1,5 km bred bræmme i Krik Vig langs østsiden af tangen. Der er således implementeret en regulering af menneskelige forstyrrelser i de væsentlige dele af området, som de herbivore vandfugle benytter (Fig. 4.4.1).

Fugletal	Områdets rastende fugleliv er beskrevet i detaljer af Holm (2002), Holm & Clausen (2006), Holm m.fl. (2011) og Clausen m.fl. (2014). Ved etableringen af et reservat på Agger Tange steg antallet af rastende svømmeænder markant, og det er samlet set næsten fordoblet fra årene 1992-1995 (før) til 1996-2015 (efter). Antallet af knopsvaner steg også de første år, men er stabiliseret på et højere niveau. Antallet af blichøns har været fluktuerende (Fig. 4.5.2).
Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter	Taget på tværs af alle de herbivore arter var der gennemsnitligt flest fugle i seksårsperioden 1998-2003. Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til at det var en periode efter der både var etableret et reservat og det vides at der var en udbredt bundvegetation i størstedelen af lagunen. Disse år vurderes derfor at repræsentere en periode med et velfungerende levested. <i>Bundvegetation</i> Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 116 tons tørvægt per år, hvilket et blandet havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund på 3 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978 kan tilvejebringe. <i>Engvegetation</i> Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 17,0 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 0,20-0,25 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 0,3-0,5 km². For lysbuget knortegås estimeres et arealbehov på 0,2-0,3 km². Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 0,7-1,1 km². Det skal understreges at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blichøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.5.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 23, Agger Tange. For pibeand er levestederne de lavvandede områder i søerne, forudsat der er bundvegetation til stede, samt enge og strandenge, der er græssede eller slået. For krikænderne er det de samme habitater samt moserne. Aktuelt vurderes ålegræsforekomsterne i Krik Vig at være på for dybt vand, da der iflg. DCE's observatører ikke ses fouragerende knopsvaner, knortegæs eller pibeænder i fjordområdet. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage, efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014).

Figur 4.5.2. Udvikling i antal bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 23, Agger Tange 1992-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Data fra 1975 til 1991 er begrænsede og ikke sammenlignelige med de nyere. Perioden 1998-2003 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 53.



4.6 Østlige Vejler

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	13 Østlige Vejler
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: pibesvane, pibeand og krikand.
Bundvegetation og lavvandede områder	Der findes fire større (Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak) og flere mindre søer i De Østlige Vejler, hvor bundvegetationen blev kortlagt i de fire store og otte mindre søer i 1999-2000 (Jeppesen m.fl. 2002). I alle de undersøgte søer var der et relativt højt bunddække af vandplanter, dvs. 22-97 %, men i de tre største søer Lund Fjord, Selbjerg Vejle og Glombak var det plantefyldte vandvolumen 10 % eller mindre, hvilket afspejler, at planterne ikke var særlig høje – og biomassen derfor vil være relativt lav på trods af høje bunddækker. Nyere data fra 2004 til 2010 omtalt i basisanalysen viser ikke væsentlige forandringer i bunddækket i søerne, men omtaler ikke det plantefyldte vandvolumen, hvorfor det ikke kan vurderes, om fødetilgængeligheden er forbedret i de større søer. Alle søerne er lavvandede og vil ved de hyppigste vandstande typisk have fourageringsdybder i intervallet 0-1 m, bortset fra Lund Fjord, hvor de centrale ca. 25 % typisk vil være i intervallet 1-2 m.
Engarealer og moser	Der er store arealer med strandenge, strandsumpe, ferske enge og moser i de resterende dele af De Østlige Vejler, hvor det største sammenhængende engområde er Bygholmengen og de største sumpområder findes ved Selbjerg Vejle.
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder for de tre arter samt andre bundvegetationstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.6.1. De Østlige Vejler afviger fra de øvrige præsenterede områder i dette kapitel ved, at det primære levested for krik- og pibeand i området synes at være tilknyttet græsarealer fremfor bundvegetation både forår og efterår. Taget over alle årene 1978-2003 og 2008-2015, hvor der er hyppige kortlægninger af fuglenes fordelinger i området, så forekom 88 % af de optalte pibeænder og 80 % af krikænderne om dagen på Bygholmengen, hvor en del dog optælles i de små søer på engen (Fig. 4.6.2). Hvad ænderne foretager sig om natten, herunder om de fx søger ind i strandsumpe eller randzonen til moserne (det såkaldte ”blå bånd”) for at fouragere er ukendt. I modsætning til ænderne ses pibesvanerne oftere i søerne. Ud af de optalte fugle er 45 % truffet i søerne og 55 % på Bygholmengen (Fig. 4.6.2), men fuglene i sidstnævnte område ses oftest i søerne på engen (H.H. Nielsen pers. medd.). Det samlede areal med bundvegetation er senest kortlagt i 1999-2000 og kan ud fra arealopgivelser og procentuelt bunddække beregnes til 4,11 km² i 12 undersøgte søer, der har et samlet areal på 11,82 km². Det inkluderer de seks største søer i området (Jeppesen m.fl. 2002), og omfatter derfor næsten hele søarealet (jf. det samlede areal på 12,44 km² angivet nedenfor). Forekomsten af vegetation i søerne kan ikke eller kun svært vurderes ud fra de ni gennemførte ortofotograferinger fra 1995 til 2014, da der i næsten alle tilfælde er problemer med lysreflektioner, bølger og /eller uklart vand, nogle år pga. algeopblomstringer.

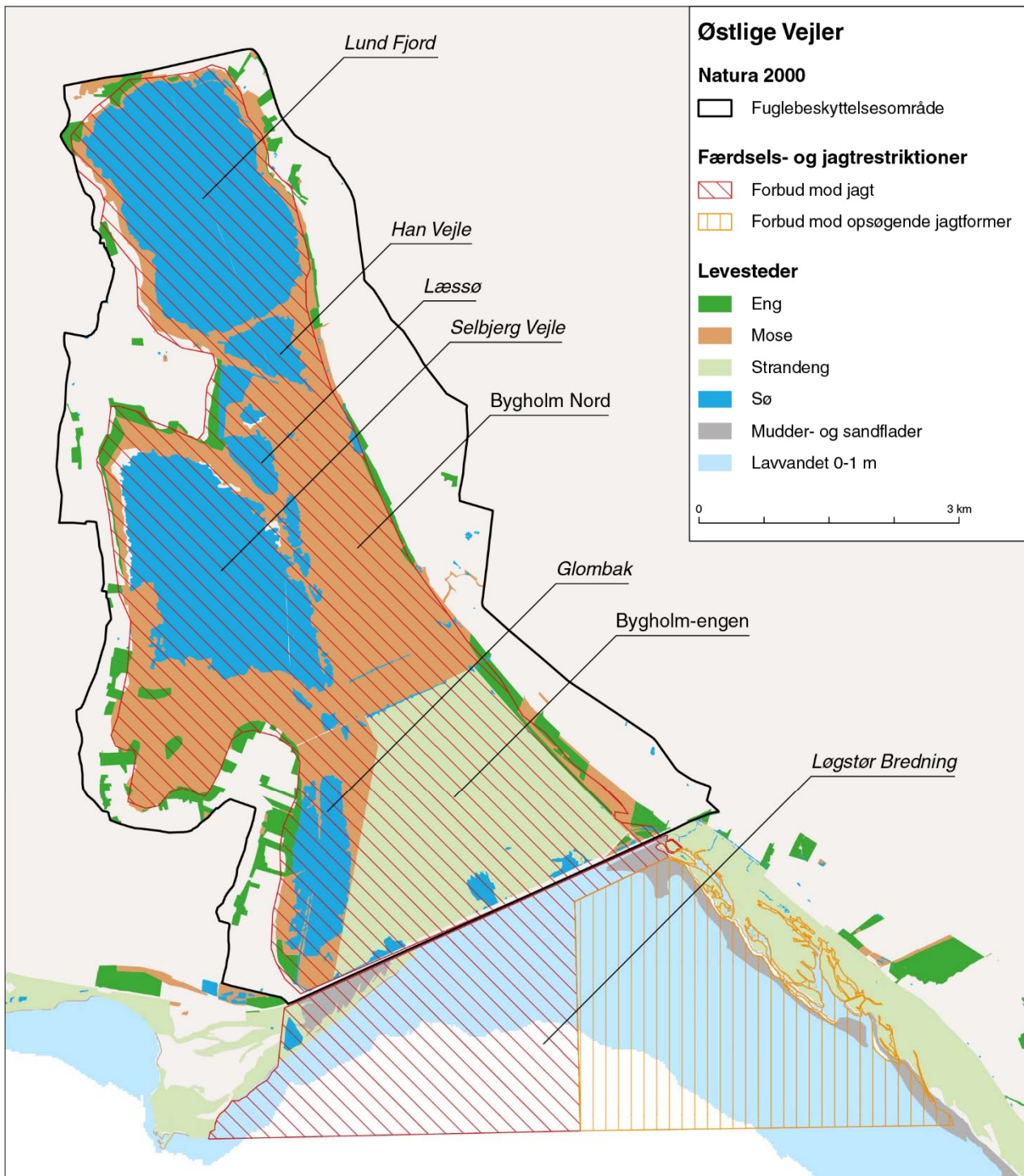
De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
13	Østlige Vejler	2,57	6,81	12,44	12,35

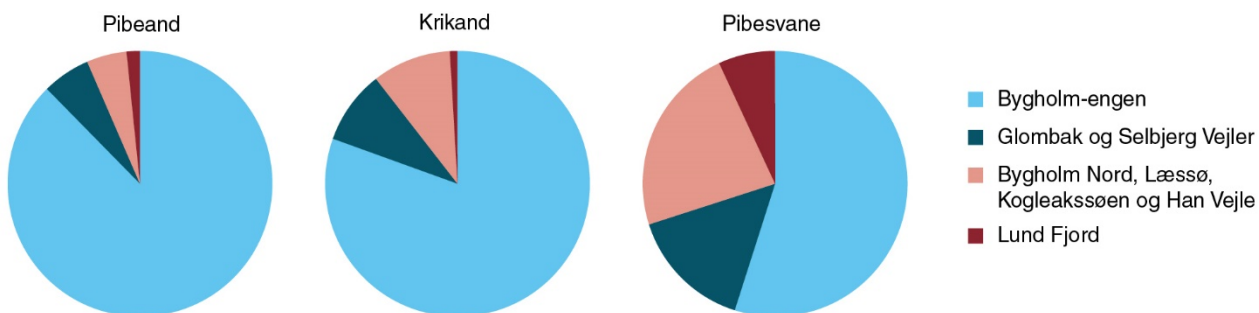
Forstyrrelser	Aage V. Jensens fonde, der ejer området, udfasede al jagt på fugle i området i 1996, hvilket repræsenterer en mere omfattende regulering end den gældende reservatbekendtgørelse, der tillader jagt i dele af området. Endvidere er der et generelt færdselsforbud i det meste af området.
Fugletal	Området og dets ynglefugle er beskrevet i detaljer af Kjeldsen (2008) og trækfuglene af Clausen m.fl. (2006). Det overordnede billede er, at det samlede antal svømmeænder varierer meget fra år til år, uden nogen entydig udvikling. De Østlige Vejler afviger også fra de andre beskrevne områder i dette kapitel ved, at der forekommer tilnærmelsesvis lige store antal af pibe- og krikand om foråret og efteråret. For pibeand er der således i 13 af 34 år truffet flere fugle om foråret end om efteråret, og for krikand i 15 af 34 år (Fig. 4.6.3). I Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nibe-Gjøl Bredninger og Ulvedyb samt Præstø Fjord-Ulvshale-Nyord forekommer der generelt flest fugle af de to arter om efteråret (Madsen m.fl. 1992a, 1992b, Ulvedybsgruppen 2003, Meltofte & Clausen 2011, Laursen & Frikke 2013). Antallet af rastende pibesvaner har været markant faldende i området fra begyndelsen af 1980'erne til i dag.
Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter.	I De Østlige Vejler er der den kompleksitet, at svømmeænderne er forekommet i noget højere antal omkring 2000, hvorimod de største antal pibesvaner blev truffet i begyndelsen af 1980'erne. Det er i modsætning til de andre beskrevne fuglebeskyttelsesområder i dette kapitel, hvor der er observeret en nogenlunde parallel udvikling i de relevante herbivore arters antal, hvorfor det har været relativt let at identificere en seksårsperiode, der kunne bruges til at foreslå måltal. Der er som nævnt ovenfor den yderligere kompleksitet, at de udpegede arter fouragerer i forskellige områder og habitater indenfor området. Taget over hele perioden fra 1980 til 2015 har der gennemsnitligt været flest pibeænder (og krikænder) i seksårsperioden 1998-2003 og flest pibesvaner i 1980-1985 (Fig. 4.6.4). Det foreslås derfor at benytte forskellige perioder til måltal, fordi den tidlige periode indikerer at der har været bedre vegetationsforhold i søerne (=føde til pibesvaner, knopsvaner og blishøns) og den senere periode repræsenterer en periode med forbedret jagtforvaltning, der har begunstiget svømmeændernes muligheder for at udnytte området. <i>Bundvegetation</i> For pibesvane samt to fødekonkurrenter (knopsvane og blishøne) var der gennemsnitligt flest fugle i seksårsperioden 1980-1985 (Fig. 4.6.4). Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 64 tons tørvægt per år, hvilket et blandet havgræs-vandaks-kransnålalge samfund på 1,6 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978 kan tilvejebringe. Da søerne i Vejlerne er mere brakke end i Ringkøbing Fjord, er der i flere af søerne et andet plantesamfund med bl.a. flere kransnålalger og flere vandaksarter, men årsproduktionen i dette er ikke kendt. <i>Engvegetation</i> Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et fødebehov på Bygholmengen for pibeand baseret på perioden 1998-2003 på 57,6 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 0,6-0,8 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli

og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 1,2-1,8 km² og derfor et samlet areal for alle arterne på 1,8-2,7 km².

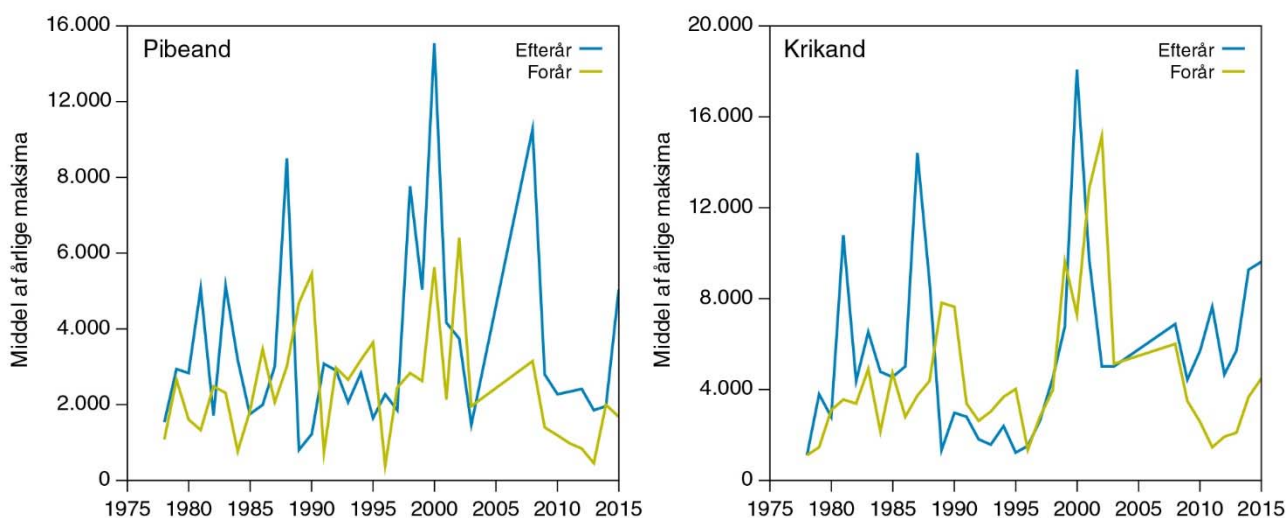
Der kan være betydelig fødekonekurrence med grågæs, bramgæs og kortnæbbede gæs, der alle også afgræsser engen, og alle har været i markant fremgang.



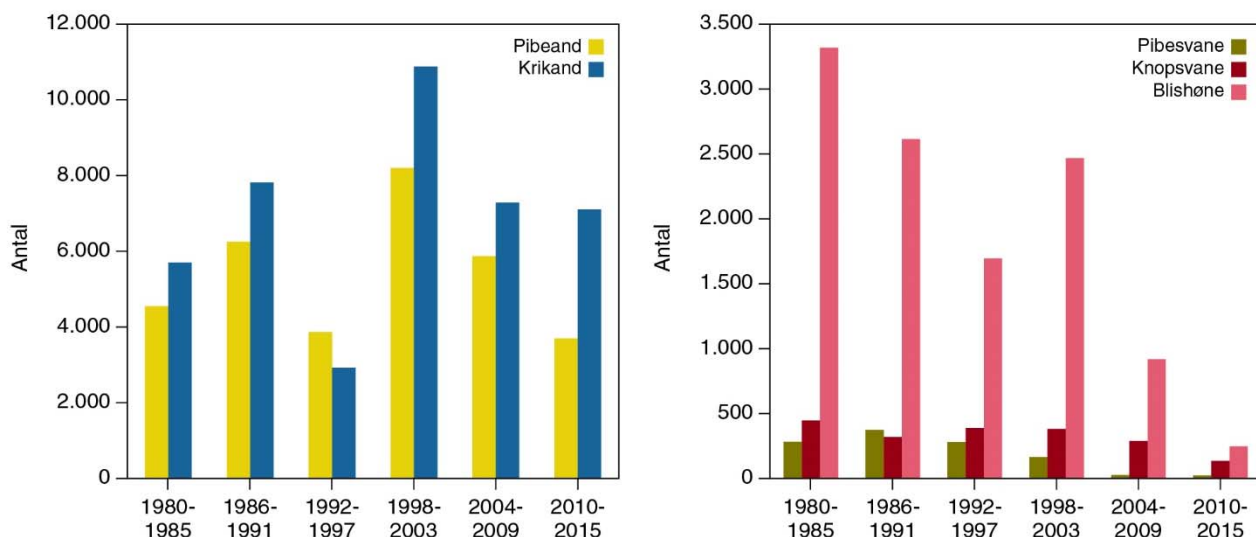
Figur 4.6.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 13, Østlige Vejler. For pibeand vurderes det, at levestederne især udgøres af enge og strandenge, der er græssede eller slået. For krikænderne er det de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Der er ikke anført dybdeforhold i søerne (der henvises til Jeppesen m.fl. 2002). På kortet er for fuldstændighedens skyld medtaget reservatet, der er udlagt i Løgstør Bredning (og i dele af to fuglebeskyttelsesområder, F8 og F12). Dette område benyttes indimellem af fouragerende svømmeænder i en vekselvirkning med Vejlerne.



Figur 4.6.2. Den relative fordeling af pibe- og krikand samt pibesvane optalt i fuglebeskyttelsesområde 13, Østlige Vejler, i årene 1978-2003 og 2008-2015, hvorfra der findes helårige data. Data er vist samlet for flere naboområder i den centrale del af området.



Figur 4.6.3. Maksimumforekomster af pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 13, Østlige Vejler, henholdsvis forår og efterår 1978-2003 og 2008-2015. Der er benyttet data fra år med regelmæssige tællinger både forår og efterår.



Figur 4.6.4. Udvikling i antal strandengs- og bundvegetationstilknyttede herbivore vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 13, Østlige Vejler 2000-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Perioden 1998-2003 identificeres som perioden med gennemsnitligt flest svømmeænder, og perioden 1980-1985 med flest svaner og blishøns. Sammenholdt med viden om bundplanter, reservat- og vandstandsforvaltning vurderes det, at området var mest velfungerende som levested for de to artsgrupper i forskellige perioder. Disse perioder benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 57.

4.7 Ulvedybet og Nibe Bredning

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde

Udpegningsgrundlag

Området

Bundvegetation

Engarealer og moser

Levestedskortlægning

Forstyrrelser

1 Ulvedybet og Nibe Bredning

Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: knopsvane, pibesvane, lysbuget knor-tegås, pibeand, krikand og blishøne.

Fuglebeskyttelsesområdet består af to større bredninger i Limfjorden, Nibe- og Gjøl Bredninger, større fladvandede arealer omkring øen Egholm, den noget mindre Halkær Bredning, samt brakvandssøen Ulvedybet.

Ulvedybet er en 5,5 km² sø, hvor dele af søen nogle år har en bundvegeta-tion domineret af børstebladet vandaks (Christensen 2004, Bjerring m.fl. 2013). Det er dog kun omkring en tredjedel af søen, der er lavvandet nok til fouragerende svømmeænder jf. dybdekoterne i Høy m.fl. (2004). Størstede-len af fuglebeskyttelsesområdet består dog af 131 km² vandområder i Lim-fjorden, som indeholder det største lavvandede område i hele fjorden. Ud-bredelsen af ålegræsset i området er kortlagt flere gange af DCE og Lim-fjordssamarbejdet. Der er konstateret meget store svingninger i udbredelsen (sammenfattet af Clausen & Holm 2011; se også Kapitel 5 i denne rapport). Nordjyllands Amt og senere Miljøministeriet har kortlagt bunddækket langs et varierende antal transekter fordelt over hele fjordområdet fra 1989 til 2015 (Balsby m.fl. 2017).

Der er større arealer med strandenge, strandsumpe, ferske enge og moser rundt om Ulvedybet samt rundt om Limfjorden, inklusive Halkær Bredning mod syd.

De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetati-onstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.7.1. Det samlede lavvandede areal i dybdeintervallet 0-1 m er ikke be-regnet for hele fuglebeskyttelsesområdet, men udgør alene i Nibe-Gjøl Bred-ninger omkring 45 km² (Balsby m.fl. 2017). Arealet med bundvegetation er senest kortlagt i 2001, hvor det udgjorde 4,1 km², men som omtalt i Kapitel 5 i denne rapport er der de senere år set en markant fremgang i levestedets udbredelse. Ved den seneste ortofotografering i 2014 syntes der at være indi-kationer på udbredt vegetation over store dele af grundene i området, hvil-ke underbygges af resultater fra syv transekter, hvor MST i sommeren 2015 kortlagde vegetationen (Balsby m.fl. 2017).

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
1	Ulvedybet og Nibe Bredning	4,35	13,75	6,00	1,62

Der er færdsels- og jagtforbud i Ulvedybet og jagtforbud i et større område i Gjøl Bredning. I resten af Limfjorden er motorbådsjagt forbudt. Bræt- og mo-torbådssejls er også reguleret i store dele af fjorden.

Fugletal

Limfjordens rastefugleforekomster er beskrevet i detaljer af Madsen m.fl. (1992a,c, 1995) og Ulvedybets af Ulvedybsgruppen (2003). Balsby m.fl. (2017) opdaterede udviklingen frem til 2015 for Nibe-Gjøl Bredninger og Clausen m.fl. (2014) for det samlede område frem til 2010. Det overordnede billede er, at det samlede antal herbivore vandfugle, både af svaner, svømmeænder og blichøns, toppede i midten af 1990'erne, hvorefter antallene faldt som følge af vigende mængder af bundplanter, især ålegræs. Der er dog set en fremgang i antallene især i 2015 (Balsby m.fl. 2017), som dog ikke kan ses på den sammenfattende Fig. 4.7.2, fordi de tidlige år i perioden 2010-2015 havde lave antal.

Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter

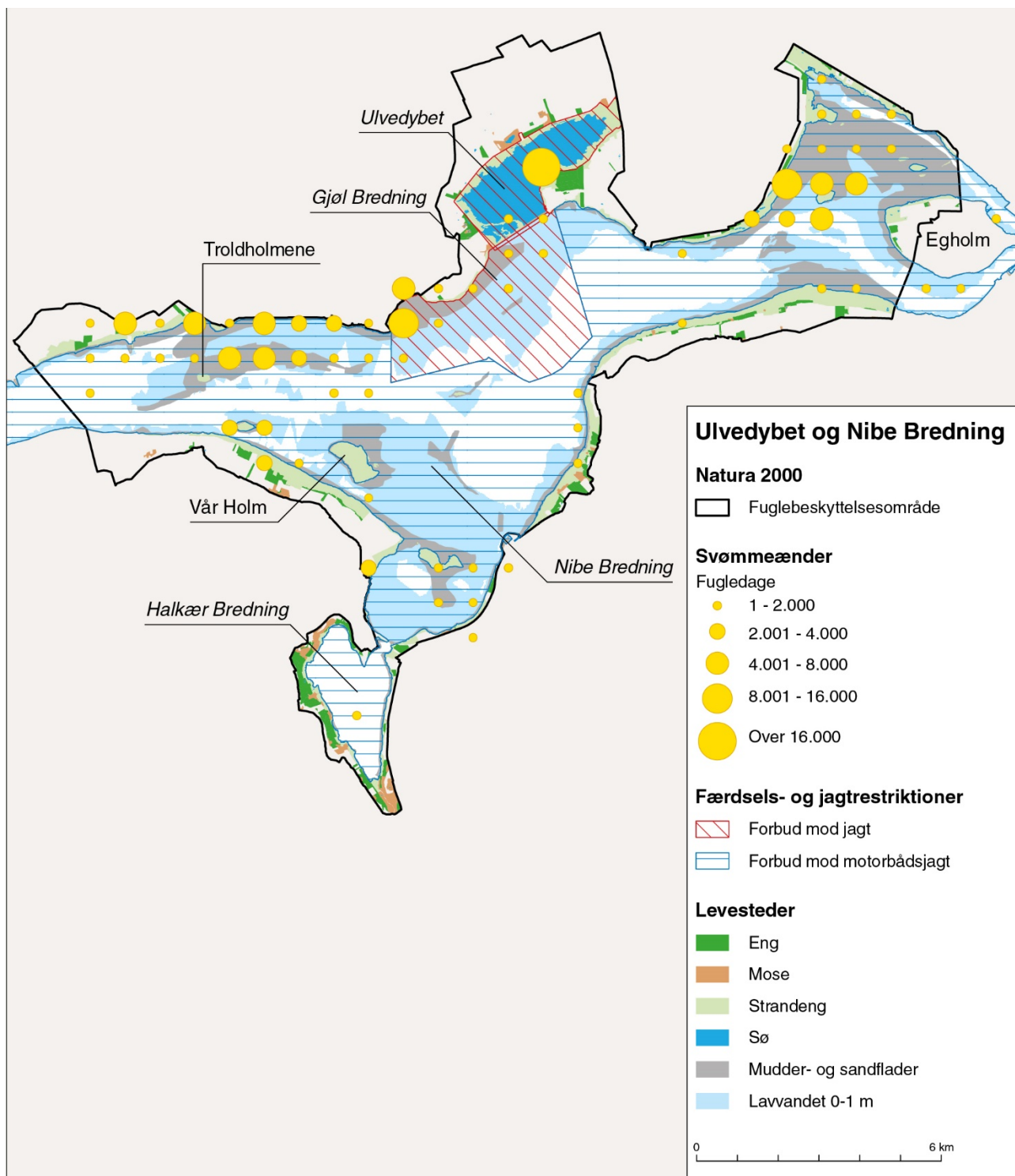
Clausen & Holm (2011) identificerede perioden 1992-97 som den seksårsperiode, hvor der gennemsnitligt havde været flest herbivore vandfugle i området i årene 1974-2003, hvilket ikke er forandret efter at nyere data frem til 2015 er medtaget. Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til at det var en periode hvor fjorden både havde en udbredt bundvegetation og der var velfungerende reservater både i Ulvedybet og Gjøl Bredning. Fjorden har i de efterfølgende år frem til omkring 2013 været præget af en langvarig periode med reduceret udbredelse og tætheder af bundplanter, hvorfor disse senere perioder ikke repræsenterer et velfungerende levested.

Bundvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 584 tons tørvægt per år, hvilket kan tilvejebringes af et ålegræsbed på 4,5 km ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte i danske ålegræsbede.

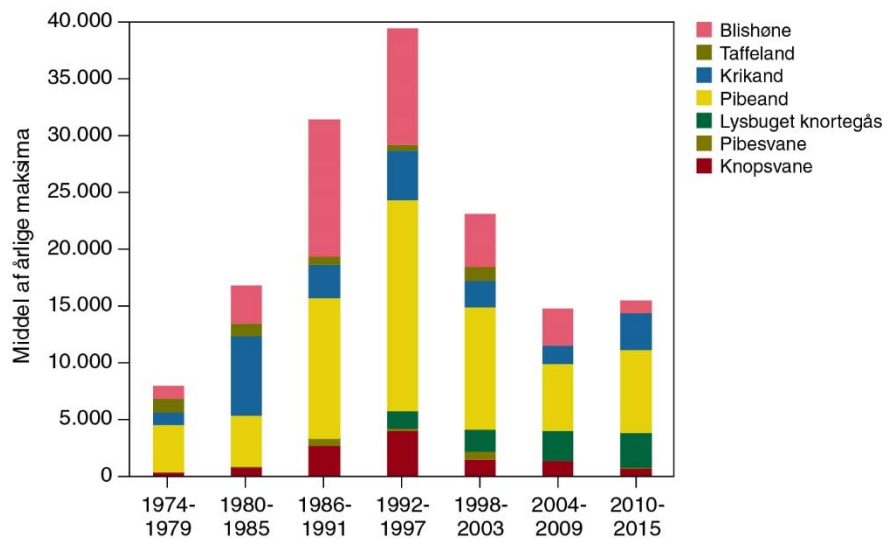
Engvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 109 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 1,1-1,6 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 0,8-1,2 km². For lysbuget knortegås estimeres et arealbehov på 1,5-2,9 km². Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 3,3-5,7 km². Det skal understreges, at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blichøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.7.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 1, Ulvedybet og Nibe Bredning. For pibeand er levestederne lavvandede områder i Limfjorden og Ulvedybet, forudsat der er bundvegetation til stede, samt enge og strandenge, der er græssede eller slået. For krikænderne de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage, efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014). Dybdemodellen vi har til rådighed omfatter ikke Halkær Bredning, hvorfor dybderne i dette område ikke kan plottes.

Figur 4.7.2. Udvikling i antal af bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 1, Ulvedybet og Nibe Bredning 1974-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Data fra 1975 til 1991 er begrænsede og ikke sammenlignelige med de nyere. Perioden 1992-1997 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 61.



4.8 Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	89 Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: knopsvane, pibesvane, pibeand, spidsand, skeand og blishøne.
Området	Størstedelen af fuglebeskyttelsesområdet består af 211 km ² vandområder i Stege Nor og Bugt, Bøgestrømmen, Faxe Bugt og Præstø Fjord.
Bundvegetation	Ulvshale og Nyord: I dette område findes større fladvandede områder, hvor der i slutningen af 1980'erne var en udbredt bundvegetation fra 0 til 1 meters dybde domineret af havgræsser og børstebladet vandaks, med islæt af kransnålalger, og nedenfor 1 meters dybde dominerede ålegræs (Madsen m.fl. 1992b). Biomassen i de lavvandede samfund blev målt langs to transekter, henholdsvis nord og syd for Nyord i årene 1987-2000, hvor der på det tidspunkt var en relativt høj biomasse med typisk 40-60 g tørvægt per m² (Madsen 1998, DCE upubl. data). Præstø Fjord: Ved en undersøgelse i 1995 blev det skønnet, at 8 km² af fjordens 19 km² havde et 100 % dække af frøplanter, med havgræs som dominerende art ud til 1 meters dybde, med spredte forekomster af dværg-ålegræs og kransnålalger på lavt vand. Ålegræs dominerede på dybder > 1 meter med stedvis forekomst af børstebladet vandaks og vandkrans (Aagaard & Bruhn 1999). Bedømt ud fra fordelingen af knopsvaner og blishøns ved de landsdækkende optællinger, må der også være større arealer med bundvegetation i Bøgestrømmen, men DCE har ikke kendskab til kortlægninger heraf. Storstrøms Amt og senere Miljøministeriet har kortlagt bunddækket langs et varierende antal transekter i Præstø Fjord og Bøgestrømmen, men ikke ved Ulvshale-Nyord i NOVANA-programmet.
Engarealer og moser	Der er større arealer med strandenge, strandsumpe, ferske enge og moser på Ulvshale og Nyord samt ved Præstø Fjord.
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetations-tilknyttede og frøpisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.8.1. Det samlede lavvandede areal i området er estimeret til 29,6 km² ud fra Geodatastyrelsens dybdemodel. Det samlede areal med bundvegetation i området er DCE bekendt aldrig kortlagt, men der findes en detaljeret kortlægning for området omkring Ulvshale-Nyord fra forsøgsreservatundersøgelserne, hvor der sidst i 1980'erne var ca. 24 km² med bundvegetation i de lavvandede områder omkring Ulvshale-Nyord sidst i 1980'erne (Madsen 1992b).

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
89	Præstø Fjord, Ulvshale-Nyord og Jungshoved Nor	2,89	12,87	0,47	0,88

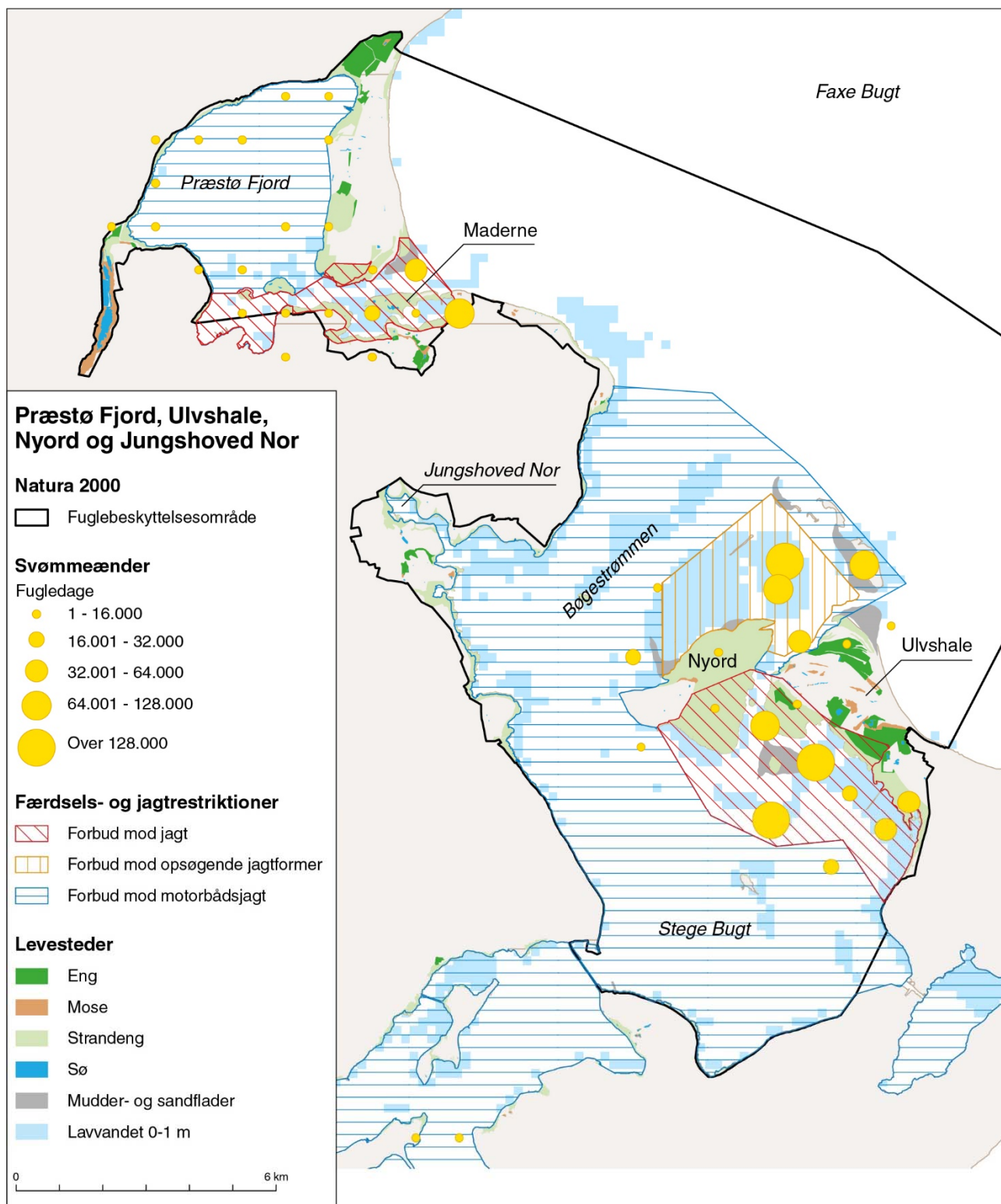
Forstyrrelser	Der er udlagt reservater med jagtforbud i Stege Bugt syd for Ulvshale og Nyord samt i den sydlige del af Præstø Fjord. Nord for Ulvshale og Nyord er jagten reguleret, og motorbådsjagt er forbudt i størstedelen af fuglebeskyttelsesområdet, undtaget nogle dybere dele af Faxe Bugt. Bræt- og motorbådssejladser er også reguleret i store dele af området.
Fugletal	Ulvshale-Nyordområdets rastefugleforekomster er beskrevet i detaljer af Madsen m.fl. (1992b,d, 1995) og opdateret af Clausen m.fl. (2014), der også behandler Præstø Fjord. Det overordnede billede er, at det samlede antal herbivore vandfugle, domineret af svaner, svømmeænder og blishøns, steg i begyndelsen af 1990'erne, efter at et reservat blev etableret i Ulvshale-Nyordområdet i 1989 – og herefter har ligget stabilt frem til omkring 2010, hvorefter antallene af især svømmeænder har været lavere. DCE har ikke kendskab til, hvad der har forårsaget nedgangen de seneste år. Ved Præstø Fjord steg antallet af svømmeænder efter at et reservat blev etableret her i 1999 (Clausen m.fl. 2014).
Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter	Taget på tværs af alle de herbivore arter var der gennemsnitligt flest fugle i seksårsperioden 1998-2003. Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til: i) at det var en periode efter der var etableret reservater både ved Ulvshale-Nyord og i Præstø Fjord; og ii) det vides at der var en udbredt bundvegetation i størstedelen af området omkring Ulvshale-Nyord, der indeholder det største lavvandede og dermed potentielt vigtigste fourageringsområde for de behandlede arter. Disse år vurderes derfor at repræsentere en periode med et velfungerende levested.

Bundvegetation

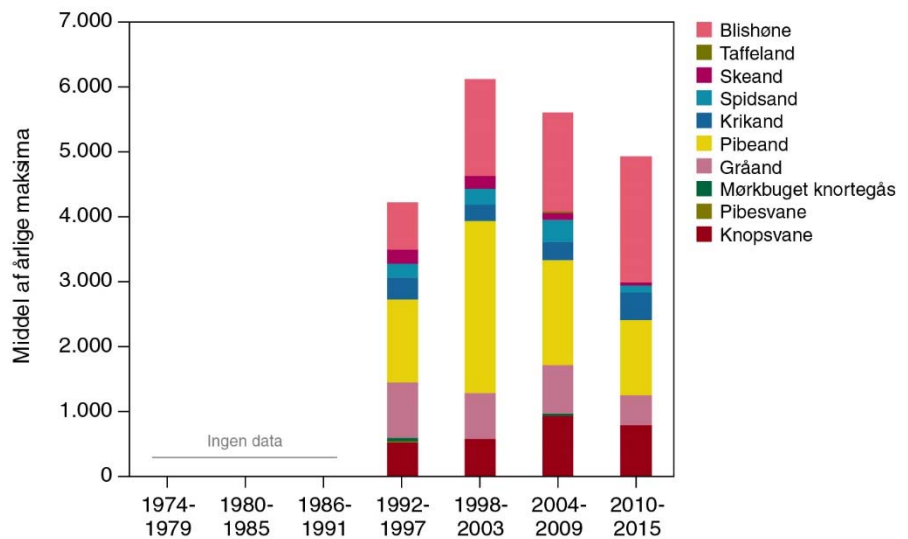
Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres et fødebehov på 767 tons tørvægt per år, hvilket et blandet havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund på 19,7 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978 kan tilvejebringe.

Engvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 156 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 1,5-2,3 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipper-halvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 1,2-2,9 km². Mørkbuget knortegås forekommer kun uregelmæssigt på lokaliteten og er udeladt af beregningen. Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 2,8-4,1 km². Det skal understreges, at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blishøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.8.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 89, Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor. For pibeand er levestederne de lavvandede områder, forudsat der er bundvegetation til stede, samt enge og strandenge, der er græssede eller slået. For krikænderne de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage, efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014). Dybdefordelingen er taget fra Geodatastyrelsens pixelbaserede dybdemodel. En del af fuglebeskyttelsesområdet østligst i Faxe Bugt er udeladt af kortet, men det er så dybt at det ikke er relevant som levested for de her behandlede arter.



Figur 4.8.2. Udvikling i antal af bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 89, Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor 1992-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Data fra 1974 til 1991 er udeladt. Det skyldes der kun er begrænsede data fra 1974 til 1985 og at der i perioden 1986-1991 kun er data fra Ulvshale-Nyord, hvor antallet af svømmeænder var lavt forud for reservatets etablering (Madsen m.fl. 1995, Clausen m.fl. 2014), men ingen data fra Præstø Fjord. Det er således først fra 1992, at der er regelmæssig dækning af begge de to vigtigste områder for herbivorerne. Perioden 1998-2003 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 65.

4.9 Saltholm

Pibeand og Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	110 Saltholm												
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: knopsvane, pibeand og skeand.												
Området	Fuglebeskyttelsesområdet ligger centralt i Øresund og består af øen Saltholm med 54 km ² omliggende vandarealer.												
Bundvegetation	Bundvegetationens udbredelse, bunddække og biomasse blev fulgt i begge samfund i 1993-1999 i forbindelse med DCE's forundersøgelser og effekt-overvågning af Øresundsforbindelsens etablering på bundvegetationen og den fældende knopsvanebestand (årlige rapporter; senest Kahlert m.fl. 2000). Her var der i 1990'erne en udbredt bundvegetation fra 0 til 1 meters dybde domineret af havgræsser og børstebladet vandaks med islæt af kransnålalger, og udenfor 1 meters dybde dominerede ålegræs. Maksimumbiomasserne i dette samfund var i 1993-1999 typisk mellem 60 og 150 g tørvægt per m ² og det gennemsnitlige bunddække typisk i intervallet 30-50 % med enkeltår, der var lavere. På enkelte transekter var der bunddække helt op i intervallet 70-80 %. Noer m.fl. (1996) estimerede den samlede stående mængde af bundplanter, der var tilgængelige for fouragerende knopsvaner ved Saltholm, til mellem 200 og 450 tons tørvægt.												
Engarealer og moser	Størstedelen af Saltholm består af strandenge og strandsumpe.												
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder for de to arter samt andre bundvegetationstilknyttede og frøspisende arter i fuglebeskyttelsesområdet fremgår af Fig. 4.9.1. Der findes en større lavvandet bræmme rundt om Saltholm, hvoraf 14,6 km ² har en vanddybde i intervallet 0-1 m. De kortlagte arealer (km ²) af øvrige potentielle levesteder er:												
	<table><tr><th>Fnr.</th><th>Navn</th><th>Eng</th><th>Strandeng</th><th>Sø</th><th>Mose</th></tr><tr><td>110</td><td>Saltholm</td><td>0</td><td>17,03</td><td>0,09</td><td>0</td></tr></table>	Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose	110	Saltholm	0	17,03	0,09	0
Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose								
110	Saltholm	0	17,03	0,09	0								
Forstyrrelser	Der er et reservat med jagtforbud ved den sydlige del af Saltholm, der omfatter knap halvdelen af det lavvandede areal ved øen samt en mindre del af strandengene på øen. I dele af reservatet er der færdselsforbud udlagt af hensyn til ynglende sæler. Motorbådsjagt er forbudt i hele fuglebeskyttelsesområdet. Brætsejlads og motorbådssejlads med en hastighed på mere end 10 knob er forbudt ved Saltholm.												
Fugletal	Områdets rastefugleforekomster er beskrevet i detaljer af Fox m.fl. (2000) og opdateret af Clausen m.fl. (2014). Uddybende undersøgelser af de fældende knopsvaner er afrapporteret separat (jf. ovenfor). Det overordnede billede er, at det samlede antal fældende knopsvaner ved øen har været stabilt med en gennemsnitlig forekomst på omkring 2100-2200 fugle i såvel 1976-84 (Andersen-Harild 1991) som 1987-2012, dog med en betydelig år til år-variation. Antallet af rastende svømmeænder er steget, efter at der blev etableret et reservat på øen i 1993 (Clausen m.fl. 2014). Forekomster af over 1000 blishøns ved øen er sjældne. Se Fig. 4.9.2.												

Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter

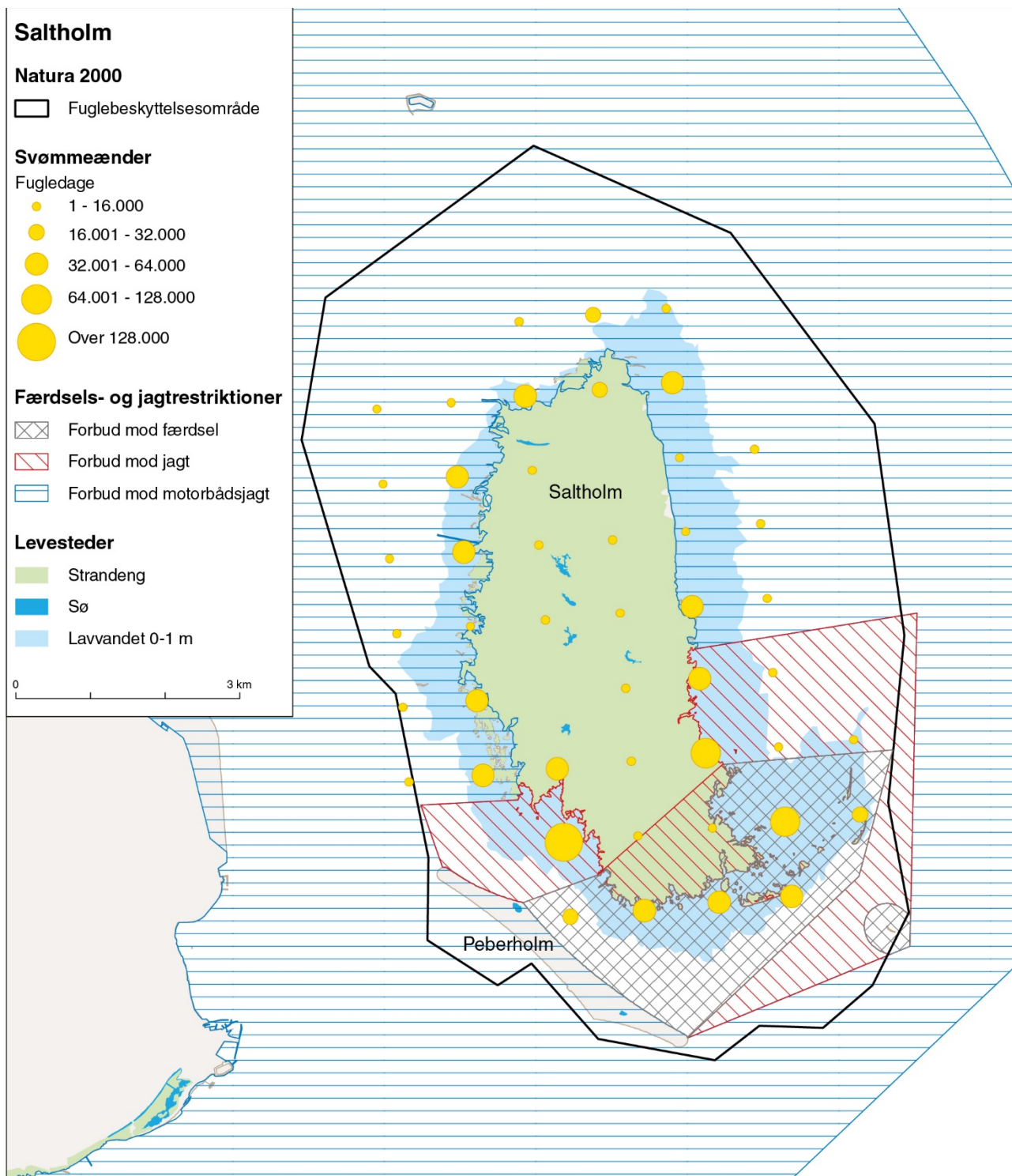
Taget på tværs af alle de herbivore arter var der gennemsnitligt flest fugle i seksårsperioden 2004-2009, hvorfor antal fra denne periode benyttes som måltal. Denne periode foreslås som måltalsperiode med henvisning til at det var en periode efter der var etableret et reservat, og hvor der var en udbredt bundvegetation i størstedelen af området omkring Saltholm. Disse år vurderes derfor at repræsentere en periode med et velfungerende levested.

