

## Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere

En screening av potensielle konfliktområder

Signe Christensen-Dalsgaard  
Svein-Håkon Lorentsen  
Espen Lie Dahl  
Arne Follestad  
Frank Hanssen  
Geir Helge Systad



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

**Norsk institutt for naturforskning**

# Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere

En screening av potensielle konfliktområder

Signe Christensen-Dalsgaard

Svein-Håkon Lorentsen

Espen Lie Dahl

Arne Follestad

Frank Hanssen

Geir Helge Systad

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Dahl, E. L., Follestad, A., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2010. Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere. En screening av potensielle konfliktområder - NINA Rapport 557. 100 s.

Trondheim juni 2010

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2154-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Signe Christensen-Dalsgaard, Svein-Håkon Lorentsen

KVALITETSSIKRET AV

Roel May

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Magnus Irgens

FORSIDEBILDE

Vindpark i Øresund

© Signe Christensen-Dalsgaard

NØKKEWORD

Vindenergi, vindturbiner, effekter, sjøfugl, havørn, hubro, vadere, Norge, kyst, offshore, sårbarhetsindeks, sårbare områder

KEY WORDS

Windpower, windmills, effects, seabird, white-tailed eagle, horned owl, waders, Norway, coastal area, offshore, vulnerability index, vulnerable areas

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Polarmiljøsentret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)



## Sammendrag

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Dahl, E. L., Follestad, A., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2010. Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere. En screening av potensielle konfliktområder - NINA Rapport 557. 100 s.

Målet for foreliggende studie var å utarbeide en beslutningsrelevant, storskala screening av områder som kan være aktuelle for etablering av offshore vindenergianlegg med lavest mulig konfliktrisiko i forhold til forekomster av sjøfugl, vadere, havørn og hubro. Området som skulle vurderes var fra indre kystlinje og ut til norsk økonomisk sone fra svenskegrensen i sør (Nordsjøen/Skagerrak) til nordspissen av Andøya i nord (Norskehavet).

Vindenergianlegg er et relativt nytt element i europeiske havområder, og det er foreløpig gjennomført få etterundersøkelser for å studere kort- og langsiktige miljøeffekter av offshore vindenergianlegg. I Norge er det kun utført etterundersøkelser for å avdekke miljøkonsekvenser av vindenergianlegg på Smøla, mens det i andre land er gjort for flere vindenergianlegg. Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl: 1) dødelighet som følger av kollisjoner med vindmøller (tårn og vinger); 2) unntakelse pga forstyrrelser fra installasjoner i drift; 3) habitattap og -endring, gjennom habitatforringelse og fragmentering og 4) barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglenes energibehov.

I denne rapporten har vi valgt å benytte en metode som er utviklet for å vurdere sjøfuglers sårbarhet for offshore vindenergianlegg i tyske farvann. Denne går ut på at man beregner en sensitivitetsindeks som baserer seg på 9 faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg: fuglenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende, nattlig flygeaktivitet, fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm anleggsvirksomhet), fleksibilitet i habitatbruk, biogeografisk bestandsstørrelse, voksenoverlevelse og Europeisk rødlistestatus. Ut i fra disse vurderingene kommer man fram til en artsspesifikk sårbarhetsindeks. Denne kan summeres for alle artene som finnes i området til forskjellige tider av året, og vil sammen med et mål for tetthet eller relativ andel av de aktuelle artene gi en overordnet sårbarhetsindeks for sjøfugl relatert til vindenergianlegg (WSI). Datagrunnlaget for sjøfugl i vinterhalvåret og i hekketiden har vært av tilstrekkelig omfang til å kunne benytte denne metoden. Til andre tider av året (trekk/myting), og for havørn og hubro har vi valgt å belyse konfliktene ved hjelp av kart over viktige funksjonsområder.