Bundvegetation

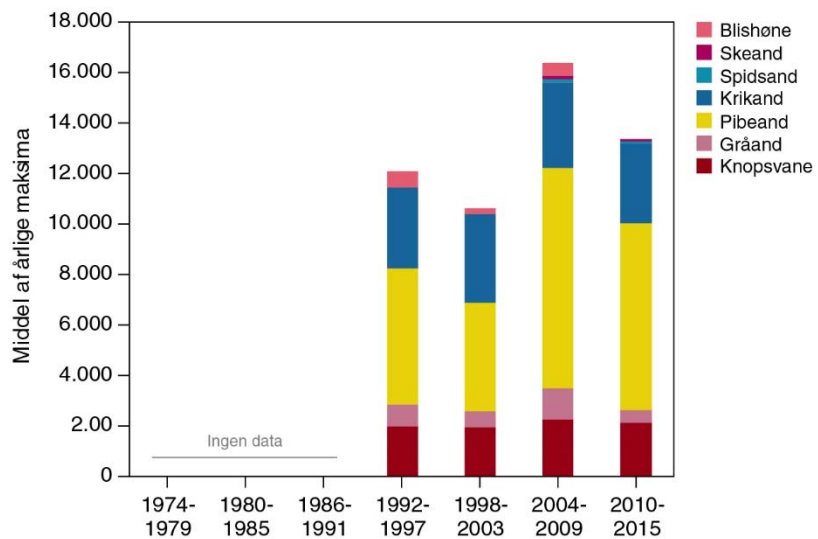
Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik estimeres for denne periode et samlet fødebehov på 249 tons tørvægt per år ved Saltholm, hvilket et blandet havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund på 6,4 km² ved en biomassetæthed og produktion svarende til den målte på Tipperne i 1978 kan tilvejebringe.

Engvegetation

Ud fra beregninger af fugledage kombineret med fuglenes energetik beregnes et alternativt fødebehov i området for pibeand på 51,3 tons tørvægt per år, hvilket vil kræve et afgræsset eller slået engareal på 0,3-0,5 km², hvis engen har biomasser og planteproduktion, der er sammenlignelige med målte værdier fra enge på Tipperhalvøen, Langli og Agerø. For de øvrige svømmeænder estimeres et arealbehov på 0,4-0,6 km². Mørkbuget knortegås forekommer kun uregelmæssigt på lokaliteten og er udeladt af beregningen. Det samlede arealbehov for alle arterne er derfor estimeret til 0,9-1,3 km². Det skal understreges, at dette areal ikke tilgodeser udprægede akvatiske herbivorer som knopsvane og blishøne, kun arter der hyppigt benytter strandenge som alternative fourageringsområder.



Figur 4.9.1. Kortlægning af potentielle levesteder for pibe- og krikand i fuglebeskyttelsesområde 110, Saltholm. For pibeand er levestederne lavvandede områder rundt om øen, forudsat der er bundvegetation til stede, samt strandengene, der er græssede eller slået. For krikænderne de samme habitater samt moserne. Med skraveringer er anført den aktuelt gældende regulering af færdsel og jagt i området. Prikkerne angiver den relative fordeling af svømmeænder udtrykt som fugledage efter kortlægninger foretaget i august-november 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014).



Figur 4.9.2. Udvikling i antal af bundvegetationstilknyttede vandfugle i fuglebeskyttelsesområde 110, Saltholm 1992-2015. Der er vist gennemsnit af årlige maksima per seksårsperiode. Data fra 1974 til 1991 er de fleste år begrænsede og ikke direkte sammenlignelige med de nyere. De nyere antal er dog generelt højere end tidligere publicerede (Jensen 1987, Andersen-Harild 1991). Perioden 2004-2009 identificeres som perioden, hvor det ud fra kendskab til forekomst af bundvegetation, reservatforvaltning og fugleforekomster vurderes, at området var mest velfungerende som levested. Denne periode benyttes derfor til beregning af måltal, fødebehov og deraf afledte arealbehov. Se uddybning i afsnittet om forslag til måltal for fuglebeskyttelsesområdet side 69.

4.10 Saltbæk Vig

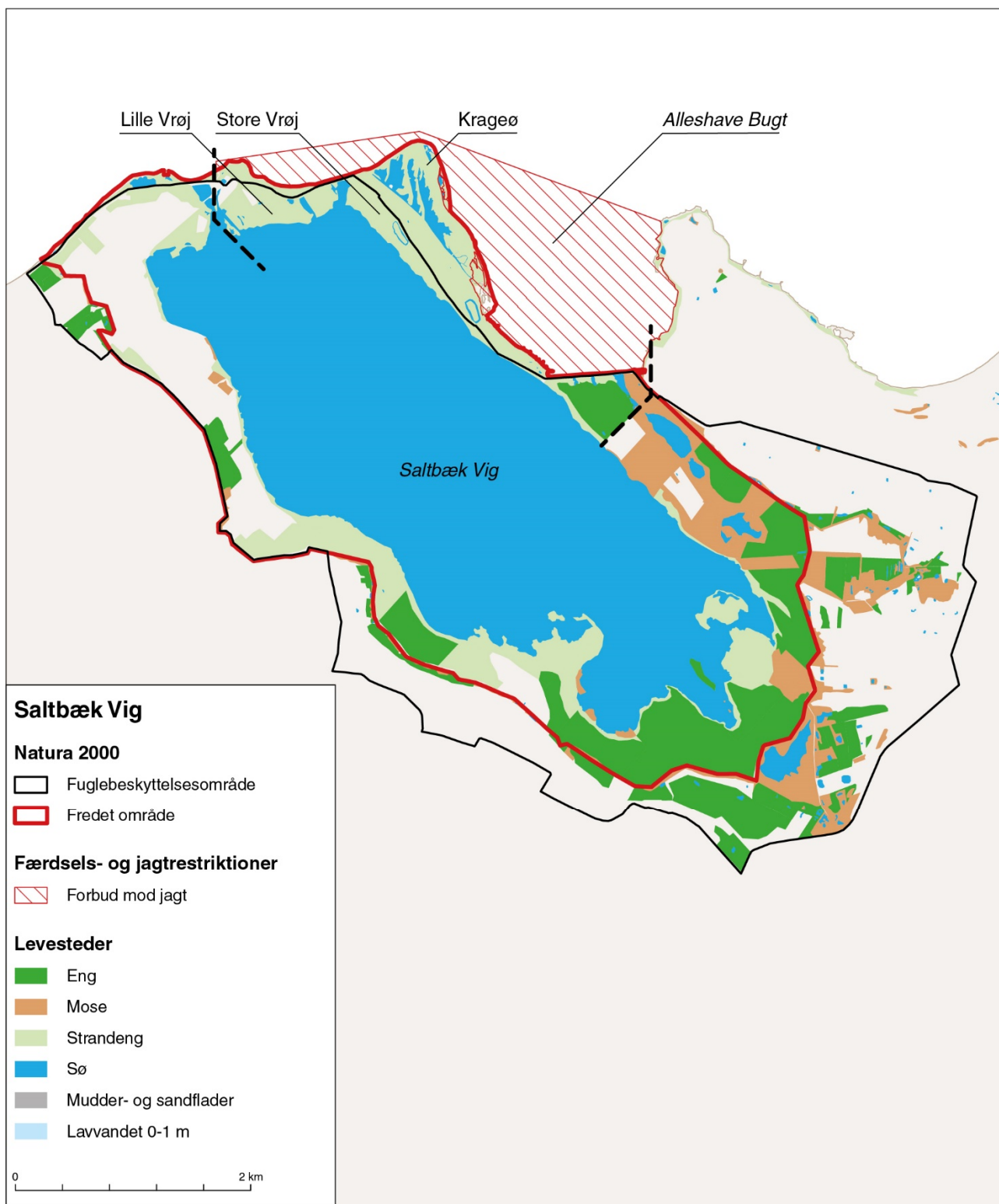
Krikand

Fuglebeskyttelsesområde	99 Saltbæk Vig
Udpegningsgrundlag	Der indgår flg. herbivore vandfugle (eller andre arter tilknyttet bundplanter) i udpegningsgrundlaget for området: krikand.
Området	Området består af søen Saltbæk Vig, som er et inddiget område, der forsøges tørlagt i 1800-tallet. Søen er klassificeret som en kystlagune. Søen er omgivet af større arealer med enge, moser og overdrev.
Bundvegetation	I henhold til basisanalysen er søen karakteriseret ved en lav sigtdybde og et meget højt indhold af blågrønalger, hvilket bevirker, at der er en yderst sparsom undervandsvegetation på ganske lavt vand (Naturstyrelsen 2013). Arealet af dette er ikke kendt, da der DCE bekendt ikke findes publicerede kort med dette.
Engarealer og moser	Der findes større arealer med enge og moser rundt om søen.
Levestedskortlægning	De kortlagte potentielle levesteder krikand fremgår af Fig. 4.10.1. Det meste af søen er relativt dyb, idet der kun er en kystnær bræmme på højst 300 meter og ofte 100 meter, som ligger i dybdeintervallet 0-1 m (Høy & Dahl 1993). Dette kombineret med den ringe udbredelse af bundvegetation sandsynliggør, at de primære levesteder for krikand i området er engarealerne og sum-pene.

De kortlagte arealer (km²) af øvrige potentielle levesteder er:

Fnr.	Navn	Eng	Strandeng	Sø	Mose
99	Saltbæk Vig	4,79	3,31	16,34	2,59

Forstyrrelser	Saltbæk Vig er fredet. I henhold til fredningen er området lukket for offentlig adgang, og jagt er forbudt på hele søen samt efter etableringen af reservatet ved Alleshave Bugt også på landarealerne på Lille og Store Vrøj, Krageø og i et område sydøst for dæmningen mellem Alleshave Bugt og Saltbæk Vig. Dele af de jagtfredede landarealer ligger dog i F94, Sejerø Bugt og Neksø.
Fugletal	Områdets fugleliv er dårligt kendt, når der ses bort fra enkelte kortlægninger af ynglefuglene samt oktobertællinger af svømmeænder. Disse har dog ikke kunnet udføres årligt pga. problemer med at få adgangstilladelse fra lodsejerne. Der er på intet tidspunkt i NOVANA-perioden 2004-2015 talt over 1000 krikænder i området. Det er spørgsmålet om arten på noget tidspunkt er forekommet regelmæssigt i så store antal, at der reelt er grundlag for udpegningsgrundlaget som en internationalt betydende rasteplass (se uddybning i Kapitel 3).
Forslag til måltal og deraf beregnet fødebehov af bundplanter, alternativt engplanter	På nuværende tidspunkt vurderes optællingsdata til at være for begrænsede til at fastlægge måltal for området.



Figur 4.10.1. Kortlægning af potentielle levesteder for krikand i fuglebeskyttelsesområde 99, Saltbæk Vig. For krikand er levestederne lavvandede områder i randen af søen, forudsat der er bundvegetation til stede, samt enge, strandenge og moser, der er græssede eller slået. En større del af de arealer, der er anført som strandenge på Store Vrøj er strandoverdrev (Hans Meltofte, pers. medd.), og derfor tørre og givetvis af begrænset betydning som fourageringsområde for krikænder. På kortet er med rød linje anført afgrænsningen af et fredet område. I henhold til fredningskendelsen er der jagtforbud på hele søen samt på landarealerne mellem Saltbæk Vig og Sejerø Bugt (området mellem de to fede stiplede linjer).

5 Forslag til indikatorer til vurdering og beregning af naturtilstand for det akvatiske herbivore vandfuglesamfunds levesteder

I forhold til de artsspecifikke indikatorer til vurdering af naturtilstand, der er udviklet for flere ynglefuglearter, er der her lagt vægt på en habitatspecifik tilgang til vurdering for et samlet vandfuglesamfund, der lever af det samme fødegrundlag og derfor konkurrerer indbyrdes om dette. En stigende sommerbestand af fx fældende knopsvaner vil kunne nedgræsse fødegrundlaget for rastende svømmeænder, der først kommer om efteråret, hvorfor man er nødt til at tage denne mere samfundsorienterede tilgang.

For det herbivore vandfuglesamfund vurderes det, at bare tre parametre i kombination vil give en ganske robust beskrivelse af arternes levested.

De to parametre handler om arealudbredelse og tætheder af bundplanterne, hvor de to kategorier, som svarer til høj og god naturtilstand, repræsenterer henholdsvis en stor udbredelse (fladedækning) af vandplanter og en høj biomassetæthed af disse. Det er en tilstand, der umiddelbart falder i forlængelse af, hvad man også vil forvente, hvis vandkvaliteten i områderne er god med lav grad af eutrofiering og deraf afledt god sigtdybde.

Den tredje parameter handler om regulering af menneskelig aktivitet på fuglenes levesteder, konkret udmøntet i form af reservater, der regulerer jagtlig aktivitet og oftest også brætsejls (wind- og kitesurfing mv.) og motorbådssejls. Det er menneskelige aktiviteter, der er alle beskrevet som særligt forstyrrende for svømmeænder og knopsvaner (fx Madsen m.fl. 1992a, Clausen m.fl. 1997), som i de fleste danske fuglebeskyttelsesområder vil være de arter, der konsumerer langt den største del af den målsatte fødemængde.

5.1 Levestedsindikatorer for de herbivore arter

Som beskrevet i rapportens tidligere kapitler, er de herbivore arter stærkt afhængige af tilstedeværelsen af bundvegetation over større fladvandede arealer og i tætheder, der er tilstrækkelige til, at fuglene kan dække deres daglige energibehov.

Særligt for de jagtbare arter er et arealmæssigt match mellem jagtfredede arealer og udbredelsen af bundvegetationen også af betydning for en optimal levestedsforvaltning. For nogle af arterne er alternative fourageringsområder på enge, i sumpe og/eller søer (ferske såvel som saltpåvirkede for alle tre habitater) også vitale for et optimalt levested. Disse beskrives i det efterfølgende kapitel.

5.1.1 Afgrænsning af levested

For den herbivore gruppe af arter, som lever af bundplanter, kan levestedet i princippet være hvor som helst indenfor Natura 2000-områderne, blot der er lavvandet og bundvegetation til stede. Ved kortlægning af levesteder skal kravene til egnede fødesøgnings- såvel som rasteområder være opfyldte, men for denne artsgruppe er det generelle adfærdsmønster, at de oftest raster og fouragerer de samme steder, dog ikke i Vadehavet, hvor tidevandsforholdene gør, at arterne fouragerer på mudderflader ved lavvande og raster på højsander eller ved kysterne af øerne eller fastlandet, når der er højvande.

Der er forskel på, hvor langt de forskellige arter kan nå ned i vandsøjlen efter bundplanterne. Knopsvane når 105 cm under vandoverfladen, knortegås 40 cm, pibeand 33 og krikand blot 25 cm (Clausen m.fl. 1996, Clausen 2000, Pöysä 1983). Blishøne fouragerer indimellem ved dykning, men opfattes ikke som en 'fremragende dykker' – hvorfor dens rækkevidde formentlig ikke er væsentligt forskelligt fra knopsvanens. For arterne med kortere rækkevidde er det evident, at de er afhængige af at kunne fouragere på bundplanter enten på lavt vand, som de selv kan nå, eller på planter som knopsvaner spilder ved deres fouragering (som også er begrænset af dybden).

I erkendelse af at der generelt ikke findes dybdeprofiler, der er finmaskede nok til at operere med cm-beregninger, er der for alle de herbivore arter ved levestedskortlægningen generelt benyttet den antagelse, at kun arealer med bundvegetation i dybdeintervallet 0-1 m kan udnyttes af arterne. Det reelle levested for knopsvane og blishøne vil være en anelse større, mens det for arterne med kortere rækkevidde, knortegås og svømmeænderne, vil være mindre.

5.1.2 Bundplanter på lavt vand

I rapportens Kapitel 4 er der ud fra måltal for det samlede samfund af herbivore fugle beregnet et areal, der vil kunne formodes at dække fuglenes samlede fødebehov bestående af vandplanter i de konkrete fuglebeskyttelsesområder, som er udpeget for pibeand og / eller krikand i Danmark.

Dette er beregnet ud fra kendte biomasse- og produktionsforhold for det eller de relevante plantesamfund, der forekommer i området i en situation, hvor det formodes at vegetationens vækst kun i mindre omfang var negativt påvirket af eutrofiering eller andre menneskeskabte faktorer.

Hvis der er tale om kraftig eutrofiering i et område, så er det evident fra danske fjordområder, at såvel arealudbredelse og biomasse påvirkes negativt, hvorfor en levestedsvurdering for det herbivore samfund må tage højde for disse forhold.

Samlet levestedsareal med bundplanter

Tilstedeværelse af en udbredt vegetation er første forudsætning for et velfungerende herbivorsamfund. Derfor kortlægges arealet af bundplanter fra fx luftfotos eller ved kortlægning med transektsejlads fra båd. Begge metoder har været benyttet gentagne gange – og til tider i kombination, fx ved Salholm hvor luftfotoanalyser og transektsejlads blev benyttet til at estimere den samlede tilgængelige fødemængde for den fældende knopsvanebestand (Petersen & Noer 1993, Clausen m.fl. 1996, Noer m.fl. 1996). Det opmålte areal i dybdeintervallet 0-1 m scores i fem kategorier i forhold til det målsatte bundvegetationsareal:

- a) Hele dybdeintervallet 0-1 m har en udbredt bundvegetation på arealer med egnet substrat, eller udgør mere end 80 % af det samlede areal indenfor dybdeintervallet (hvis man ikke kender substratet og kan korrigere for dette)
- b) Der er en udbredt bundvegetation på et areal, der er lig med eller større end det målsatte areal, men udgør mindre end 80 % af det samlede areal indenfor dybdeintervallet (hvis man ikke kender substratet og kan korrigere for dette)
- c) Der er udbredt bundvegetation på et areal, der udgør 67-99 % af det målsatte areal
- d) Der er udbredt bundvegetation på et areal, der udgør 33-66 % af det målsatte areal

- e) Der er udbredt bundvegetation på et areal, der udgør 0-32 % af det mål-satte areal.

Det maksimale areal i kategorien 1 fordrer, at man har en god kortlægning af bundstrukturen, hvilket ikke altid vil være tilfældet. Men fx i Nibe Bredning var der ålegræs på over 40 km², hvilket faktisk svarede til det meste af dybde-intervallet 0-1 m, hvorfor dette område i eksemplet nedenfor er scoret i kategori 1. I mangel af kendskab til bundvegetationsforholdene er det foreslået, at der sondres mellem, om mere eller mindre end 80 % af det lavvandede areal er vegetationsdækket.

Dækningsgrader af bundplanter

Næste forudsætning for, at de herbivore arter kan udnytte bundplanterne, er, at der er biomassetætheder som er høje nok til, at de kan dække deres daglige energibehov. Det er velbeskrevet i litteraturen, at flere arter af herbivore vandfugle forlader bundvegetationen, når biomassen falder under et vist niveau. Det skyldes, at fuglene ved lavere plantetætheder bruger mere energi på at fouragere og flytte sig rundt, end den mængde energi de får ind ved fourageringen. Det bevirker, at de får et nettoenergitab, hvorfor de vælger at skifte habitat eller trække bort. Man taler om 'giving-up thresholds'. En tommelfingerregel er, at dette skift sker ved biomassetætheder under 5-10 g per m² baseret på de studier, der foreligger af pibesvaner, knortegæs, pibeænder og krikænder. Måling af biomasser af bundplanter er imidlertid tidskrævende, hvorfor vi foreslår, at man anvender bunddække som indikation på biomasse. Der er beregnet adskillige biomasse-bunddække kalibreringskurver for forskellige plantesamfund, men en tommelfingerregel om, at 10-20 % svarer til 5-10 g per m² biomasse, benyttes her. Det er så endvidere evident, at allerede ved gennemsnitlige bunddækketætheder på 30 % eller derover kan man sagtens have et velfungerende vandfuglesamfund.

Det estimerede bunddække i dybdeintervallet 0-1 m scores i fem kategorier i forhold til bunddækket af vandplanter, hvor intervallets øvre endepunkt ikke er inkluderet på nær i kategori 1:

- | | |
|----|----------|
| 1. | 65-100 % |
| 2. | 30-65 % |
| 3. | 20-30 % |
| 4. | 10-20 % |
| 5. | 0-10 %. |

Reservater versus bundplanter

Det er evident fra reservatforsøg i Danmark og andre steder, at særligt jagtbare arter responderer negativt på de forstyrrelser, som jagten medfører. For de arter, som er afhængige af dagfouragering på bundplanter, er det derfor vigtigt at sikre et arealmæssigt overlap mellem udbredelsen af større dele af levestedet i dybdeintervallet 0-1 m og reservaternes afgræsning. Ud fra resultaterne af de detaljerede undersøgelser i Nibe-Gjøl Bredninger og ved Ulvs-hale-Nyord vurderes det, at et arealmæssigt overlap på 30 % opfylder fuglenes behov, fordi de på dage med jagt vil kunne søge føde indenfor reservatet, når jagten udøves, og vil kunne søge ud til andre områder for at fouragere, når jagten ophører.

Ud fra kortlægningen af bundvegetationen og afgrænsningen af reservater scores det arealmæssige overlap i følgende fem kategorier, hvor intervallets øvre endepunkt ikke er inkluderet på nær i kategori 1:

1. 65-100 %
2. 30-65 %
3. 20-30 %
4. 10-20 %
5. 0-10 %.

5.2 Beregning af naturtilstand

I to afsnit nedenfor gives eksempler på seks beregninger af et naturtilstandsindex for de herbivore vandfugle på henholdsvis Tippergrunden og Nibe-Gjøl Bredninger, som er de lokaliteter i Danmark, hvor vi har den aktuelt bedste viden om vandfugles respons på eutrofieringsbetingede forandringer i fødemængder for vandfugle og deraf afledte effekter på vandfuglenes antal (Meltøfte & Clausen 2011, Balsby m.fl. 2017). Formålet med disse beregnings-eksempler er at vise, hvordan indekset varierer mellem år, hvor vi ved, at der var en rigelig og udbredt bundvegetation og mange herbivore fugle til stede i områderne, og år hvor vi ved, at bundvegetationen var decimeret og færre fugle sås i områderne.

Beregningen af et indeks foretages på samme måde som i eksempler udviklet for ynglefuglene, her foretaget med en vægtning så arealet og bunddækket af planter hver tæller 35 % og matchet mellem reservatet og udbredelsen af bundplanter 30 % jf. Tabel 5.2.1.

Beregning af indeks foretages med decimalbrøker, dvs. at såvel vægtning som scorer regnes fra 0 til 1. Hvis et områdes bundvegetationsareal (vægt 0,35) fx kategoriseres i B gives det scoren 0,75. Hvis det har et bunddække (vægt 0,35) på 10-20 % (Kategori 4) gives det scoren 0,25. Hvis reservatmatchet (vægt 0,30) er højt, fx hvis al bundvegetationen findes indenfor reservater (Kategori 1) gives det scoren 0,75. Den beregnede naturtilstand bliver herefter $0,35 \times 0,75 + 0,35 \times 0,25 + 0,30 \times 0,75 = 0,575$.

Beregningsprincipperne er i øvrigt grundigt bekræftet af og taget fra Fredshavn m.fl. (2015).

Det beregnede resultat benyttes efterfølgende til en tilstandsklassificering for levestedets naturtilstand efter samme tilstandsklasser som Fredshavn m.fl. (2014) benyttede (Tabel 5.2.2). Dvs. det nævnte eksempel med en score på 0,575 gives naturtilstanden Moderat tilstand.

Tabel 5.2.1. Kategorisering og vægtning af scorer til brug for et naturtilstandssystem for det akvatiske herbivorsamfund.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	75	75	50	25	0

Tabel 5.2.2. Beskrivelse af tilstandsklasser for levesteders naturtilstand. I levestedsmålsætningerne præsenteret her er der snarere tale om en "natur- og forvaltningstilstand", fordi udlægning af reservater i områder med bundvegetation er et væsentligt element.

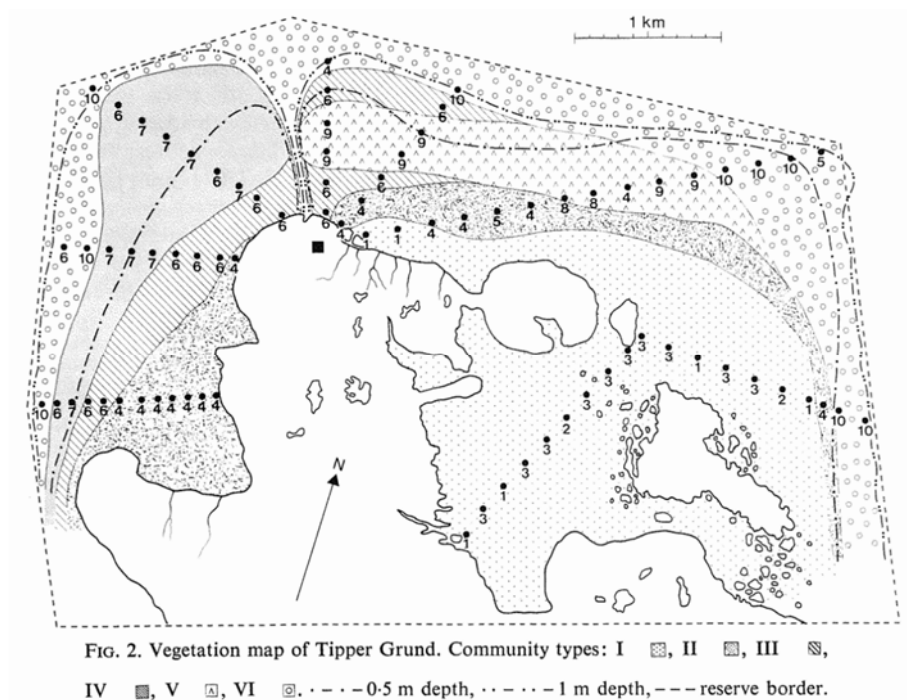
Naturtilstand	Generel definition af tilstandsklasser
1. Høj tilstand (1,0-0,8)	Der er ingen eller kun meget små menneskeskabte ændringer i værdierne for de fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levested i forhold til, hvad der normalt gælder for levesteder under uberørte og/eller optimale forhold. Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for levestedet svarer til, hvad der normalt gælder for artens levesteder under uberørte forhold, og der er ingen eller kun meget små tegn på forandringer.
2. God tilstand (0,8-0,6)	Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levested udviser lave niveauer af forandringer som følge af menneskelig aktivitet, men afviger kun lidt fra, hvad der normalt gælder for disse levesteder under uberørte og/eller optimale forhold.
3. Moderat tilstand (0,6-0,4)	Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levested afviger i moderat grad fra, hvad der normalt gælder for disse levesteder under uberørte og/eller optimale forhold. Værdierne viser middelstore tegn på forandringer som følge af menneskelig aktivitet og er betydeligt mere forstyrrede end under forhold med god tilstand.
4. Ringe tilstand (0,4-0,2)	Levesteder, der viser tegn på større ændringer i værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levesteder, og hvori de relevante biologiske forhold afviger væsentligt fra, hvad der normalt gælder for den pågældende arts levesteder under uberørte og/eller optimale forhold.
5. Dårlig tilstand (0,2-0,0)	Levesteder, der viser tegn på alvorlige ændringer i værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levesteder, og hvori store dele af de relevante biologiske forhold, der normalt karakteriserer den pågældende arts levesteder under uberørte og/eller optimale forhold, ikke forekommer.

5.3 Eksempler på beregning af naturtilstand for akvatiske herbivorer fra flere år på samme lokalitet

5.3.1 Eksempel Tippergrunden

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 7,3 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund på Tippergrunden (Afsnit 4.2). Denne beregning er baseret på fuglenes forekomst i årene 1974-1979, hvor der var en udbredt bundvegetation, som blev kortlagt i 1978 (Kiørboe 1980) (Fig. 5.1).

Figur 5.1. Kortlægning af bundvegetationssamfundet på Tippergrunden, foretaget af Kiørboe (1980), hvor romertallene henviser til seks forskellige samfund. Samfund I havde i dette år biomassetætheder på 3,4 gram per m², og er derfor ikke relevante for herbivore vandfugle. Det er i øvrigt også dette område, der især benyttes af rastende vadefugle (Meltøfte & Clausen 2016). Samfund II-VI havde gennemsnitlige biomassetætheder på 34-130 gram per m² og derfor med stort potentiale som fourageringsområder for herbivore vandfugle. Figuren er reproduceret med tilladelse fra forfatteren og forlaget Wiley.



På Tippergrunden var der i 1995, både bedømt ud fra et luftfoto (Fig. 5.2) og en detaljeret kortlægning af bundvegetationen (Jensen 1996), også en vidt udbredt bundvegetation, der dækkede det meste af de lavvandede dele af grunden, der ikke jævnligt tørlægges, og derfor ikke er egnet for bundvegetation. Det vurderes, at udbredelsen dog ikke var på niveau med den kortlagte i 1978 (Kiørboe 1980), hvorfor udbredelsen klassificeres i kategori 2. Både biomassekortlægningen og en transekt (42) nord for Tipperne viste, at der var høje bunddækker af vandplanter. Da hele Tippergrunden indgår i reservatet, er der et 100 % match mellem reservat og bundvegetationens udbredelse. Der var høje antal af vandfugle, som fouragerede på bundvegetationen i området (Meltøfte & Clausen 2011).



Figur 5.2. Ortofoto 1995 med udbredt bundvegetation på de vestlige dele af Tippergrunden. Området mod nordøst blev ikke fotograferet dette år, men det vides fra en kortlægning med standardiserede metoder, at der var en vidt udbredt bundvegetation i store dele af reservatet dette år (Jensen 1996). Uddrag fra Danmarks Digitale Ortofotos © COWI.

En naturtilstandsberegning når for 1995 frem til en score 0,91, hvorfor området dette år vurderes at være i Høj naturtilstand (Tabel 5.3.1.1).

Tabel 5.3.1.1. Eksempel på beregning af naturtilstand for Tippergrunden i fuglebeskyttelsesområde F43, 1995. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score		0,91	1. Høj tilstand (1,0-0,8)			

I årene efter 1995 forsvandt bundvegetationen over store dele af Ringkøbing Fjord (Meltøfte & Clausen 2011), og ved en fotografering i 1999 var der stort set ingen indikation på en udbredt bundvegetation på grunden (Fig. 5.3). DCE har ikke adgang til en måling langs transekt 42 i dette år, men både året før og i 2001 blev der målt lave bunddækker, hvorfor det antages, at det samme var tilfældet i 1999, da det gennemsnitlige bunddække i fjorden som helhed var lavt i 1999 (Meltøfte & Clausen 2011). Matchet mellem de begrænsede mængder bundvegetation og reservatet er fortsat 100. Der var markant lavere antal af vandfugle, som fouragerede på bundvegetationen i sammenligning med 1995 (Meltøfte & Clausen 2011).



Figur 5.3. Ortofoto 1999 med manglende bundvegetation på det meste af Tippergrunden. Området mod nordøst blev ikke fotograferet dette år, men det vides fra en kortlægning med standardiserede metoder, at der stort set ikke fandtes bundvegetation i reservatet dette år (Jensen 2000). Uddrag fra Danmarks Digitale Ortofotos © COWI.

En naturtilstandsberegning når for 1999 frem til en score 0,30, hvorfor området dette år vurderes at være i Ringe naturtilstand (Tabel 5.3.1.2).

Tabel 5.3.1.2. Eksempel på beregning af naturtilstand for Tippergrunden i fuglebeskyttelsesområde F43, 1999. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,30	4. Ringe tilstand (0,4-0,2)				

Siden 2000 er der i Ringkøbing Fjord set en gradvis fremgang i bunddækket af vandplanter, dog med varierende udvikling fra forskellige grunde i fjorden. Særligt på Tippergrunden er der langs transekt 42 set en markant fremgang fra ganske få % bunddække i 2001 til næsten 50% i 2014 og endda 80% i 2015. Ud fra en flyfotografering i 2014 vurderes det, at udbredelsen nærmer sig den observerede i 1995 (Fig. 5.4). Matchet mellem bundvegetationen og reservatet er fortsat 100. Parallelt med fremgangen i bundvegetationen er der også set en fremgang i antallet af rastende herbivore vandfugle.



Figur 5.4. Ortofoto 2014 atter med udbredt bundvegetation på de vestlige, nordlige og østlige dele af Tippergrunden. Uddrag fra Danmarks Digitale Ortofotos © COWI.

En naturtilstandsberegning når for 2014 frem til en score 0,83, hvorfor området dette år vurderes at være i Høj naturtilstand (Tabel 5.3.1.3).

Tabel 5.3.1.3. Eksempel på beregning af naturtilstand for Tippergrunden i fuglebeskyttelsesområde F43, 2014. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
<i>Bundvegetationsareal</i>	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	20-10 %	10-0 %
<i>Bunddække af planterne</i>	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	20-10 %	10-0 %
<i>Reservatmatch</i>	30	100	75	50	25	0
Beregnet score		0,83	1. Høj tilstand (1,0-0,8)			

5.3.2 Eksempel Nibe-Gjøl Bredninger

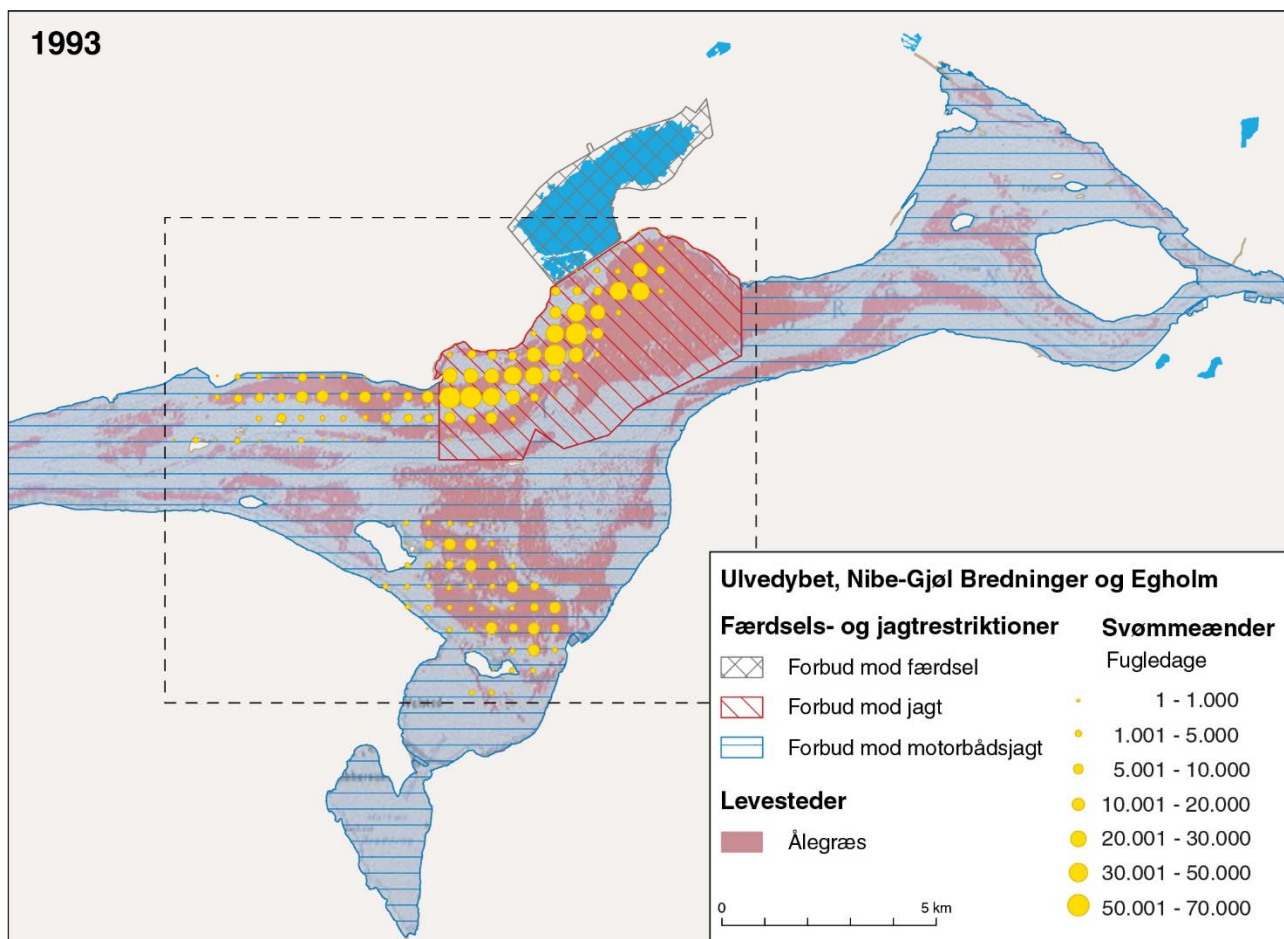
Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 4,5 km² ålegræs i bredningerne (Afsnit 4.7).

I Nibe-Gjøl Bredninger var der ved en kortlægning i 1993 en vidt udbredt bundvegetation, der dækkede mere end 40 km² (Fig. 5.5), hvilket er næsten hele det samlede areal indenfor dybdeintervallet 0-1 m (Balsby m.fl. 2017). Et bunddække på ca. 25 % blev målt langs fem transekter på lavt vand i Nibe Bredning og på 40 % i Gjøl Bredning (Madsen 1998). Der var også et højt match mellem reservatet i Gjøl Bredning og ålegræssets udbredelse, som skønnes til at være på 30 % eller derover. Der var høje antal af vandfugle, som fouragerede på ålegræsset i området (Madsen 1998).

En naturtilstandsberegning for 1993 når frem til en score 0,84, hvorfor området dette år vurderes at være i Høj naturtilstand (Tabel 5.3.2.1).

Tabel 5.3.2.1. Eksempel på beregning af naturtilstand for Nibe-Gjøl Bredninger i fuglebeskyttelsesområde F1, 1993. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
<i>Bundvegetationsareal</i>	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
<i>Bunddække af planterne</i>	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
<i>Reservatmatch</i>	30	100	75	50	25	0
Beregnet score		0,84	1. Høj tilstand (1,0-0,8)			



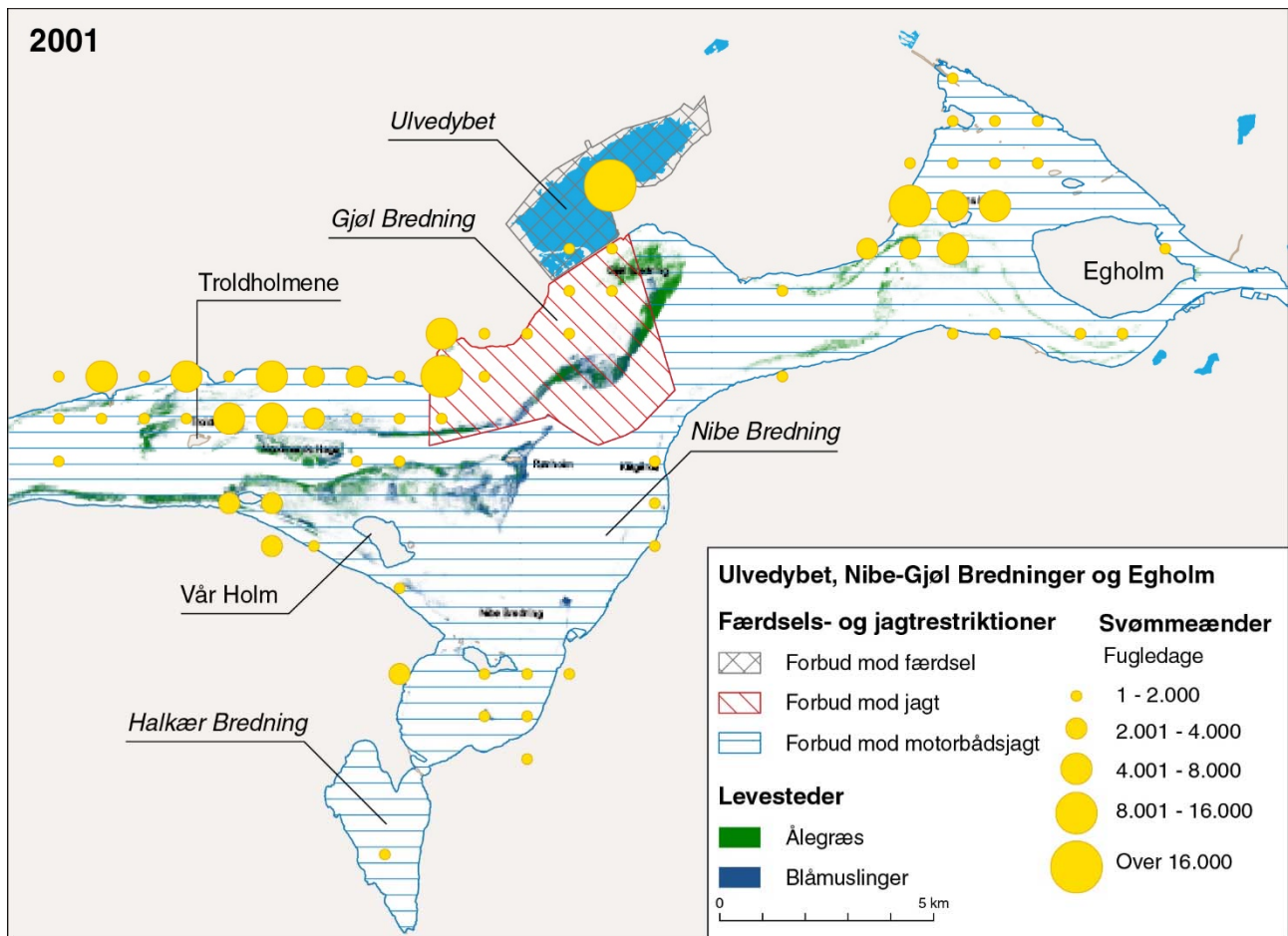
Figur 5.5. Kortlægning af udbredelsen af ålegræs i Nibe- og Gjøl Bredninger 1993, foretaget af amternes Limfjordsovervågning ud fra luftfotos. Der er også vist den relative fordeling af fugledage benyttet af pibeænder (fordelt i kvadrater på 500 m x 500 m) i området samt udstrækningen af reservatat i Gjøl Bredning i 1991 (efter Madsen m.fl. 1992 c).

Ved en kortlægning i 2001 var det samlede ålegræsareal reduceret til 4,1 km², dvs. under det målsatte areal (Fig. 5.6). Bunddækket af planter i dybdeintervallet 0-1 m blev estimeret til mellem 10 og 20 %. Det vurderes ud fra flyfotograferingen at mellem 20 og 30 % af ålegræsset var indenfor reservatat i Gjøl Bredning. Der var markant lavere antal herbivore vandfugle sammenlignet med 1993.

En naturtilstandsberegning for 2001 når frem til en score 0,41, hvorfor området dette år vurderes at være i Moderat naturtilstand (Tabel 5.3.2.2).

Tabel 5.3.2.2. Eksempel på beregning af naturtilstand for Nibe-Gjøl Bredninger i fuglebeskyttelsesområde F1, 2001. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Regionale og lokale vurderinger af naturtilstanden						
Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score			0,41	3. Moderat tilstand (0,6-0,4)		



Figur 5.6. Kortlægning af udbredelsen af ålegræs i Nibe- og Gjøl Bredninger 2001, foretaget af for amternes Limfjordsovervågning ud fra luftfotos (Jacobsen & Christensen 2002). Der er også vist den relative fordeling af fugledage benyttet af svømmeænder (fordelt i kvadrater på 1 km²) i området samt udstrækningen af reservatat i Gjøl Bredning i 2008-2010 (efter Clausen m.fl. 2014).

Fra 2010 og frem er der registreret en markant fremgang i bunddækket af ålegræsset i Nibe-Gjøl Bredninger, der i 2014 blev estimeret til næsten 80 % i dybdeintervallet 0-1 m (Balsby m.fl. 2017). Bedømt ud fra luftfotos er ålegræsset også kommet tilbage over store arealer (Fig. 5.7), om end ikke helt på 1993-niveau. Men der er betydeligt mere end 4,5 km². Fuglenes antal har også været stigende, men er endnu ikke på niveau med målsætningsperioden 1992-1997 (Balsby m.fl. 2017).



Figur 5.7. Ortofoto 2014 atter med udbredt ålegræs over store dele af de fladvandede dele af Nibe- og Gjøl Bredninger.

En naturtilstandsberegning for 2014 når frem til en score 0,75, hvorfor området dette år vurderes at være i God naturtilstand (Tabel 5.3.2.3).

Tabel 5.3.2.3. Eksempel på beregning af naturtilstand for Nibe-Gjøl Bredninger i fuglebeskyttelsesområde F1, 2014. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score		0,75	2. God tilstand (0,8-0,6)			

5.4 Aktualiseret foreløbig beregning af naturtilstand for akvatiske herbivorer i de behandlede fuglebeskyttelsesområder

5.4.1 Vadehavet

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 20,7 km² ålegræs på mudderfladerne (Afsnit 4.1).