Resultatene er presentert i kart, hvor sårbarheten er gitt for 10x10 km ruter. Resultatene av studiet viste en tydelig forskjell i sårbarhet mellom områder og de forskjellige sesongene. Det er særlig de store hekkekoloniene i Vesterålen, på Røst og på Runde som får høy sårbarhet basert på de sjøfuglene det ble beregnet WSI-verdier for. I Vesterålen er det havsule og til dels lundekoloniene som gir en høy sårbarhet, mens det for Røst er alkefugler, for Runde havsule og måkefugler. Lengre sør er det måker og terner som gir den høye sårbarheten, spesielt på kysten av Vest-Agder og mellom Jæren og Karmøy. Resultatene for hekkesesongen er som man kunne forvente. Andre studier har pekt på disse områdene som verdifulle områder. Det er noe sammenfall mellom viktige lokaliteter sommer og vinter, som f.eks. ved Jæren og Vesterålen, men vinterstid har i tillegg områdene Lista, Nordøyene og Gossen (Møre og Romsdal), Smøla, Froan, Ørlandet, Frosta, Vikna og Vega høy sårbarhet. For havørn var det især øyene Smøla, Hitra og Frøya samt området fra Bodø og nord til og med Steigen kommune som pekte seg ut som svært viktig, mens det for hubro var Helgelandskysten samt områdene rundt Karmøy i Rogaland som pekte seg ut som viktige. For vadere og gjess ble det fokusert på viktige raste- og myteplasser. Generelt er fordelingen av raste- og myteplasser for gjess og ærfugl fordelt over hele utredningsområdet, med de viktigste og største områdene fra kysten av midt-Norge og nordover. For vadefugler finnes en rekke viktige raste- og myteplasser fordelt over hele utredningsområdet, men med konsentrasjoner av lokaliteter langs kysten av Møre og Romsdal og Rogaland, særlig langs kysten av Jæren.

I studiet er vurderingene av områders sårbarhet for utbygging i forhold til tilstedeværelse av fugl gjort på et overordnet nivå. Ved en utbygging av flere vindenergianlegg i nærheten av hverandre, eller større vindenergianlegg, er det imidlertid naturlig å forvente helt andre og sterkere responser fra både enkeltindivider og bestander av sjøfugl enn det som er dokumentert til nå for offshore vindenergianlegg nær kysten. Med utbygging av flere vindenergianlegg, både offshore og på kysten, vil det derfor være viktig å ha fokus på den samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert enkelt vindenergianlegg isolert.

Det må understrekes at disse analysene er av generell karakter og bare egnet til en storskala vurdering av områder. Ved vurderinger av spesifikke områder for utbygging av vindenergianlegg, er det i tillegg nødvendig med lokale undersøkelser for å fastslå lokale forekomster av fugl og viktige funksjonsområder. Grunnlaget for indeksen bør i tillegg vurderes og revideres kontinuerlig, slik at den nyeste kunnskapen om effekter av vindkraft kan inkorporeres i seinere analyser.

Signe Christensen-Dalsgaard ([signe.dalsgaard@nina.no](mailto:signe.dalsgaard@nina.no))

Svein-Håkon Lorentsen ([shl@nina.no](mailto:shl@nina.no))

Espen Lie Dahl ([espenlie.dahl@nina.no](mailto:espenlie.dahl@nina.no))

Arne Follestad ([arne.follestad@nina.no](mailto:arne.follestad@nina.no))

Frank Hanssen ([frank.hanssen@nina.no](mailto:frank.hanssen@nina.no))

Norsk institutt for naturforskning. Postboks 5685, Sluppen, 7485 Trondheim.

Geir Helge Systad ([geir.systad@nina.no](mailto:geir.systad@nina.no))

Norsk institutt for naturforskning. Polarmiljøsenderet, 9296 Tromsø

## Abstract

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Dahl, E. L., Follestad, A., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2010. Marine wind farms - seabirds, white-tailed eagles, Eurasian eagle-owl and waders. A screening of potential conflict areas - NINA Report 557. 100 pp.

The objective of the present study was to develop a decision-relevant, large-scale screening tool for areas that may be suitable for the establishment of offshore wind power plants. The surveyed area ranged from the Swedish border in the south (North Sea/Skagerrak) to the northern tip of Andøya (Norwegian Sea).

Marine wind farms are a relatively new element in European waters, and at present there have been few investigations carried out to study their short- and long-term environmental effects. While there have been several studies to identify environmental impacts of wind farms in other countries, there is currently only one such study in Norway, on the island of Smøla. So far, four mechanisms have been emphasized with regard to the impact of wind farms on birds: 1) mortality resulting from collisions with wind turbines (tower and wings), 2) avoidance due to interference from installations in operation and from the activity associated with the construction of the windfarm; 3) loss and change of habitat, through habitat degradation and fragmentation, and 4) barrier effects, which may increase the flight distance and increase the birds' energy demands.