Fotobaserede kortlægninger af udbredelsen af ålegræs i Vadehavet i årene 2008-2015 viser en udbredelse på mellem 6,7 og 11,4 km², svarende til 32-55 % af det foreslåede målsatte areal. Det bevirker, at arealet skal scores i kategorien D. Bunddækket på mudderfladerne overvåges langs et varierende antal transekter fra år til år, men det er ikke hidtil afrapporteret separat i NOVANA-programmets havrapporter, hvorfor udviklingen i denne parameter ikke er umiddelbart tilgængelig. Ved luftfotoanalyserne skal der være mindst 20 % bunddække, før ålegræsset detekteres (M.S. Frederiksen, MST, pers. medd.). Derfor klassificeres ålegræssets bunddække foreløbigt som værende i intervallet 20-30 %. Da der er forbud mod jagt på alle mudderflader i Vadehavet (jf. Fig. 4.1.1a-c), scores reservatmatchet i kategori 1.

En naturtilstandsberegning for 2008-2015 når frem til en score 0,56, hvorfor området i denne periode foreløbigt vurderes at være i Moderat naturtilstand (Tabel 5.4.1.1). Denne bedømmelse kan synes at være i modstrid med den observerede fremgang i fuglenes antal i området, men denne kan skyldes en kombination af øgede forekomster af bundvegetation i den sydlige del af Vadehavet, som synes at være sket over den lange årrække fra 1980 (K. Laursen pers. medd.) i kombination med en stærkt øget beskyttelse i form af en markant udvidelse af reservatet i samme periode (Laursen & Frikke 2013). Der er evidens for, at bundvegetation til gengæld er forsvundet i større dele af området øst for Fanø, hvor der førhen var større forekomster end nu, samt større antal af lys- og mørkbugede knortegæs samt pibeænder (Clausen & Fischer 1994).

Tabel 5.4.1.1. Eksempel på beregning af naturtilstand for Vadehavet i fuglebeskyttelsesområde F57, 1993. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,56	3. Moderat tilstand (0,6-0,4)				

5.4.2 Ringkøbing Fjord

Tippergrunden i Ringkøbing Fjord er behandlet som eksempel i Afsnit 5.3.1, hvorfor der for dette område henvises til den aktuelle naturtilstandsberegning for 2014 i Tabel 5.3.1.3.

For de øvrige to større grunde, Havrvig Grund og Stavning Grund (med Klægbanken), foreligger der ikke historiske kortlægninger af bundvegetationens udbredelse fra en periode siden 1970, hvor der var udbredt bundvegetation. COWI (2003)-kortlægningen var fra en periode med meget ringe vegetationsudbredelse i det meste af fjorden. Det bevirker, at det ikke er muligt ud fra ortofotos at vurdere bundvegetationens udbredelse.

Derudover er der manglende sammenfald mellem NOVANA-programmets bundvegetationstransekter og de områder, der både historisk og i de senere år har haft de større antal af vandfugle ved Stavning Grund (jf. svømmeændernes udbredelse, se Fig. 4.2.1 tidligere i rapporten), hvorfor bunddækket i de vigtigste områder heller ikke kan kategoriseres.

En naturtilstandsberegning kan derfor ikke foretages på nuværende tidspunkt.

Fugletællingerne i fjorden som helhed tyder dog på, at der i lighed med Tippergrunden aktuelt må være en God til Høj naturtilstand omkring Klægbanken på Stavning Grund, hvorimod fuglenes antal og fordeling på Havrvig Grund (jf. Clausen m.fl. 2014 og detaljerede baggrundsdata til de årlige NOVANA-rapporter, fx Holm m.fl. 2015, 2016) stadig indikerer en Moderat eller Ringe naturtilstand på denne grund, i stil med den der var fremherskende på Tippergrunden for 10-15 år siden.

5.4.3 Vest Stadil og Stadil Fjorde

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 2 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i fjordene (Afsnit 4.3).

De detaljerede kortlægninger af bundplanter i de største dele af fjordene (Sønder Dyb og Stadil Fjord) i henholdsvis 1999 og 2005 tyder på, at der på disse tidspunkter har været bundvegetationsarealer på mindst 2 km², og at fjordene havde et relativt højt bunddække af planter (henholdsvis 31 og 48 %) (Søndergaard m.fl. 2001, Grøn 2006a, se detaljer i Afsnit 4.3). Da hele Sønderdyb er jagtfredet, mens Stadil Fjord er uden jagtrestriktioner (se Fig. 4.3.1 tidligere i rapporten), scores reservatmatchet som kategori 3, da Sønderdyb kun udgør godt 20 % af de to store fjorde.

En naturtilstandsberegning for 1999-2005 når frem til en score på 0,68, hvorfor området i denne periode vurderes at have været i God naturtilstand (Tabel 5.4.3.1). De nutidige bundvegetationsforhold kan ikke vurderes ud fra ortofotos (se Afsnit 4.3). Fugletællingerne fra de senere år indikerer noget lavere antal af fugle, men det er især blishøne, der er gået tilbage i antal. Det kan ikke udelukkes, at blishønes tilbagegang lokalt blot afspejler en generel tilbagegang, som er set i den overvintrende bestand i Danmark de seneste år (jf. Holm m.fl. 2016). For de øvrige arter er tilbagegangen noget mindre, og det kan ikke udelukkes, at 'tilbagegangen' blot afspejler, at der er overvåget mere ekstensivt i NOVANA-programmet, end der blev i forbindelse med opfølgningen på naturgenopretningen og reservatovervågningen forud for og parallelt med NOVANA i 2008-2010 (Madsen m.fl. 2003, Clausen m.fl. 2014), da disse programmets mere hyppige tællinger vil have øget chancen for at ramme topforekomsterne (jf. Clausen & Holm 2011).

Tabel 5.4.3.1. Eksempel på foreløbig beregning af naturtilstand for Vest Stadil og Stadil Fjorde i fuglebeskyttelsesområde F41, 1999-2005. Celler med lysegrøn baggrund angiver årenes vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,68		2. God tilstand (0,8-0,6)			

5.4.4 Nisum Fjord

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er enten 2,4 km² ålegræs eller 7,9 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i fjorden (Afsnit 4.4). Aktuelt findes der kun ålegræs i dybet umiddelbart nord for Thorsminde, men bevoksningen er ustabil, så den går tilbage i år med lav saltholdighed, og kommer tilbage i år med højere saltholdighed (Martha Laursen, MST, pers. medd.). Aktuelt synes det derfor bedst at målsætte for det lavvandede havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i fjorden.

Ringkøbing Amt gennemførte kortlægninger af vegetationens udbredelse i Nisum Fjord i fem af årene fra 1990 til 1995, og bundvegetationen i fjorden er fulgt årligt langs syv transekter fra 2001 til 2015. Ved kortlægningerne i 1990'erne var arealet af bundplanter generelt ikke over 2-3 km², og ved transektundersøgelserne i 2001-2015 blev der målt gennemsnitlige bunddækker på mellem 3,7 og 9,6 % (NOVANA data, Martha Laursen, MST, pers. medd.). Transekterne, der havde de højeste bunddækker i 2015, lå dog i de dele af fjorden, som er reservat, hvorfor der er et højt match med beskyttelsesparameteren.

En naturtilstandsberegning for 2015 baseret på resultaterne fra transektdata og en formodning om, at der ikke findes et bundvegetationsareal, som overstiger 2,6 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i fjorden, resulterer i en score 0,23, hvorfor området foreløbigt vurderes at være i Ringe naturtilstand for de herbivore arter (Tabel 5.4.4.1). Et areal på mellem 2,6 og 5,3 km² bundvegetation (krav for at ændre bundvegetations scoren fra kategori E til D) ville bevirke en score på 0,31 – og altså også Ringe naturtilstand. Men der er ingen indikation på, at så store arealer aktuelt findes i fjorden, hverken på ortofotos i Arealinformation fra de senere år eller fra transektundersøgelserne. Den Ringe naturtilstand underbygges af, at der fortsat er lave antal af alle de herbivore arter sammenlignet med 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne (se Fig. 4.4.2 tidligere i rapporten), hvilket tyder på, at det er lokale forhold, der presser arterne, da de fleste herbivore arter i Danmark har stabile-stigende bestande (Holm m.fl. 2016).

Tabel 5.4.4.1. Eksempel på foreløbig beregning af naturtilstand for Nisum Fjord i fuglebeskyttelsesområde F38, 2015. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,23		4. Ringe tilstand (0,4-0,2)			

5.4.5 Agger Tange

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 3,0 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i kystlagunen på tangen (jf. Af-snit 4.5).

Ved den seneste detaljerede kortlægning af bundvegetationen i lagunen, som DCE har kendskab til, var der i 1999 en udbredt bundvegetation i hele lagunen, der er 3,3 km² og overalt lavvandet, samt et bunddække på 38 % i september (Holm 2002, Holm & Clausen 2008). Hele lagunen er jagtfredet (Clausen m.fl. 2014, se også Fig. 4.5.1 tidligere i rapporten).

En naturtilstandsberegning for 1999 når frem til en score 0,91, hvorfor området dette år vurderes at have været i Høj naturtilstand (Tabel 5.4.5.1).

Fugletallene fra området indikerer lidt lavere antal for de herbivore arter de senere år, men det er især blishøne, der er reduceret i antal, hvorimod de øvrige arters antal er relativt stabile (se Fig. 4.5.2 tidligere i rapporten). Det kan ikke udelukkes, at blishønes tilbagegang lokalt blot afspejler en generel tilbagegang, som er set i den overvintrende bestand i Danmark de seneste år (jf. Holm m.fl. 2016). Det er svært at vurdere udbredelsen af planter ud fra de seneste ortofotos fra 2010, 2012 og 2014 på Danmarks Miljøportal, men der er en del mørke partier, som indikerer forekomst af planter. Men fugletallene indikerer, at der stadig er en Høj naturtilstand for herbivore vandfugle i området.

Tabel 5.4.5.1. Eksempel på foreløbig beregning af naturtilstand for Agger Tange i fuglebeskyttelsesområde F23, 1999. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,91		1. Høj tilstand (1,0-0,8)			

5.4.6 Østlige Vejler

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 1,6 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i søerne i De Østlige Vejler (jf. Afsnit 4.6).

Ud fra den seneste detaljerede samtidige kortlægning af bundvegetationen i søerne, som DCE har kendskab til, var der i 1999-2000 udbredt bundvegetation over et areal på omkring 4,11 km² i søerne, der for de flestes vedkommende er lavvandede og med et højt bunddække af planter (Jeppesen m.fl. 2002, se detaljer i Afsnit 4.6). Hele områdets relevante naturtyper for arterne, der er i fokus her, er jagtfredet (se Fig. 4.6.1 tidligere i rapporten).

En naturtilstandsberegning for 1999-2000 når frem til en score 0,83, hvorfor området dette år vurderes at have været i Høj naturtilstand (Tabel 5.4.6.1).

Fugletallene fra området indikerer lavere antal for de herbivore arter (især svaner og blishøns) i søerne i de senere år, men det er især blishøne og pibesvane der er reduceret i antal (se Fig. 4.6.4 tidligere i rapporten). Det kan ikke udelukkes, at blishønes tilbagegang lokalt blot afspejler en generel tilbagegang, som er set i den overvintrende bestand i Danmark de seneste år, og at pibesvanens tilbagegang skyldes en generel tilbagegang i den samlede trækvejsbestand, såvel som en omfordeling i artens udbredelse og forandret habitatvalg i Danmark (jf. Holm m.fl. 2016). Det er svært at vurdere udbredelsen af planter ud fra de seneste ortofotos fra 2010, 2012 og 2014 på Danmarks Miljøportal. Dette i kombination med de faldende fugletal gør det svært at vurdere den aktuelle naturtilstand for de herbivore vandfugle, som er tilknyttet søerne i området.

Tabel 5.4.6.1. Eksempel på foreløbig beregning af naturtilstand for Østlige Vejler i fuglebeskyttelsesområde F13, 1999-2000.

Celler med lysegrøn baggrund angiver årenes vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	20-10 %	10-0 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	20-10 %	10-0 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,83	1. Høj tilstand (1,0-0,8)				

5.4.7 Ulvedybet og Nibe Bredning

Dette område er behandlet som eksempel i Afsnit 5.3.2, hvorfor der henvises til den aktuelle naturtilstandsberegning for 2014 i Tabel 5.3.2.3.

5.4.8 Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 19,7 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund, der især skal findes i de lavvandede områder ved Ulvshale-Nyord samt i Præstø Fjord (jf. Afsnit 4.8).

Der blev foretaget en detaljeret kortlægning af bundvegetation omkring Ulvshale-Nyord i 1988, hvor der var ca. 24 km² med bundvegetation på lavt vand. Dertil kommer 8 km² i Præstø Fjord kortlagt i 1995 og et ukendt areal i Bøgestrømmen (jf. afsnit 4.8). Ved Ulvshale-Nyord var der også over en årrække fra 1987 til 2000 stabile og relativt høje biomasser (= høje bunddækker) af vandplanter i havgræs-vandaks-kransnålalgesamfundet (Madsen 1998), og i Præstø Fjord ligeledes høje bunddække i dele af fjorden (Aagaard & Bruun 1999).

En naturtilstandsberegning for 1995 når frem til en score på 0,75, hvorfor området i denne periode vurderes at have været i God naturtilstand (Tabel 5.4.8.1). Denne beregning er foretaget under antagelse af, at arealet af bundplanter ved Ulvshale-Nyord var konstant, hvilket indikeres af de stabile biomasseforhold langs de undersøgte transekter.

Fugletallene fra området indikerer faldende antal for de herbivore arter de senere år, hvor det især er pibeand, der er reduceret i antal, hvorimod de øvrige arters antal har været relativt stabile (se Fig. 4.8.2 tidligere i rapporten). Set i forhold til resten af landet er det en overraskende udvikling, da pibeand i landet som helhed har været i fremgang (jf. Holm m.fl. 2016). En sammenligning af ortofotos fra 1995 og de senere år fra 2010, 2012 og 2014 på Danmarks Miljøportal indikerer, at der kan være tale om en tilbagegang i arealet af bundvegetation, både nord og syd for Ulvshale-Nyord, men der findes ikke NOVANA transekter i dette område, der kan underbygge dette. Derfor er det vanskeligt at opdatere vurderingen af naturtilstanden, før en fornyet kortlægning af vegetationen og dennes bunddække foreligger.

Tabel 5.4.8.1. Eksempel på foreløbig beregning af naturtilstand for Ulvshale-Nyord og Præstø Fjord i fuglebeskyttelsesområde F89, 1995. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,75		2. God tilstand (0,8-0,6)			

5.4.9 Saltholm

Det beregnede areal af bundplanter, der er foreslået som målsætning, er 6,4 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund i det lavvandede område rundt om øen (jf. Afsnit 4.9).

Der blev foretaget en luftfotobaseret kortlægning af bundvegetation omkring Saltholm i 1993, som estimerede en udbredelse på ca. 3,7 km² havgræs-vandaks-kransnålalgesamfund (typisk fra 30 cm til 1 meters dybde) og 15,24 km² ålegræs (typisk i intervallet 1-2 m). Bunddækket af vandplanter blev kortlagt årligt 1993-1999 langs et større antal transekter og var i alle årene på nær efter isvinteren 1995/96 generelt højt – typisk i intervallet 30-50 % i det lavvandede samfund og 20-80 % i ålegræssamfundet, og med en tendens til stigende værdier for begge samfund frem mod 1999 (Kahlert m.fl. 2000). Bedømt ud fra

resultaterne fra transekterne i samme rapport var arealet med bundplanter i 1999 ikke mindre, snarere større end i 1993. Der er udlagt et reservat med henholdsvis færdsels- og jagtforbud som tilsammen omfatter i størrelsesordenen 40 % af det lavvandede areal ved øen (se Fig. 4.9.1 tidligere i rapporten).

En naturtilstandsberegning for 1999 når frem til en score 0,66, hvorfor området dette år vurderes at have været i God naturtilstand (Tabel 5.4.9.1). Ved denne beregning er bundvegetationsarealet scoret i kategorien C, selvom 3,7 km² med havgræs-vandaks-kransnålalgedække kun udgør 57 % af de målsatte 6,4 km² (og derfor skulle scores i kategorien D). Det skyldes, at knopsvarnerne i store dele af året også fouragerer på ålegræsset, der er meget langbladet og let tilgængeligt for svanerne under favorable vandstandsforhold (Clausen m.fl. 1996). Derfor vurderes det, at det meget store areal af dette samfund i området kunne begrunde en bundvegetationsarealscore på C.

Fugletallene fra området indikerer marginalt lavere antal for de herbivore arter de senere år (se Fig. 4.9.2 tidligere i rapporten). Det kan ikke udelukkes, at dette især skyldes, at der er overvåget mere ekstensivt i NOVANA-programmet, end der blev i forbindelse med Øresundsovervågningen (Fox m.fl. 2000) og reservatovervågningen forud for og parallelt med NOVANA (Clausen m.fl. 2014), da disse programmers hyppigere tællinger vil have øget chancen for at ramme topforekomsterne (jf. Clausen & Holm 2011).

Udbredelsen af planter vurderes ud fra de større mørke partier på de seneste ortofotos fra 2014 på Danmarks Miljøportal ikke at være væsentlig forskellig fra den kortlagte i 1993. Fugletallene og luftfotos indikerer således, at der stadig er en God naturtilstand for herbivore vandfugle i området.

Tabel 5.4.9.1. Eksempel på foreløbig beregning af naturtilstand for Saltholm i fuglebeskyttelsesområde F110, 1999. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Bundvegetation og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Bundvegetationsareal	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Bunddække af planterne	35	100	75	50	25	0
		65-100 %	30-65 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score	0,66	2. God tilstand (0,8-0,6)				

5.4.10 Saltbæk Vig

Det beskrevne datagrundlag for dette fuglebeskyttelsesområde, herunder kendskabet til udbredelse og biomasser af bundplanter i vigen (jf. Afsnit 4.10), er for begrænset til at en konkret beregning af miljøtilstanden for de akvatiske herbivorer kan foretages.

5.5 Muligheder og begrænsninger for brug af metoden

Måltal og målsat areal for akvatiske herbivore vandfugle kan beregnes ud fra eksisterende optællinger af vandfugle fra NOVANA-programmets landsdækkende optællinger af svaner, knortegæs, svømmeænder og blishøns i

kombination med de energetiske modeller, som Clausen & Holm (2011) udviklede, og som er videreudviklet til at være habitatspecifikke. Videreudviklingen består i, at der tages højde for forskelle i bundplanternes biomasse og årsproduktion, da et ålegræsbed på lavt vand i Limfjorden er meget mere produktivt end en dværg-ålegræsbed på en mudderflade i Vadehavet eller et samfund domineret af havgræs og børsteblandet vandaks i Ringkøbing Fjord, ved Ulvshale-Nyord eller Saltholm. Samtidigt er der foretaget opdatering af flere parametre og ændringer i enkelte algoritmer.

Naturtilstandsmetoden fordrer efterfølgende, at man har kortlagt arealudbredelsen af bundvegetation, hvorefter man potentielt kan vurdere ud fra ortofotos, om nutidige udbredelser synes at svare til denne, eller der synes at være mere eller mindre bundvegetation til stede.

Ovenfor er der foretaget en foreløbig evaluering af naturtilstanden for 11 af de 12 behandlede fuglebeskyttelsesområder, da det ikke er muligt at foretage en beregning for Saltbæk Vig pga. manglende kortlægningsdata. For Ringkøbing Fjord gælder beregningen dog kun for Tippergrunden, da der mangler data fra de andre grunde i fjorden til at kunne foretage en sådan beregning. Beregningen vedrører 53 udpegningsgrundlag for fuglearter tilknyttet bundvegetation.

Som nævnt tidligere i rapporten, er der 112 udpegningsgrundlag for fuglearter, der normalt er tilknyttet bundvegetation. Disse er fordelt på 47 fuglebeskyttelsesområder. I Tabel 5.5.1 gives et overblik over både de behandlede og ikke behandlede områder. Heraf fremgår, at bundvegetation ikke er relevant i fire af udpegningerne og fire fuglebeskyttelsesområder. De reelt ikke-behandlede antal er derfor 55 udpegningsgrundlag og 31 fuglebeskyttelsesområder.

Der findes historiske kortlægninger fra en stor andel af de fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for fuglearter tilknyttet bundvegetation. Josefson m.fl. (2009) giver en oversigt mest med fokus på kortlægninger af ålegræs. I Tabel 5.5.1 er relevante informationer fra denne oversigt opdateret med forfatterens viden om andre kortlægninger foretaget bl.a. i forbindelse med DCE's reservat- og søprojekter. Det fremgår af denne oversigt, at det er et begrænset antal områder, hvor man skal begynde med overhovedet at finde ud af, hvilken bundvegetation, der findes hvor. Der foreligger kortlægninger fra de fleste jyske og flere fynske lokaliteter samt nogle områder ved Øresund og i Roskilde Fjord. Det er især i de tidligere Vestsjællands og Storstrøms Amter, der synes at mangle kortlægninger.

Ved en prioritering af en overvågningsindsats med henblik på at beregne en opdateret naturtilstand for de behandlede fjordlokaliteter i denne rapport synes det mest relevant at foretage:

- nye kortlægninger på Havrvig og Stavning Grunde i Ringkøbing Fjord, for at opdatere beregningen af naturtilstand til alle betydende grunde i fjorden
- nye kortlægninger ved Ulvshale-Nyord for at afklare om der er vigende arealer eller faldende bunddække, der bevirker et fald i naturtilstanden, som kan forklare de faldende antal pibeænder.

Tabel 5.5.1. Oversigt over fuglebeskyttelsesområder med arter som normalt er tilknyttet bundvegetation i udpegningsgrundlagene. Med grøn baggrund er fremhævet de områder, hvor der er foretaget potentiel levestedskortlægning, foreslået målsætninger og beregnet en foreløbig naturtilstand i denne rapport. Med rosa baggrund er anført områder, hvor bundvegetation ikke er relevant, fordi arterne i udpegningsgrundlagene i det konkrete område benytter andre habitater, som er nævnt. For områder med hvid baggrund er det oplyst, i hvilket omfang forfatterne har kunnet lokalisere arealkortlægninger af bundvegetationen, herunder hvem der har foretaget den. * FFBA betyder flyfoto og billedanalyse. FR701 henviser til Josefson m.fl. (2009). Med Limfjordsovervågningen menes det overvågningssamarbejde, der var mellem de tidligere Nordjyllands, Viborg og Ringkøbing amter. DCE har kortlagt vegetationen i mange reservater, bl.a. af hensyn til diskussioner i brugergrupperne, men kun publiceret eksempler herfra.

EFnr	Kortstedsnavn	\ Art	Knopsvane	Pibesvane	Lysbuget kortegås	Mørkbuget kortegås	Pibeand	Knarand	Krikand	Spidsand	Skeand	Taffeland	Blishøne	I alt	Eksisterende kortlægning af bundvegetation
1	Nibe-Ulvedybet		1	1	1		1		1				1	6	Ja, Limfjords- og DCE reservatovervågning. Omtalt i denne rapport
2	Østvendssyssel			1	1									2	Ja - DCE reservatovervågning og kortegåsprojekt
8	Aggersborg			1										1	Ja - Limfjordsovervågningen
10	Læsø				1									1	?
12	Løgstør Bredning				1									1	Ja - Limfjordsovervågningen
13	Østlige Vejler			1			1		1					3	Ja - DCE søprojekt. Omtalt i denne rapport
15	Mariager-Randers		1	1	1									3	Ja - DCE reservatovervågning
19	Lønnerup Fjord			1										1	? NOVANA søovervågning
20	Vestlige Vejler			1										1	Ja - DCE søprojekt
23	Agger			1	1		1		1	1				5	Ja - DCE reservatovervågning. Omtalt i denne rapport
24	Hjarbæk Fjord											1	1	2	Ja - men næppe relevante, da de er fra før "ferskvandsperioden"
25	Mågerødde				1									1	Ja - DCE reservatovervågning og Limfjordsovervågningen
27	Agør-området				1									1	Ja - DCE reservatovervågning og Limfjordsovervågningen
38	Nissum Fjord		1	1	1		1		1	1				6	Ja - MST, omtalt i denne rapport
39	Harboøre				1									1	Ja - DCE reservatovervågningen og Limfjordsovervågningen
40	Venø				1									1	Ikke relevant - kortegæssene græsser på strandene
41	Vest Stadil - Stadil			1					1	1	1			4	Ja, Ringkøbing Amt, DCE søovervågning. Omtalt i denne rapport
43	Ringkøbing Fjord		1			1	1		1	1	1		1	8	Delvist - MST DCE omtalt i denne rapport
52	Mandø					1								1	Ikke relevant - kortegæssene græsser på strandene samt enge i kogen
53	Fanø				1									1	Ikke relevant - kortegæssene græsser på strandene
55	Langli-Skallingen					1	1							2	Ikke relevant - kortegæssene og pibeændene græsser på strandene
56	Filsø			1										1	Naturgenoprettet og under forandring - Københavns Universitet foretager evt. kortlægninger
57	Vadehavet				1	1	1		1	1	1			6	Ja - MST og DCE. Omtalt i denne rapport. FFBA*
60	Tøndermarsken			1			1			1	1			4	? NOVANA søovervågning - kun relevant for Rudbøl Sø
65	Rømø					1								1	Ikke relevant - kortegæssene græsser på strandene
71	Sydfynske Øhav		1			1							1	3	Ja - Fyns Amt
74	Brændegård Sø + Nørresø										1			1	? NOVANA søovervågning
75	Odense Fjord		1										1	2	Ja - Fyns Amt, DCE reservatovervågning
76	Nordfyn				1									1	?
78	Arreskov Sø										1			1	? NOVANA søovervågning
81	Karrebæksmunde-Dybøl-Avnø		1							1	1			4	Ja - FFBA* Storstrøms Amt iflg. FR701
83	Hyllekrog-Rødsand		1			1								3	Ja, i forbindelse med Fehmarn forbindelsesundersøgelserne (FEBI)
84	Grønsund - Fanefjord		1											2	?
85	Nordlolland (Smålandsfarvandet)		1											2	?
86	Guldborgsund		1									1		2	?
87	Maribosøerne							1			1	1	1	4	Ja NOVANA søovervågning, DCE søprojekt
88	Nakskov Fjord		1											1	?
89	Ulvshale-Nyord-Præstø		1	1			1			1	1			6	Ja - DCE reservatovervågning, Storstrøms Amt. Omtalt i denne rapport
95	Skælskør Nor og Fjord													1	?
96	Basnæs-Holsteinborg Nor		1								1			2	?
97	Hovvig										1			1	? NOVANA søovervågning
99	Saltbæk Vig								1					1	?
100	Tissø			1										1	? NOVANA søovervågning
105	Roskilde Fjord		1								1		1	3	Modelleret udbredelse fra RUC, FFBA* Roskilde Amt iflg. FR701
110	Saltholm		1				1				1			3	Ja, DCE Øresundsovervågning. Omtalt i denne rapport
111	Vestamager - Aflandshage		1											1	FFBA* iflg. FR701
112	Nord-Djursland				1									1	Ja - for relevante ret lille område på Norddjursland, DCE kortegåsprojekt
Antal udpegninger i alt														112	

For fjordområder, der ikke er behandlet i denne rapport, anbefales det at foretage en prioritering, hvor lokaliteter med manglende kortlægning og/eller vigende antal vandfugle kortlægges før områder med eksisterende kortlægninger i kombination med større og stabile/stigende antal vandfugle.

Det skyldes, at sidstnævnte karakteristik i lighed med områder som Agger Tange, Tippergrunden og Nibe-Gjøl Bredninger (i 2014) foreløbigt kan vurderes at have en God-Høj naturtilstand ud fra fugleforekomsterne.

Ved en prioritering af en overvågningsindsats med henblik på at beregne en naturtilstand for de fjordlokaliteter, der ikke er behandlet i denne rapport, synes det mest relevant at foretage:

- nye kortlægninger i Nakskov Fjord, Fanefjord-Grønsund, Guldborgsund samt Skælskør Nor og Fjord

Dette begrundes med, at det er lokaliteter, hvor antallene af rastende svømmeænder ligger under de antal, man kunne forvente, givet at der både findes reservater og relativt store lavvandede arealer (Clausen m.fl. 2014). Jf. samme kilde findes der større antal af blishøne og / eller knopsvane i områderne, men de kan begge i mangel af bundplanter fouragere på alger (søsalat) eller smådyr, der findes blandt algerne (Christensen m.fl. 1994).

De fleste andre fjordlokaliteter på Øerne med manglende kortlægninger er, bedømt ud fra data fra 1994 til 2010, karakteriseret ved stabile-stigende antal af herbivore vandfugle (Clausen m.fl. 2014), hvilket indikerer en god naturs-tilstand.

For de jyske og fynske områder anbefales det først at undersøge mulighederne for at foretage en foreløbig beregning af naturtilstand baseret på eksisterende data. Det vurderes at være muligt for et flertal af lokaliteterne, i lighed med ni af de ti, der er behandlet i denne rapport.

Ved prioriteringen af overvågningsrækkefølgen i fjordområderne bør der også skeles til i hvilket omfang, der findes transekter, hvor bundvegetationen monitoreres i den marine del af NOVANA-programmet, og som er beliggende indenfor vandfuglenes lavvandede fourageringsområder.

I nogle fuglebeskyttelsesområder er der sammenfald mellem transekternes placering og fuglenes fourageringsområder, fx på flere lokaliteter i Limfjorden. I andre er der et mindre sammenfald, fx Mariager Fjord. Det skyldes, at der i det marine program er fokus på dybdegrænser, hvorfor man typisk lægger transekterne, hvor der er en tydelig dybdegradient, fx i den indre og dybe del af Mariager Fjord, men ikke i den ydre fladvandede del.

Behovet for data til en levestedsvurdering for de akvatiske herbivorer er netop ikke en dybdegradient langs et transekt, der kan være kort, hvis der er en stor dybdeforskel, men en kortlægning over større lavvandede flader. Dvs. at der de fleste steder givetvis skal foretages en kortlægning af bundplanternes bunddække langs strategisk placerede transekter på lavt vand med henblik på at kunne vurdere denne parameter i naturtilstandsberegningen. Med strategisk placerede menes, at transekterne placeres, hvor kortlægninger af de relevante udpegede fuglearter viser, at de typisk er forekommet.

For søerne skal det, før en prioritering kan foretages, afklares i hvilket omfang deres bundvegetation kortlægges i NOVANA-programmets søovervågning.

For næsten alle fuglebeskyttelsesområder, hvor der findes reservater, er fuglenes fordelinger i relation til disse kortlagt af Clausen m.fl. (2014), hvorfor denne parameter til naturtilstandsberegningen er umiddelbart tilgængelig.

6 Forslag til indikatorer til vurdering og beregning af naturtilstand for herbivore fugles levesteder på enge og i moser

Enge udgør betydende alternative dagfourageringsarealer for tre af de arter, der indgår i gennemgangen af arter tilknyttet bundvegetation, nemlig krikand, pibeand og knortegås, men også for en række (oftest) natfouragerende andre svømmeænder.

Hvis bundvegetationen forsvinder, ser man en tilbagegang i antallet af rastende pibeænder og knortegæs (Clausen & Percival 1998, Clausen & Holm 2011, Meltofte & Clausen 2011), men en del af fuglene vil oftest blive tilbage i områderne og skifte til fouragering på strandenge (begge arter) eller ferske enge (kun pibeand) (Clausen m.fl. 2014, Balsby m.fl. 2017).

Krikand er ikke på samme måde sårbar overfor nedgange i forekomst af bundvegetation. Det skyldes givetvis- at kun en mindre del af deres føde udgøres af bundplanter frø, da de ofte har svært ved at nå planterne, hvorfor de i større grad end de to andre arter skifter til fouragering på enge eller i sumpe, hvor både saltvandspåvirkede og ferske områder benyttes. Derfor er krikands antal oftere reguleret af andre faktorer, herunder deres ynglesucces (jf. Meltofte & Clausen 2011) samt fugtighedsforhold på engene og i sumpene. Gråand benytter også disse habitater i betydeligt omfang og spidsand i et vist omfang til fouragering om natten.

For de andre øvrige arter, der behandles i Kapitel 3 og er listet i Tabel 2.1, ses en generel tilbagegang i antal, hvis bundplanterne forsvinder. De er med andre ord mindre tilbøjelige til at skifte til lokale alternative habitater, men forlader områderne i mangel af bundplanter.

Som nævnt i Afsnit 2.2 (under Engarealer) kan man på lokaliteter, som også er udpeget som fuglebeskyttelsesområde for engryle og brushane, umiddelbart forvente, at hvis der sker en optimal forvaltning for disse to truede Bilag 1 arter, så sikres der også en optimal forvaltning for de to svømmeænder og knortegås. Derfor vil en levestedsvurdering og naturtilstandsberregning for arterne minde meget om den, der er udviklet for engfuglene af Fredshavn m.fl. (2014) – og det er DCE's anbefaling, at man umiddelbart kan benytte delresultater fra en tilstandsvurdering for engfuglene til også at score et områdes naturtilstand for svømmeænderne og knortegæssene.

Derfor har vi udtaget enkelte elementer fra Fredshavn m.fl. (2014) og kombineret med en arealparameter og en reservatmatch parameter (svarende til de benyttede for bundvegetationen ovenfor), hvorved der tages højde for menneskelig forstyrrelse, herunder jagt, på engene.

Saltholdighed omtales af Fredshavn m.fl. (2014) som en væsentlig (negativ)[?] parameter ved fastlæggelse af levestedskvalitet for brushane, men er mindre betydende for svømmeænderne. Knortegås kan godt fouragere på ferske arealer (fx i Holland og England om vinteren), men gør det kun sjældent og på få lokaliteter i Danmark. På lokaliteter, der er udpeget for knortegås, anbefales det derfor, at der fokuseres på forvaltning af strandenge fremfor ferske enge.

En anden parameter, som Fredshavn m.fl. (2014) omtaler, er udbindingstidspunktet for græssende dyr. Det er absolut relevant for de ynglende engfugle pga. risiko for redetramp, men irrelevant for de rastende herbivorer. En tredje parameter er grundvandsstand, pga. risiko for udtørring i vadefuglenes ungeførsperiode om sommeren, men den vurderes ikke at have samme betydning i det tidlige forår, efterår og milde vintre, hvor de her behandlede arter forekommer.

6.1.1 Afgrænsning af levested

Fokus for en levestedsvurderingen er de egnede lokaliteter i de Natura 2000-områder, hvor arterne er på udpegningsgrundlaget. I Kapitel 4 er der ved kortlægningen af levesteder benyttet betegnelsen potentielle levesteder for arterne på strandenge og ferske enge samt moser for krikand.

Hermed menes, at ethvert område potentielt vil kunne udnyttes af fuglene, forudsat der er et fødegrundlag til stede og en hensigtsmæssig forvaltning. Det er en påstand, der kan underbygges for hele gruppen af svømmeænder, hvor detaljerede kortlægninger af både ænderne og bundplanterne i de to forsøgsreservater viser, at arterne udnytter alle områder med vegetation, men i størst antal hvor der er reservater (Madsen m.fl. 1992 c,d). Ligeledes for lysbuget knortegås indenfor 'Agerøområdet', hvor knortegås i en årrække med intensive undersøgelser blev set fouragerende på alle strandenge i området (fuglebeskyttelsesområde nr. 27 og 25), med undtagelse af nogle få ugræssede parceller (Jørgensen m.fl. 1994). Agerøområdet er i den forbindelse i stærk kontrast til nogle andre fuglebeskyttelsesområder i Danmark, fordi en meget lav andel af strandengene er ugræssede (11 %), fx i sammenligning med Mariager og Randers Fjorde (70 %) (Clausen m.fl. 2013b).

Samlet potentielt levestedsareal

Da der i alle de behandlede områder i Kapitel 4 er et større areal af enge til stede, vurderes det, hvor stort et potentielt levestedsareal der er i forhold til det målsatte areal for knortegås, pibeand og de andre svømmeænder.

Det opmålte areal scores i fem kategorier i forhold til det målsatte areal, hvor intervallets øvre endepunkt ikke er inkluderet:

- a) Der er et engareal, der udgør mere end 133 %
- b) Der er et engareal, der udgør 100-133 % af målsatte areal
- c) Der er et engareal, der udgør 67-100 % af det målsatte areal
- d) Der er et engareal, der udgør 33-67 % af det målsatte areal
- e) Der er et engareal, der udgør 0-33 % af det målsatte areal.

De beregnede arealer er angivet som et interval pga. de usikkerheder, der foreligger ved estimeringen af disse. Ved beregningen af %-andelen ovenfor anbefales det ud fra et forsigtighedsprincip at benytte den højeste værdi, altså hvis intervallet er 3,3-5,7 km², som er den beregnede værdi for F1 Ulvedybet og Nibe Bredning, benyttes 5,7 km². Argumentet for denne anbefaling er, at de bagvedliggende studier af henholdsvis knortegås og pibeand, der bl.a. ligger til grund for beregningen, er udført i henholdsvis Holland og Skotland (Mayhew 1988, Ebbinge 1992). Det er lokaliteter, hvor der grundet en større påvirkning fra Golfstrømmen er et mildere klima med færre frostdage end i Danmark. Man må derfor både forvente en tidligere vækststart på græsarealerne om foråret og et senere stop om efteråret, hvorfor enge i disse områder må forventes at have en højere bærekapacitet end danske enge.

6.1.2 Levestedets struktur og drift

Optimal forvaltning af engarealer for knortegås og pibeand fordrer sikring af en relativt kort vegetation. Det er fx kendt fra detaljerede undersøgelser af pibeand i Storbritannien, hvor Sutherland & Allport (1994) viste, at pibeænder foretrak at fouragere på arealer med biomasser mellem 75 og 125 g per m². Det er biomasseværdier, der sjældent findes for græsserne på danske strandenge om foråret (Lorenzen & Madsen 1985, Madsen 1989, Clausen 1998), hvilket kan være årsagen til, at pibeænder forekommer i mindre antal om foråret i Danmark, og en af forklaringerne på, at knortegæs har en klar præferens for fouragering på bundplanter frem for strandenge (jf. Clausen 1998). Biomasseforholdene for de samme arter er ikke velkendt fra Danmark om efteråret. Hvis engene ikke plejes, sker der en forringelse af habitatet som fourageringsområde for de græssende pibeænder og knortegæs af to grunde:

- Der sker en forskydning i artssammensætningen væk fra arter, som fuglene græsser på (fx annelgræs og rødsvingel) til arter, de ikke græsser på (især tagrør i indre danske farvande og kilebæger ved Vadehavet) (Jensen 1985, Vestergaard 1998)
- Der kommer for høje biomassetætheder og sker en ophobning af dødt plantemateriale, som gør det svært for fuglene at fouragere.

Om det samme gør sig gældende for krikand er uvist, da denne art gerne fouragerer på frø både fra planter, der typisk dominerer vegetationen på en plejet såvel som på en uplejet eng. Men sikring af pleje i områder, der er udpeget for pibeand og knortegås samt engryle og / eller brushane, vil ikke have nogen utilsigtede virkninger på krikænders mulighed for også at udnytte engene, da de gerne benytter græssede enge (jf. Therkildsen & Bregnballe 2006).

Om vegetationen holdes kort ved græsning eller høslet, eller en kombination heraf, vurderes som værende underordnet for de herbivore vandfugle. Derfor kan man vurdere andelen af arealet med relativt lav vegetationshøjde. Vurderingen foretages i april / maj, alternativt september / oktober.

I felten angives andelen af arealet med vegetationshøjde for græs- / urtevegetationen under 10 cm i følgende fem kategorier, hvor intervallets øvre endepunkt ikke er inkluderet på nær i kategori 5:

- | | |
|----|-----------|
| 1. | 0-5 % |
| 2. | 5-10 % |
| 3. | 10-30 % |
| 4. | 30-75 % |
| 5. | 75-100 %. |

For engfuglene giver den højeste kategori på 75-100 % en mindre score ved den efterfølgende beregning af naturtilstand, hvilket skyldes, at de bedst tilgodeses ved en mosaik af engarealer med lave (redested) og mindre lave partier. Det samme har vi vurderet, ikke gør sig gældende for de græssende herbivorer på strandenge, som godt kan udnytte en generelt kortgræsset eng.

Arealandel med blankt vand

Udover plejen af engene er det vigtigt at sikre, at der er våde partier tilstede på engene og stående vand i loer og pander, da pibeænderne foretrækker at fouragere på sjappede/våde enge (Mayhew & Houston 1989), og krikænderne kun kan snadre efter frø i loer og pander samt på strandengene, hvis

der er våde områder til stede (Therkildsen & Bregnballe 2006). På Bygholmen i Vejlerne afspejles dette forhold i, at antallet af rastende svømmeænder er lavt indtil et vist vandstandsniveau, hvorefter det stiger markant over få cm's ekstra vandstand, som bevirker et skift fra tørt til sjap over store dele af engen (Boertmann & Rigét 2006). Vandstanden skal dog ikke være så høj, at hele engen oversvømmes og bliver utilgængelig for arterne.

De fugtigste partier består typisk af permanente eller temporære vandhuller og småsøer (benævnes ofte pander) eller render (loer) på strandenge. Arealet med blankt vand kan være meget sæsonpræget, men på dagen for feltbesigtigelsen, som foretages i april / maj, alternativt september / oktober, angives andelen af arealet med blankt vand i følgende fem kategorier, hvor intervallets øvre endepunkt ikke er inkluderet på nær i kategori 5:

1. 0-5 %
2. 5-10 %
3. 10-30 %
4. 30-75 %
5. 75-100 %.

Afvanding og grøftning

Afvanding og grøftning indgår også som en parameter, da denne vil indikere, om der på andre tidspunkter af året end besigtigelsestidspunktet er øget risiko for tørke på engene, fordi grøfter vil sænke vandspejlet, og udtørre engen, hvis vandstanden udenfor engene er lav. Dræning med rør har udtørrende og negativ effekt på fourageringsmulighederne, da det sænker vandspejlet yderligere. Hvis det er en lokalitet, som også er udpeget for engryle og / eller brushane, kan besigtigelse foretages i juni, alternativt må der foretages en vurdering af forholdene i april / maj eller september / oktober. I felten vurderes afvanding på en skala fra 1-5 i følgende kategorier:

1. Hele arealet med veludviklede pander og loer med åbent vand i april / maj eller september / oktober. Ingen grøftning.
2. Veludviklede pander og loer med åbent vand i april / maj eller september / oktober forekommer, men på mindre end halvdelen af arealet. Eventuelle grøfter er vandførende i april / maj eller september / oktober på mere end halvdelen af arealet.
3. Arealet med få naturlige vandforekomster, der ofte tørrer ud. Eventuelle grøfter vil ofte være vandførende i april / maj eller september / oktober.
4. Arealet uden naturlige vandforekomster. Eventuelle grøfter er kun undtagelsesvis med vand i april / maj eller september / oktober.
5. Arealet uden naturlige vandforekomster. Eventuelle grøfter er udtørrede i april / maj eller september / oktober.

Hvis der er foretaget en levestedskortlægning i relation til engryle og / eller brushane i juni, vil data herfra kunne benyttes som indikation på ovenstående parameter.

Husdyrtyper

Ved plejen af enge er der, hvis denne foretages af dyr, forskel på, hvordan engen påvirkes. Får og geder nedbider, især med de tætheder man ofte ser fårene i, vegetationen til en meget lav og ensartet grønsvær domineret af græsser og med få urter. Det bevirker både, at flere frøsettende urter, som er væsentlige fourageringsemner for krik- og pibeænder (jf. Madsen 1988, Ther-

kildsen & Bregnballe 2006), reduceres i hyppighed, og det samme gælder særligt energetisk favorable planter som strand-vejbred og strand-trehage, der er af vital betydning for knortegæs om foråret (Prop & Deerenberg 1991, Clausen 1998). Kvæg er mere skånsomme overfor engvegetationen end heste, der forårsager mere erosion ved nedtrampning. Derfor er græsning af kvæg at foretrække fremfor heste, geder og får. Ud fra observationerne i felten eller foreliggende oplysninger angives husdyrtypen i følgende fire kategorier:

1. Ingen husdyr på arealet
2. Kvæg (kød- eller malkekvæg, køer, kvier eller stude)
3. Heste
4. Får og / eller geder
5. Blandinger eller andre husdyrstyper.

Reservater

Der er udlagt betydeligt færre områder med jagtrestriktioner på enge i Danmark, sammenlignet med søterritoriet og dermed bundvegetationsområderne. Men det er evident fra reservatforsøg i Danmark, at engene tages i brug af større antal svømmeænder, hvis jagten reguleres. Der behøver ikke nødvendigvis at være tale om et totalt jagtforbud, men som minimum forbud mod jagt i morgen- eller aftentimerne, og at jagtudøvelsen begrænses til højst 1 gang per uge (Bregnballe m.fl. 2001, Madsen & Holm 2002, Bregnballe m.fl. 2005a,b).

Da arterne er mere følsomme overfor forstyrrelser på land end på vandet (fx Clausen m.fl. 2013c), er det lagt til grund, at der skal være et større arealmæssigt overlap mellem de potentielle levesteder på engene end på vandet for at sikre en bufferzone, der er tilstrækkelig omfattende på land (se detaljer om bufferzoner omkring reservater i Clausen m.fl. (1997)). Derfor vurderes det, at der skal være et arealmæssigt overlap på mere end 50 % for at opfylde fuglenes behov, fordi de på dage med jagt vil kunne søge føde indenfor reservatet, når jagten udøves, og vil kunne søge ud til andre områder for at fouragere, når jagten ophører.

Parameteren er kun relevant for lokaliteter, hvor pibeand og krikand og andre svømmeænder forekommer i større antal om efteråret (sammenfaldende med jagttiden), hvilket dog aktuelt er tilfældet i de udpegede områder for arterne i Danmark. Ud fra kortlægningen af engene og afgrænsningen af reservater scores det arealmæssige overlap i følgende fem kategorier, hvor intervallets øvre endepunkt ikke er inkluderet på nær i kategori 1:

1. 75-100 %
2. 50-75 %
3. 34-50 %
4. 17-34 %
5. 0-17 %.

6.2 Beregning af naturtilstand

I to afsnit nedenfor gives eksempler på seks beregninger af et naturtilstandsindex for herbivore vandfugle på engene ved henholdsvis Nibe-Gjøl Bredninger og på Bygholmengen, som er de to lokaliteter i Danmark, der er udpeget for pibeand, og hvor vi samtidigt har den aktuelt bedste viden om græsningsforhold og drift på det samlede fuglebeskyttelsesområdes areal.

Beregningen af et indeks foretages på samme måde som i eksemplerne udviklet for bundvegetationen ovenfor og ynglefuglene, her foretaget med en vægtning så arealet og matchet mellem reservatet og udbredelsen af engene hver tæller 30 % og de øvrige parametre 10 % jf. Tabel 6.2.1. Beregningsprincipperne er i øvrigt grundigt beskrevet af og taget fra Fredshavn m.fl. (2014).

Det beregnede resultat benyttes efterfølgende til en tilstandsklassificering for levestedets naturtilstand efter samme tilstandsklasser som Fredshavn m.fl. (2014) benyttede (Tabel 5.2.2).

Tabel 6.2.1. Kategorisering og vægtning af scorer til brug for et naturtilstandssystem for græssende herbivorer på enge.

Enge og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>
<i>Strandengsareal</i>	30	100	75	50	25	0
		0-5 %	5-10 %	10-30 %	30-75 %	75-100 %
<i>Vegetationshøjde < 10 cm</i>	10	0	25	50	75	100
		0-5 %	5-10 %	10-30 %	30-75 %	75-100 %
<i>Arealandel med blankt vand/veg.løs</i>	10	60	100	80	40	0
		<i>Ingen</i>	<i>Ringe</i>	<i>Moderat</i>	<i>Udbredt</i>	<i>Omfattende</i>
<i>Afvanding og grøftning</i>	10	100	60	40	20	0
		<i>Ingen</i>	<i>Kvæg</i>	<i>Heste</i>	<i>Får/geder</i>	<i>Blanding</i>
<i>Husdyrtyper</i>	10	0	100	80	30	60
		75-100 %	50-75 %	34-50 %	17-34 %	0-17 %
<i>Reservatmatch</i>	30	100	75	50	25	0

6.2.1 Eksempel Østlige Vejler

Det beregnede areal af strandenge, der er nødvendigt for at de fouragerende svømmeænder i De Østlige Vejler, er på 2,7 km² eng (Afsnit 4.6). Da stort set alle engene og svømmeænderne i De Østlige Vejler findes på Bygholmengen, er dette område i fokus.

Bygholmengen er på omkring 7,1 km². Området afgræsses af et større antal kvæg i sommermånederne, og i 2014 var omkring 2/3 af arealet med lav vegetation i begyndelsen af juni (Nielsen 2016). På Bygholmengen holdes vandstanden kunstigt højt, og der er en målsætning om, at vandstanden i det tidlige forår skal være højere end -15 cm, hvilket var tilfældet i 2014. Om efteråret var vandstanden i gennemsnit -21 cm, lavest i sensommeren og stigende hen over efteråret (DCE upubl. data). Det betyder, at vandstanden i vinter-, forårs- og efterårsmånederne generelt var over det niveau, hvor alle svømmeændernes antal om efteråret vil være positivt påvirket. Hvor stor en andel af engen, der konkret vil være blankt vand ved disse vandstande, vides ikke, men for at kunne foretage en foreløbig naturtilstandsberregning vurderes det, også ud fra egne erfaringer i området, at der i perioden fra efteråret til foråret typisk vil være en arealandel på 10-30 %, som er blankt vand. Der er fra gammel tid udbredte grøfter på engen, men mange af disse vil pga. forvaltningspraksis stå vandfyldte selv om sommeren, hvorfor afvanding og grøftning vurderes som 'ringe'.

Reservatmatchet er højt, da hele området er jagtfredet (Clausen m.fl. 2014).

En naturtilstandsberegning for 2014 når frem til en score på 0,915. Derfor vurderes området dette år at være i Høj naturtilstand (Tabel 6.2.1.1).

Tabel 6.2.1.1. Eksempel på beregning af naturtilstand for græssende vandfugle på engene i fuglebeskyttelsesområde F13, Østlige Vejler, 2014. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Enge og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		A	B	C	D	E
Strandengsareal	30	100	75	50	25	0
		0-5 %	5-10 %	10-30 %	30-75 %	75-100 %
Vegetationshøjde < 10 cm	10	0	25	50	75	100
		0-5 %	5-10 %	10-30 %	30-75 %	75-100 %
Arealandel med blankt vand/veg.løs	10	60	100	80	40	0
		Ingen	Ringe	Moderat	Udbredt	Omfattende
Afvanding og grøftning	10	100	60	40	20	0
		Ingen	Kvæg	Heste	Får/geder	Blanding
Husdyrtyper	10	0	100	80	30	60
		75-100 %	50-75 %	34-50 %	17-34 %	0-17 %
Reservatmatch	30	100	75	50	25	0
Beregnet score		0,915	1. Høj tilstand (1,0-0,8)			

6.2.2 Eksempel Nibe-Gjøl Bredning

Det beregnede areal af strandenge, der er nødvendigt for at fungere som alternativt fourageringsområde for pibeand, dvs. erstatning for bundplanterne, er 1,6 km² og for de øvrige svømmeænder 1,2 km² (Afsnit 4.7). For knortegås beregnes et arealbehov på 2,9 km² strandeng. Det samlede arealbehov for arterne er derfor estimeret til 5,7 km², svarende til omkring en tredjedel af det samlede engareal i fuglebeskyttelsesområdet.

Der er ikke foretaget en nyere kortlægning af græsningsstatus for alle engarealerne i fuglebeskyttelsesområde nr. 1, men langt de fleste (beliggende i Aalborg kommune) blev kortlagt i 2008 af Kjeldsen & Nielsen (2009). Det er samtidig de enge, der hyppigst benyttes af græssende knortegæs og pibeænder i området (Clausen m.fl. 2014). Ved undersøgelsen i 2008 var næsten alle engene fra Stavn til Valsted afgræssede, men ingen af holmene. Længere østpå i området var det noget lavere andele af engene, der var græssede, men stadigvæk en forholdsvis stor andel. Langt de fleste enge, som var afgræssede, blev plejet af kvæg. Clausen m.fl. (2013a) opgjorde ud fra GIS-data indsamlet af Kjeldsen & Nielsen (2009) andelen af afgræsset eng med lav vegetation til 52,9 % af de undersøgte enge. Kortlægningen i 2008 blev foretaget i en ret tør periode i forsommeren, hvorfor det kan være svært at vurdere fugtighedsforholdene i området. Der var mange enge med naturlige losystemer, men også mange med drængrøfter. Data er dog ikke specificeret, men for at kunne foretage en foreløbig naturtilstandsberegning vurderes det, også ud fra egne erfaringer i området, at der i perioden fra efteråret til foråret typisk vil være en arealandel på 10-30 %, som er blankt vand, og at der er en 'moderat' afvanding og grøftning.

Reservatmatchet er lavt, da det kun er engene ved Ulvedybet, som er omfattet af jagtregulering (Clausen m.fl. 2014).

En naturtilstandsberegning for 2008 når frem til en score på lige under 0,6. Derfor vurderes området dette år at være i Moderat naturtilstand (Tabel 6.3.2.1).

Tabel 6.3.2.1. Eksempel på beregning af naturtilstand for græssende vandfugle på engene i fuglebeskyttelsesområde F1, Ulvedybet og Nibe Bredning, 2008. Celler med lysegrøn baggrund angiver årets vurderede kategorisering.

Eng og beskyttelse	Vægtning	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
		<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>
<i>Strandengsareal</i>	30	100	75	50	25	0
		0-5 %	5-10 %	10-30 %	30-75 %	75-100 %
<i>Vegetationshøjde < 10 cm</i>	10	0	25	50	75	100
		0-5 %	5-10 %	10-30 %	30-75 %	75-100 %
<i>Arealandel med blankt vand/veg.løs</i>	10	60	100	80	40	0
		<i>Ingen</i>	<i>Ringe</i>	<i>Moderat</i>	<i>Udbredt</i>	<i>Omfattende</i>
<i>Afvanding og grøftning</i>	10	100	60	40	20	0
		<i>Ingen</i>	<i>Kvæg</i>	<i>Heste</i>	<i>Får/geder</i>	<i>Blanding</i>
<i>Husdyrtyper</i>	10	0	100	80	30	60
		75-100 %	50-75 %	34-50 %	17-34 %	0-17 %
<i>Reservatmatch</i>	30	100	75	50	25	0
Beregnet score		0,595	3. Moderat tilstand (0,6-0,4)			

7 Litteratur

Aagaard, S. & Bruhn, B. (1999). Præstø Fjord. Tilstand og udvikling 1989-1998. – Storstrøms Amt. 84 s.

Andersen-Harild, P. (1991). Vandfugle og sæler i Øresund. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 86 s.

Balsby, T.J.S., Clausen, P., Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Madsen, J. (2017). Long-term patterns of eelgrass (*Zostera marina*) occurrence and associated herbivorous waterbirds in a danish coastal inlet. – *Frontiers in Marine Science* 3: 285.

Bregnballe, T., Rasmussen, P.A.F., Laursen, K., Kortegaard, J. & Hounisen, J.P. (2001). Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen: Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 363. 106 s.

Bregnballe, T., Hounisen, J.P. & Bøgebjerg, E. (2005a). Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen: Forsøg med dato-regulering på Nyord. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 205, 68 s

Bregnballe, T., Amstrup, O., Bak, M., Bøgebjerg, E. & Hounisen, J.P. (2005b). Vandfugle i Skjern Enge 2002-2004. Forekomst i træktiden og forsøg med reguleret jagt. Danmarks Miljøundersøgelser. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 218. 114 s.

Bregnballe, T., Andersen, U.D., Clausen, P., Kjær, P.A. & Fox, A.D. 2009. Habitat use and home range size of autumn staging radio-marked Teal *Anas crecca* at Ulvshale-Nyord, Denmark. – *Wildfowl, Special Issue* 2: 100-114.

Boertmann, D. & Rigét, F. (2006). Effects of changing water levels on numbers of staging dabbling ducks in a Danish wetland. – *Waterbirds* 29: 1-8.

Brunckhort, H. (1996). Ökologie und Energetik der Pfeifente (*Anas penelope*, L. 1758) im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Verlag Dr. Kovac, Hamburg. 141 s.

Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. (2013). Søer 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 76. 84 s.

Canal-Vergés, P. & Petersen, J.K. (2015). Faglig understøttelse af nye forvaltningsprincipper for muslingefiskeri. Kortlægning af makroalger og ålegræs i Natura 2000-områder i Limfjorden.. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. - DTU Aqua-rapport nr. 304-2015. 44 s. Udgivet af Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Ørod

Christensen, J.O. (1987). Nisum Fjord fugleliv 1983-1985. - Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, Vildtreservatkontoret, Kalø. 191 s.

Christensen, I. (2004). Ulvedyb 2003. – Nordjyllands Amt, Teknik og Miljø. 60 s.

Christensen, T.K. (2015). Krikand (*Anas crecca*). Vingeundersøgelsen 2014/15. - Bioscience, Aarhus Universitet. <http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Videnudveksling/Vingeundersoegelsen/Data2014/Krik-and2014.pdf>

Clausen, P. (1990). Kartering af den fastsiddende bundvegetation i Mariager Fjord og Randers Yderfjorde samt nærliggende kystområder i Ålborg Bugt 1989. - Miljøministeriets Vildtforvaltning, Vildtreservatkontoret. 30 s.

Clausen, P. (1998). Choosing Between Feeding on *Zostera* and Salt Marsh: Factors Affecting Habitat Use by Brent Geese in Spring. - Norsk Polarinstitutt Skrifter 200: 269-286.

Clausen, P. (2000). Modelling Water Level Influence on Habitat Choice and Food Availability for *Zostera* Feeding Brent Geese *Branta bernicla* in Non-Tidal Areas. - Wildlife Biology 6: 75-87.

Clausen, P. & Fischer, K. (1994). Lysbuget knortegås (*Branta bernicla hrota*). Forekomst og økologi i Vadehavet. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 88: 9-22.

Clausen, P. & Percival, S.M. (1998). Changes in distribution and habitat use of Svalbard light-bellied brent geese *Branta bernicla hrota* 1980-95: Driven by *Zostera* Availability. - Norsk Polarinstitutt Skrifter 200: 245-268.

Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) (2010). Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 778, 206 s.

Clausen, P. & Holm, T.E. (2011). Målsætning af levesteder for vandfugle. Resultater fra et pilotprojekt i 6 udvalgte jyske EF-fuglebeskyttelsesområder med særligt fokus på vegetationstilknyttede arter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 10. 88 s.

Clausen, P., Kahlert, J., Andersen-Harild, P. & Nilsson, L. (1996). Base-Line Investigations of Moulting Mute Swans around Saltholm, 1993-1995: Results and Conclusions. Danmarks Miljøundersøgelser. - Rekvirentrapport til Øresundskonsortiet. 59 s.

Clausen, P., Madsen, J., Jepsen, P.U. & Søgaard, B. (1997). Reservatnetværk for vandfugle. – Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 12/1997. 52 s.

Clausen, P., Bøgebjerg, E., Jørgensen, H.E., Hounisen, J.P. & Petersen, I.K. (2004). Reservatnetværk for trækkende vandfugle: en gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 490. 142 s.

Clausen, P., Holm, T.E. & Kjeldsen, J.P. (2006). Naturgenopretning af søerne i Vejlerne - en vurdering af effekterne på yngle- og trækfugle. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 583. 122 s.

- Clausen, P., Meltofte, H., Holm, T.E. (2009). Vandfugle og bundvegetation i fjorde under global opvarmning - har fuglene og vi et problem i Danmark? S. 115-130 i Søgaard, B. & Asferg, T. (Red.): Arter 2007, NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 713.
- Clausen, K.K., Clausen, P., Fællø, C.C. & Mouritsen, K.N. 2012. Energetic consequences of a major change in habitat use: endangered Brent Geese *Branta bernicla* hrota losing their main food resource. – *Ibis* 154: 803-814 doi:10.1111/j.1474-919X.2012.01265.x
- Clausen, P., Holm, T.E., Laursen, K., Nielsen, R.D. & Christensen, T.K. (2013a). Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010: Del 1: Nationale resultater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 72. 118 s.
- Clausen, K.K., Stjernholm, M. & Clausen, P. (2013b). Grazing management can counteract the impacts of climate change-induced sea level rise on salt marsh-dependent waterbirds. – *Journal of Applied Ecology* 50: 528-537.
- Clausen, P., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Jørgensen, H.E. & Nielsen, R.D. (2014). Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010. Del 2: De enkelte reservater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 236 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 132.
- Clausen, P., Hounisen, J.P., Asferg, T., Thorup, O., Nielsen, H.H. & Vissing, M.S. (2016). Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2014. En evaluering af effekt af en intensiveret rævebekæmpelse på antallet af ræve og ynglefugle, eksempler på optimeret engfugleforvaltning og anbefalinger til forvaltningstiltag. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 160. 84 s
- COWI (2003). Ringkøbing Fjord. Kortlægning af vegetation 2002. - Notat til Ringkøbing Amt.
- Cramp, S. (Red.) (1977). Handbook of the Birds of the Western Palearctic, volume I: Ostriches to Ducks. Oxford University Press. 722 s.
- Dybbro, T. & Jensen, S.E. (1982). Fuglelokaliteter i Vestsjællands amt. – Dansk Ornitologisk Forening, København. 85 s.
- Ejrnæs, R., Nygaard, B. & Fredshavn, J. (2009). Overdrev, enge og moser. Håndbog i naturtypernes karakteristik og udvikling samt forvaltningen af deres biodiversitet. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 727. 76 s.
- Ferdinand, L. (1971). Større danske fuglelokaliteter. 1. del. – Dansk Ornithologisk Forening, København. 230 s.
- Fog, J. (1968). Krikandens (*Anas crecca*) spredning under fourageringstogter fra en rasteplass (Albuebugten vildtreservat, Fanø). – Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 62: 31-36.

- Fox, A.D., Kahlert, J., Christensen, T.K., Hounisen, J.P. & Clausen, P. (2000). Monitoring of migrating Waterfowl on Saltholm, 1993-1998. Danmarks Miljøundersøgelser. - Rekvirent rapport til Øresundskonsortiet. 52 s.
- Fredshavn, J.R. & Skov, F. (2005). Vurdering af naturtilstand. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 548. 85 s.
- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. (2007). Beregning af naturtilstand - ved brug af simple indikatorer; 2. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 735. 80 s.
- Fredshavn, J.R., Jørgensen, T.B. & Moeslund, B. (2009). Beregning af naturtilstand for vandhuller og mindre søer. Tilstandsvurdering af Habitatdirektivets søtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 706. 38 s.
- Fredshavn, J.R., Pihl, S., Bregnballe, T. & Søgaard, B. 2014. Tilstandsvurdering af levesteder for ynglefugle. 16 Natura2000 udpegningsarter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 114. 52 s.
- Fredshavn, J.R., Holm, T.E., Clausen, K.K., Therkildsen, O.R., & Dalby, L. (2016). Tilstandsvurdering af levesteder for skovfugle – 5 Natura 2000-udpegningsarter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 191. 34 s.
- Fællø, C.C. (2011). Impacts of habitat loss on a herbivorous waterbird guild in the Danish estuary Mariager Fjord. - Specialeafhandling, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 31 s.
- Grell, M.B. (1998). Fuglenes Danmark. - Dansk Ornitologisk Forening, Gads Forlag, Viborg. 825 s.
- Grøn, P.N. (2006a). Vegetationen i Stadil Fjord 2005. – Ringkjøbing Amt. 35 s.
- Grøn, P.N. (2006b). Vegetationen i Indfjorden 2005. – Ringkjøbing Amt. 43 s.
- Grøn, P.N. (2009). Vegetation i Tangsø. NOVANA-overvågning 2008. Orbicon. 62 s.
- Guillemain, M. & Elmberg, J. (2014). The Teal. – T. & A.D. Poyser. 320 s.
- Holm, T.E. (2002). Habitat use and activity patterns of mute swans at a molting and a wintering site in Denmark. - Waterbirds 25 (Special Publication 1): 183-191.
- Holm, T.E. & Clausen, P. (2006). Effects of water level management on autumn staging waterbird and macrophyte diversity in three Danish coastal lagoons. - Biodiversity and Conservation 15: 4399-4423.
- Holm, T.E. & Clausen, P. (2009). Kleptoparasitism as an important feeding strategy for migrating Wigeon *Anas penelope*. – Wildfowl 59, Special Issue 2: 158-166.

Holm.T.E., Clausen, P., Nielsen, R.D., Petersen, I.K., Laursen, K., Bregnballe, T., Mikkelsen, P., Bladt, J., Kotzerka, J. & Søgaard, B. (2015). Fugle 2014. NOVANA. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 169. 106 s.

Holm, T.E., Clausen, P., Nielsen, R.D., Bregnballe, T., Laursen, K., Petersen, I.K., Mikkelsen, P., Bladt, J., Kotzerka, J. & Søgaard, B. (2016). Fugle 2015. NOVANA. Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. – Videnskabelig rapport fra DCE nr. 210. 142 s.

Høy, T. & Dahl, J. (2003). Danmarks Søer. Søerne i Vestsjællands Amt. Strandbergs Forlag. 184 s.

Høy, T., Markmann, P.N., Sivebæk, F. & Berg, S. (2004). Danmarks Søer. Søerne i Nordjyllands og Viborg Amter. Strandbergs Forlag. 335 s.

Jacobsen, A. & Christensen, J. (2002). Nibe og Gjøl Bredning. Kortlægning af ålegræs og blåmuslinger, 2001. – Notat. Limfjordsovervågningen v/ Ringkjøbing, Viborg og Nordjyllands Amter, Bio / consult. 32 s.

Jensen, A. (1985). The effect of cattle and sheep grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. – *Vegetatio* 60: 37-48.

Jensen, J.S. (1986). Submerse makrofytters produktionsforhold og deres betydning for vegetationsædende vandfugle i Ringkøbing Fjord. – Specialrapport ved Botanisk Institut, Århus Universitet. 99 s.

Jensen, A. (1987). Fuglene på Saltholm. – Skov- og Naturstyrelsen. 130 s.

Jensen, J.S. (1996). Bundvegetation 1995. Tipperne. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 16. 25 s.

Jensen, J.S. (2000). Bundvegetation 1999. Tipperne. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 133. 21 s.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Amsinck, S., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.K., Landkildehus, F., Nielsen, K., Ryves, D., Bennike, O., Krog, G., Schriver, P. & Christensen, I. (2002). Søerne i De Østlige Vejler. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 394. 92 s.

Jepsen, P.U. (1972). Vildtreservatet Felsted Kog. Vildtbiologisk Station – Danske Vildtundersøgelser 17. 60 s.

Jepsen, P.U. (1979). Ved de vestjyske fjorde. - BYGD. 80 s.

Joensen, A.H. (1974). Waterfowl populations in Denmark 1965-1973. - *Danish Review of Game Biology* Vol. 9 (1). 206 s.

Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Rasmussen, M.B., Andersen, J.H. & Henriksen, P. (2009). Udvikling af indikatorer og tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder. Lavvandede bugter og vige. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 701. 76 s.

- Jørgensen, H.E., Madsen, J. & Clausen, P. (1994). Rastende bestande af gæs i Danmark 1984-92. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 97. 112 s.
- Kahlert, J., Clausen, P. & Nilsson, L. (2000). Monitoring of moulting mute swans around Saltholm, 1999. Danmarks Miljøundersøgelser. - Rekvirentrapport til Øresundskonsortiet. 42 s.
- Kjørboe, T. (1980). Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Grund (Ringkøbing Fjord, Denmark), and the impact of waterfowl grazing. – *Journal of Applied Ecology* 17: 675-687.
- Kleyheeg, E. (2015). Seed dispersal by a generalist duck: ingestion, digestion and transportation by mallards (*Anas platyrhynchos*). PhD thesis. Utrecht University, Utrecht, The Netherlands.
- Larsen, J.K. (1997). Wigeon *Anas penelope* numbers and bags during two hunting regulation schemes at Skallingen, Denmark. – *Wildfowl* 47: 126-133.
- Laubek, B. (1995). Habitat use by Whooper Swans *Cygnus cygnus* and Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering in Denmark: Increasing agricultural conflicts. – *Wildfowl* 46: 8-15.
- Laursen, K. & Frikke, J. (2006). Assessment of sustainable management of staging waterbirds in the Danish Wadden Sea. – *Wildfowl* 56: 152-171.
- Laursen, K., Pihl, S., Durinck, J., Hansen, M., Skov, H., Frikke, J. & Danielsen, F. (1997). Numbers and distribution of waterbirds in Denmark 1987-1989. - *Danish Review of Game Biology* 15: 1-181.
- Laursen, K., Hounisen, J.P., Rasmussen, L.M., Frikke, J., Pihl, S., Kahlert, J., Bak, M. & Amstrup, O. (2009). Rastende vandfugle i Margrethe Kog og på forlandet vest for Tøndermarsken, 1984-2007. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. – Faglig rapport fra DMU nr. 702. 78 s.
- Laursen, K. & Frikke, J. (2013). Rastende vandfugle i Vadehavet 1980-2010. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 107: 1-184.
- Lorenzen, B. & Madsen, J. (1985). Gåsebestandene på Tipperhalvøen. II: Græsningsøkologi i relation til områdets bærekapacitet. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 79: 113-122.
- Lovvorn, J.R. & Bladwin, J.R. (1996). Intertidal and farmland habitats of ducks in the Puget Sound region: A landscape perspective. – *Biological Conservation* 77: 97-114.
- Madsen, F.J. (1954). On the food habits of diving ducks in Denmark. – *Danish Review of Game Biology* 2: 157-266.
- Madsen, J. (1988). Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. – *Danish Review of Game Biology* 13(4): 1-32.

- Madsen, J. (1989). Spring feeding ecology of Brent Geese *Branta bernicla*: Annual variation in salt marsh food supplies and effects of grazing on growth of vegetation. – *Danish Review of Game Biology* 13(7): 1-16.
- Madsen, J. (1998). Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. - *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.
- Madsen, J. & Holm, T.E. (2002). Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen: Forsøg med døgnregulering på Harboør Tange. Danmarks Miljøundersøgelser. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 168. 25 s.
- Madsen, J., Frikke, J., Kristensen, J.B., Bøgebjerg, E. & Hounisen, J.P. (1992a). Forsøgsreservat Nibe Bredning: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig Rapport fra DMU, nr. 46. 50 s.
- Madsen, J., Bøgebjerg, E., Kristensen, J.B., Frikke, J. & Hounisen, J.P. (1992b). Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig Rapport fra DMU, nr. 47. 57 s.
- Madsen, J., Hounisen, J.P., Bøgebjerg, E. & Frikke, J. (1992c). Forsøgsreservat Nibe Bredning: Resultater af eksperimenter 1989-1991. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig Rapport fra DMU, nr. 53. 43 s.
- Madsen, J., Bøgebjerg, E., Hounisen, J.P., Kristensen, J.B. & Frikke, J. (1992d). Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Resultater af eksperimenter 1989-1991. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig Rapport fra DMU, nr. 55. 61 s.
- Madsen, J., Hounisen, J.P., Bøgebjerg, E. & Jørgensen, H.E. (1995). Rastende bestande af vandfugle i forsøgsreservaterne, 1985-1993. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig Rapport fra DMU, nr. 132. 39 s.
- Madsen, J., Clausen, P., Kristensen, K. & Kjær, P.A. (2003). Effekt af reservatoprettelse i Vest Stadil Fjord. Danmarks Miljøundersøgelser. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 176. 25 s.
- Mayhew, P. & Houston, D. (1989). Feeding site selection by Wigeon *Anas Penelope* in relation to water. – *Ibis* 131: 1-9.
- Meltofte, H. & Clausen, P. (2011). Svømmefuglene på Tipperne 1929-2007. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 105: 1-120.
- Meltofte, H. & Clausen, P. (2016). Trends in staging waders on the Tipperne Reserve, western Denmark, 1929-2014. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 110: 1-72.
- Miller, M.L., Ringelman, K.M., Schank, J.C. & Eadie, J.M. (2014). SWAMP: An agent-based model for wetland and waterfowl conservation management. - *Simulation: Transactions of the Society for Modeling and Simulation International* 90: 52-68.
- Nagy, S., Petkov, N., Rees, E., Solokha, A., Hilton, G., Beekman, J. & Nolet, B. (2012). International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). - AEWa Technical Series No. 44. Bonn, Germany.

Naturstyrelsen (2011). Redegørelse om: Muligheder for yderligere fredning og bedre beskyttelse af Tøndermarskens unikke naturværdier. – Naturstyrelsen, Miljøministeriet. 45 sider.

Naturstyrelsen (2013). Natura 2000-basisanalyse 2015-2021 for Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesebjerg og Bollinge Bakke. Natura 2000-område nr. 154. Habitatområde H135 og H244. Fuglebeskyttelsesområde F94 og F99. - Miljøministeriet, Naturstyrelsen. 80 s.

Nielsen, T.V. (1998). Årsrapport 1996. Vejlerne: Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser. – Arbejdsrapport fra DMU, nr. 81. 83 s.

Noer, H., Fox, A.D., Clausen, P., Petersen, B.M., Kahlert, J. & Christensen, T.K. 1996. Effects of the Construction of a Fixed Link Across Øresund on Waterfowl Populations: Environmental Impact Assessment. Danmarks Miljøundersøgelser. - Rekvirentrapport til Øresundskonsortiet. 115 s.

Nolet, B.A., Bevan, R.M., Klaassen, M., Langevoord, O & van der Hijden, Y.G.J.T. (2002). Habitat switching by Bewick's swans: maximization of average long-term energy gain? – Journal of Animal Ecology 71: 979-993.

Petersen, B.M. & Noer, H. (1993). Mapping of submergent vegetation around Saltholm, July 1993. - Danmarks Miljøundersøgelser. - Rekvirentrapport til Øresundskonsortiet. 32 s.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D., Pihl, S., Clausen, P., Therkildsen, O., Christensen, T.K., Kahlert, J. & Hounisen, J.P. (2010): Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark, vinteren 2007/2008. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. – Arbejdsrapport fra DMU, nr. 261. 78 s.

Pöysä, H. (1983). Morphology-Mediated Niche Organization in a Guild of Dabbling Ducks. - *Ornis Scandinavica* 14: 317-326.

Pihl, S., Clausen, P., Petersen, I.K., Nielsen, R.D., Laursen, K., Bregnballe, T., Holm, T.E. & Søgaard, B. (2013). Fugle 2004-2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi- Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 49. 188 s.

Rasmussen, B. (1998). Fourageringsøkologien for trækkende og overvintrende svømmeænder omkring udmundingen af Randers Fjord. - Specialeafhandling, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71 s.

Riemann B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager S, Stæhr PA, Timmermann K, Windolf J, Andersen JH. Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: a holistic ecosystem approach. *Estuar Coasts*. 2016;39:82–97.

Rowcliffe, J.M. , Watkinson, A.R., Sutherland, W.J. (1998). Aggregative responses of brent geese on salt marsh and their impact on plant community dynamics. – *Oecologia* 114: 417-426.

Skovgaard, H. (1992). Indfjorden, Tangsø, Byn og Søndersund 1991. Miljøtilstand. – Ringkjøbing Amtskommune. 164 s. + bilag.

Skov- og Naturstyrelsen (2000). Beskyttelse og benyttelse af de Ydre Koge i Tøndermarsken. Redegørelse 1999. - Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. 191 s.

Soons, M.B., Brochet, A.-L., Kleyhee, E. & Green, A.J. (2016). Seed dispersal by dabbling ducks: an overlooked dispersal pathway for a broad spectrum of plant species. - *Journal of Ecology* 2016: 443–455.

Spärck, R. (1958). An investigation of the food of swans and ducks in Denmark. – *Danish Review of Game Biology* 3: 45-47.

Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P. & Fredshavn, J. 2008: Tilstandsvurdering af levesteder for arter. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. – Faglig rapport fra DMU, nr. 661. 72 s.

Søndergaard, M., Madsen, J., Hald, A.B., Aaser, H.F., Elmeros, M., Kristensen, P., Clausen, P. & Lauridsen, T.L. (2001). Vest Stadil Fjord før og efter Vandstandshævning. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU, nr. 355. 56 s.

Sutherland, W.J. & Allport, G.A. (1994). A Spatial Depletion Model of the Interaction between Bean Geese and Wigeon with the Consequences for Habitat Management. – *Journal of Animal Ecology* 63: 675-687.

Tamisier, A. (1974). Etho-ecological studies of Teal wintering in the Camargue (Rhône Delta, France). – *Wildfowl* 25: 123-133.

Therkildsen, O.R. (2000). Faktorer der påvirker vandfugles habitat- og fødevalg. - Specialerapport, Århus Universitet, Afdeling for Genetik & Økologi / Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Kystzoneøkologi. 115 s.

Therkildsen, O.R. & Bregnballe, T. (2006). The importance of salt-marsh wetness for seed exploitation by dabbling ducks *Anas* sp. – *Journal of Ornithology* 147: 591–598.

Therkildsen, O.R., Andersen, S.M., Clausen, P., Bregnballe, T., Laursen, K. & Teilmann, J. (2013). Vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områderne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.- Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 52. 174 s.

Ulvedybsgruppen (2003). Fugle ved Ulvedybet 1988-1997. - Nordjyllands Amt. 233 s.

van Eerden, M.R. (1997). Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for waterbirds in Dutch freshwater wetlands. – *Van Zee Tot Land* 651-448.

Vestergaard, P. (1998). Vegetation ecology of coastal meadows in Southeastern Denmark. – *Opera Botanica* 134: 1-69.

Vikstrøm, T., Nyegaard, T., Fenger, M., Brandtberg, N. & Thomsen, H. (2015). Status og udviklingstendenser for Danmarks internationalt vigtige fugleområder (IBA'er). – DOF rapport nr. 17, Dansk Ornitologisk Forening. 83 s. + CD-rom bilag på 647 s.

Wetlands International (2012). Waterbird population estimates – Fifth Edition. Online database besøgt 1. oktober 2016. <http://wpe.wetlands.org>.

Williams, C.R., Dugger, B.D., Brasher, M.G., Coluccy, J.M., Cramer, D.M., Eadie, J.M., Gray, M.J., Hagy, H.M., Livols, M., McWilliams, S.R., Petrie, M., Soulliere, G.J., Tirpak, J.M. & Webb, E.B. (2014). Estimating habitat carrying capacity for migrating and wintering waterfowl: considerations, pitfalls and improvements. – Wildfowl, Special Issue 4: 407–435.

Appendiks 1

Energetisk baserede beregninger af herbivore trækfugles behov for levestedsarealer

DCE har tidligere udarbejdet metoder, efter hvilke man kan estimere, hvor store fødesøgningsarealer, der skal sikres for at dække herbivore såvel som muslingeædende vandfugles arealbehov i forhold til specificerede antal individer af arterne.

Dette appendiks er en opdatering af et tilsvarende appendiks i Clausen & Holm (2011), som bygger på metodeelementer fra Søgaard m.fl. (2003) og Laursen m.fl. (2010), men er opdateret med nyere artspecifikke værdier fra bl.a. Balsby m.fl. (2017).

Indledende bemærkninger

Når man ønsker at estimere arealbehovet for fødesøgende fugle, er der tale om en kompleks, trinvis beregning, hvor der forudsættes kendskab til en lang række fødeøkologiske parametre for fuglenes vedkommende samt et kendskab til biomasse- og produktionsforhold for den/de organismer, som fuglene lever af.

Estimaterne er beregnet ud fra et ønske om at sikre, at:

- fuglenes daglige energibehov under udførelse af normale aktiviteter er dækket;
- fuglene kan ernære sig 100 % indenfor de habitater, de tilbydes i fuglebeskyttelsesområderne, dvs. at fuglene ikke behøver at tære på de fedt- og proteindepoter, de måtte medbringe andetsteds fra;
- fuglenes behov kan dækkes i en periode af en varighed, der nogenlunde svarer til den opholdsperiode, de er kendt for at have i Danmark.

En gennemgang af litteraturen forud for Søgaard m.fl.'s (2003) metodeudvikling viste, at den eksisterende viden om de fleste fuglearter er mangelfuld, hvilket betyder, at der mangler fornøden indsigt i arternes fødeøkologi og/eller energetik. Det betyder, at et eller flere af de skitserede trin i afsnittene nedenfor ikke kan parameteriseres, hvorfor beregningen ikke kan gennemføres. For de herbivore vandfugle, som primært lever af bundvegetation (især ålegræsser, havgræsser, børstebladet vandaks) i lavvandede fjorde og/eller på mudderflader, var den eksisterende viden tilstrækkelig til at foretage en beregning.

Der blev derfor udført beregninger for en række herbivore vandfugle, for at illustrere principperne for beregningerne, som siden vil kunne overføres til andre artsgrupper.

App. 1.1. Bundvegetation

Fuglenes daglige fødeindtag

Fuglenes daglige fødeindtag estimeres ved at kombinere viden om fuglenes daglige energibehov med viden om fødens energiindhold og fuglenes fordøjelse af den indtagne føde.

Fuglenes daglige energibehov er estimeret ud fra et estimeret dagligt energiforbrug (daily energy expenditure, DEE i kJ per dag) ved tre forskellige metoder:

$$(1) \text{ DEE} = 2,6 * \text{BMR}$$

efter Drent m.fl. (1978/79), hvor BMR er fuglenes basalstofskifte (basal metabolic rate). BMR er beregnet efter den allometriske regressionslinje for ikke-spurvefugle efter formlen:

$$\text{BMR} = 78,3 * \text{Mb}^{0,723} \text{ i kcal/dag} \Leftrightarrow \text{BMR} = 327,6 * \text{Mb}^{0,723} \text{ i kJ/dag, efter Lasiewski \& Dawson (1967), hvor Mb er fuglenes vægt i kg.}$$

$$(2) \text{ DEE} = 12,84 * \text{Mb}^{0,61} \text{ i kJ/dag}$$

efter Walsberg (1983), hvor Mb er fuglenes vægt i g,

og

$$(3) \text{ DEE} = 10^{\log \text{FMR}} \text{ i kJ/dag, hvor } \log \text{FMR} = 0,681 + 0,749 * \log (\text{Mb})$$

efter Nagy (1987; allometrisk regressionslinje for ikke-spurvefugle), hvor Mb er fuglenes vægt i g. 10-tals logaritmen benyttes ved beregningen.

Middelværdien af de tre estimater efter formlerne (1), (2) og (3) er herefter benyttet til de endelige beregninger, undtagen for pibesvane, hvor DEE er målt direkte på fugle, der fouragerer på rodknolde af børstebladet vandaks (Nolet m.fl. 2002).

Estimater på fuglenes vægt er for knopsvane taget fra Wieloch m.fl. (2004), for pibesvane og svømmeænderne fra Clausen m.fl. (2002) og for blishøne fra Cramp & Simmons (1980). For knortegås er benyttet en vægt på 1,6 kg, svarende til en omtrentlig middelvægt både forår og efterår (efter Ebbinge 1989, Clausen m.fl. 2012).

Energiindholdet i føden, E_f , er for blade sat til 14.154 kJ/kg tørvægt (Christensen m.fl. 1994), for rodknolde til 16.866 kJ/kg tørvægt efter Nolet m.fl. (2002) og for frø til 20.068 kJ/kg tørvægt efter Arzel m.fl. (2009).

Fuglenes daglige fødeindtag (daily food intake, DFI; i kg tørvægt) til at dække det daglige energiforbrug er derefter estimeret ved brug af formlen:

$$\text{DFI} = \text{DEE} * \text{PP} * 100 / E_f * F,$$

hvor F er fuglenes fordøjelsesrate i % og PP den procentandel, som er planteføde.

Bladædende vandfugles fordøjelsesrate er generelt relativt lav (typisk 25-40%). I beregningerne er benyttet 36 % for knortegås (middel af værdier fra Drent m.fl. 1978/79 og Madsen 1988), 46 % for pibeand (Madsen 1988) og 27 % for blishøne (Hurter 1979). For pibesvanerne, der fouragerer på let fordøjelige rodknolde, benyttes en 90 % fordøjelsesrate efter Nolet m.fl. (2002). For de frøædende arter benyttes 59 % efter Karasov (1990; værdi for frø fra vilde planter).

Andelen af plantemateriale er for svanerne, knortegås og pibeand antaget at være 100 %, baseret på Cramp (1977). For gråand og krikand baseres %-satsene på Madsen m.fl. (1992c) (begge arter lever af større andele frø især fra strandenge og -sumpe, men %-satsen benyttet her er for frø fra bundplanter). For spidsand benyttes 90 % efter Kiørboe (1980) og for blishøne 50 % efter Christensen m.fl. (1994). For knopsvane er benyttet et direkte estimeret dagligt fødeindtag på 0,49 kg tørvægt per dag (Clausen m.fl. 1996).

Antal fugle og det afledte fødebehov

I rapportens Kapitel 4 identificeres den 6-årige periode fra 1974-2015, hvor det gennemsnitligt største samlede antal herbivore fugle er forekommet. Disse antal benyttes som måltal og omregnes efterfølgende til en årlig mængde fugledage (BD).

Antallet af fugledage for hver art er efterfølgende for hver af de behandlede lokaliteter og arter beregnet enten:

- konkret (Tipperne, Vejlerne og Vadehavet, hvorfra der findes helårige præcise fænologikurver, jf. Meltøfte & Clausen 2011, Nielsen 1998, Laurson & Frikke 2013)
- eller ved approksimation (øvrige lokaliteter uden helårige tællinger, idet det antages, at der er lineære sammenhænge mellem årets topforekomst og antallet af fugledage (jf. Fig. 2.2, men også Balsby m.fl. 2017).

Beregningerne er udført for alle bundvegetationsædende fugle, uanset om de indgår i områdets udpegningsgrundlag eller ej. Det skyldes, at alle arterne æder af vegetationen, og dermed er de ikke-udpegede arter fødekonkurrenter til arterne på udpegningsgrundlagene.

Det resulterende fødebehov er herefter beregnet ud fra fuglenes daglige fødeindtag og det antal fugledage (dvs. ønsket antal fugle i et ønsket antal måneder), som et område skal kunne ernære.

Det ønskede antal fugles fødebehov (target food needs, TFN, i kg) estimeres efter formlen:

$$TFN = BD \cdot DFI.$$

Antal fugle, deres fødebehov og afledte arealbehov

Det ønskede antal fugles fødebehov og resulterende arealbehov er beregnet ud fra det målsatte antal fugles fødebehov og kendskab til fødeplanternes produktionsforhold, korrigeret for det faktum, at fuglene kun optager en delmængde af den samlede planteproduktion. Det ønskede areal, A, beregnes derfor som:

$$A = TFN \cdot 100 / AFP \cdot P_c$$

hvor AFP er den estimerede årsproduktion af fødeplanten (i kg tørvægt / m²), og P_c er et estimat for, hvor stor en andel af denne (i %), der græsses af fuglene.

Værdierne benyttet her for bundvegetationen er område- og habitatspecifikke, da det ikke er de samme plantesamfund, der forekommer på lavt vand i alle områderne.

For områder, hvor vegetationen domineres af havgræsser og børsteblandet vandaks, baseres maksimumbiomasse- og årsproduktionsestimaterne på studier fra Tippergrunden (Kiørboe 1980).

For de områder, hvor vegetationen domineres af ålegræs *Zostera marina* på lavt vand i fjordene, benyttes gennemsnitlige maksimumbiomasser og årsproduktionsestimaterne fra fire detaljerede danske undersøgelser (Sand-Jensen 1975, Wium-Andersen & Borum 1984, Pedersen & Borum 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994).

For mudderfladerne i Vadehavet, hvor vegetationen domineres af dværg-ålegræs *Zostera noltii* og smalbladet ålegræs *Zostera angustifolium*, benyttes værdier fra Madsen (1988).

Der er en betydelig omsætning af plantematerialer, som ikke kommer de foderagerende fugle til gode. Planter rives løs af bølgebevægelser, driver kortvarigt rundt i vandoverfladen og henfalder derefter på bunden udenfor fuglenes rækkevidde. Andre planter omsættes af andre græssende organismer, fx tanglus *Idotea* spp. Flere har undersøgt, hvor stor en andel af årets planteproduktion de græssende herbivore vandfugle når at omsætte.

Der er en betydelig variation i de opnåede resultater, og forskellene er formentlig betinget af dybdeudbredelsen af bundplanterne (jo større andel af biomassen der vokser på dybere vand, des mindre andel ædes af fuglene). Estimaterne varierer fra 16 % til 44 % i havgræs-vandakssamfund og fra 3 % til måske op til 73 % i ålegræsdominerede samfund (Clausen 1994, Balsby m.fl. 2017).

I beregningerne her er benyttet P_c -værdier på henholdsvis 31,55 % for havgræs-vandaks samfund (nyberegnet værdi ud fra data i Kiørboe 1980, hvor 'samfund I', er udeladt, da det er Tippetseområdet, der stort set er uden vegetation), 16 % for ålegræs i fjordene (Balsby m.fl. 2017) og 39 % for ålegræs på mudderfladerne (Madsen 1988).

App. 1.2 Strandenge og moser

For strandengene og strandsumpene samt mere ferskvandsprægede moser er der benyttet en forskellig arealberegningss metode for svømmeænder og knorregæs.

For pibeand tager beregningen udgangspunkt i Mayhew's (1988) pibeands-estimerede daglige indtag af græsser på 91,6 g tørvægt/dag i kombination med estimerer over daglig produktion af græsser på danske strandenge jf. studier på Tipperne, i Vadehavet og på Agerø (Lorenzen & Madsen 1985, Madsen 1989, Clausen 1998).

Fra disse tre studier (med flere delområder og studieår) kan den daglige produktion af græsser i forårs månederne beregnes til 1,35 g tørvægt per m² (minimum 0,32 maksimum 2,04) svarende til, at der over den otte måneders opholdsperiode, som pibeand (og de andre svømmeænder) typisk har, kan estimeres en produktion på 206 tons tørvægt per km².

På Vejlerne, hvor der regnes med et årligt fugledageantal på 628.925, giver det en årlig konsumtion på 91,6 g/dag x 628.925 dage / 1.000.000 = 57,61 tons, hvor divisionen med 1 million er omregning fra gram til tons.

Det 'nødvendige' strandengsareal for pibeænderne er således beregnet til $57,61 \text{ tons} / 206 \text{ tons} / \text{km}^2 = 0,28 \text{ km}^2$.

Det anbefales, at dette beregnede areal ganges med en faktor 3, jf. argumentationen om ringe vinterproduktion af græsser angivet for knortegås (se nedenfor), altså at $628.925 \text{ fugledage}$ fordrer $3 \cdot 0,28 = 0,84 \text{ km}^2$, svarende til $748.131 \text{ fugledage per km}^2$. Som nævnt tidligere i rapporten foreslås det at benytte samme antal fugledage per km^2 for de andre svømmeandearter, indtil bedre viden om deres arealbehov måtte foreligge.

For knortegæs baseres beregningen på Ebbinge (1992), der ved sammenligning af to strandengsområder i Holland fandt, at bærekapaciteten for strandenge var henholdsvis i størrelsesorden 15 gæs per ha per forår og 30 gæs per ha per forår. Studiet var baseret på adskillige års optællingsdata fra en periode, hvor den samlede bestand af mørkbugede knortegæs steg markant. Det bevirkede, at de to konkrete studieområder 'blev fyldt op' og antallet af rastende gæs stabiliseres, hvilket indikerer, at områdernes bærekapacitet var nået. Studiet blev foretaget i en godt to måneder lang periode om foråret, hvor der er en konstant fremvækst af ny vegetation.

I perioder især om vinteren, hvor bundplanterne ikke er tilgængelige enten pga. vandstandsforhold eller er forsvundet pga. eutrofiering, og strandenge og strandsumpe derfor skal fungere som alternative fourageringsområder, skal der givetvis et noget større areal til at brødføde gæssene, også fordi vegetationen typiske vil være nedgræsset eller større mængder visnet om vinteren. Ud fra vores viden om at biomassen på danske strandenge typisk to-femdobles i løbet af foråret, hvor bærekapaciteten er estimeret, er det her vurderet, at der skal tre gange så stort et areal til at brødføde knortegæs på strandengene om vinteren sammenlignet med om foråret, fordi biomassen typisk være lille og stabil hen over vinteren pga. af langsom tilvækst (jf. Rowcliffe m.fl. 1998). Der er derfor ved arealberegningerne benyttet en bærekapacitet på 5 til 10 gæs per ha.

Knortegæs benytter kun sjældent ferske arealer, hvorfor det beregnede areal for denne art skal udgøres af strandenge.

KORTLÆGNING AF LEVESTEDER MED FORSLAG TIL MÅLSÆTNING OG TILSTANDSVURDERING FOR RASTENDE VANDFUGLE

Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser

Rapporten præsenterer en metode til vurdering af naturtilstand, der kan anvendes på levesteder for rastende vandfugle tilknyttet bundvegetation i fjorde og søer, samt planter på enge og moser i Danmark. Der er taget udgangspunkt i to fokusarter, pibeand og krikand, og i alt 12 fuglebeskyttelsesområder udpeget for disse. Det påpeges at de to arter ofte konkurrerer om de samme fødeemner med andre svømmecænder, knop- og pibesvane, knortegås, taffeland og blishøne. Derfor er der foretaget en levestedskortlægning, foreslået måltal, beregnet levestedsarealer og præsenteret et foreløbigt tilstandsvurderingssystem for det samlede herbivore vandfuglesamfund i de 12 behandlede områder. Derved behandles 54 ud af 112 udpegninger foretaget for akvatiske herbivore vandfugle i de danske Fuglebeskyttelsesområder. Rapporten giver også forslag til en strategi og prioriteret rækkefølge for behandling af de resterende 58 udpegninger for artsgruppen.