In this report, we have chosen to use a methodology that was developed to evaluate seabird vulnerability to marine wind farms in German waters. This method provides a species-specific vulnerability index based on nine factors: flight maneuverability, flight altitude, percentage of time flying, nocturnal flight activity, sensitivity towards disturbance by ship/helicopter traffic, flexibility in habitat use, biogeographical population size, adult survival rate and conservation status. Combined with a measure of density or relative proportion of the relevant species in an area, a wind farm sensitivity index (WSI) is created. The WSI can be summed for all species found in the area at different times of the year to give a total WSI for seabirds. The existing data for seabirds in winter and in the breeding season was of sufficient quality to be used for this method. For the species where less data was available (e.g. geese, waders, white-tailed eagle and the Eurasian eagle-owl) we have chosen to illustrate potential conflicts by means of maps of the major functional areas.

The results are presented in maps, where the WSI is given for 10x10 km squares. The results of the study showed a clear difference in WSI between areas and seasons. For the seabirds it was shown that especially the large breeding colonies in Vesterålen, Røst and Runde were areas with high WSI. In Vesterålen, the gannets and some of the puffin colonies resulted in a high WSI, while on Røst auks and for Runde gannets and gulls resulted in high WSI-values. Further south it was mainly gulls and terns that caused high WSI-values on the coast of Vest-Agder and between Jæren and Karmøy. The results for the breeding season were as expected, as other studies have previously pointed to these sites as valuable areas.

There were some similarities between important localities in summer and winter, for example between Jæren and Vesterålen. But during the winter season, areas such as Lista, Nordøyerne and Gossen (Møre and Romsdal), Smøla, Froan, Ørlandet, Frost, Vikna and Vega also showed a high vulnerability. For the white-tailed sea eagle especially the islands of Smøla, Hitra and Frøya, as well as the area from Bodø to Steigen were very important. For the Eurasian eagle-owl the coast of Helgeland and the areas surrounding Karmøy in Rogaland were most important. For waders and geese the focus was on important resting and moulting sites. Such sites for geese and eiders are distributed across the study area, with the most important and largest areas being the coast of central Norway and northwards. For waders a number of important resting areas are spread over the entire study area, but with a concentration of localities along the coast of Møre and Romsdal and Rogaland, especially along the coast of Jæren.

In our study, the analysis of vulnerability is done for separate areas in relation to the presence of birds. However, in the case of extensive development of large numbers of wind farms in close proximity to one another, different and stronger responses can be expected from both individuals and populations of birds than what has until now been documented for smaller off-shore wind power plants. During the future development of wind power plants, both off- and on shore, it will be important to not only consider each wind power plant in isolation, but to focus on what their total or cumulative environmental effects will be.

It should be noted that our analysis is for guidance only. It is suitable for large-scale evaluations of the vulnerability of areas. To assess the suitability of specific areas for the development of wind power plants, it is, in addition to this report, necessary to study local occurrences of birds and identify important functional areas for seabirds. The basis for the index should also be assessed and reviewed continuously, so that the latest knowledge about the effects of wind farms can be incorporated in later analysis.

Signe Christensen-Dalsgaard ([signe.dalsgaard@nina.no](mailto:signe.dalsgaard@nina.no))

Svein-Håkon Lorentsen ([shl@nina.no](mailto:shl@nina.no))

Espen Lie Dahl ([espenlie.dahl@nina.no](mailto:espenlie.dahl@nina.no))

Arne Follestad ([arne.follestad@nina.no](mailto:arne.follestad@nina.no))

Frank Hanssen ([frank.hanssen@nina.no](mailto:frank.hanssen@nina.no))

Norwegian Institute for Nature Research. P.O. Box 5685, Sluppen, 7485 Trondheim, Norway.

Geir Helge Systad ([geir.systad@nina.no](mailto:geir.systad@nina.no))

Norwegian Institute for Nature Research. Polarmiljøsentret, 9296 Tromsø

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>10</b>
1.1 Bakgrunn.....	10
1.1.1 Områdeavgrensning.....	10
1.1.2 Fuglearter inkludert.....	11
1.1.3 Sårbarhet.....	11
1.1.4 Vurdering av konsekvens.....	12
1.1.5 Datagrunnlag og forbehold.....	12
1.2 Fugl i området.....	12
1.2.1 Artsutvalg og økologiske grupper.....	12
1.2.2 Havørn.....	15
1.2.3 Hubro.....	16
1.2.4 Bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter, havørn og hubro.....	16
1.2.5 Rødlistede arter.....	19
1.3 Effekter av vindkraft på sjøfugl.....	19
1.3.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindenergianlegg.....	21
1.3.2 Endring og tap av habitat.....	22
1.3.3 Forstyrrelser.....	23
1.3.4 Barriereeffekter.....	23
1.4 Vurderinger av konfliktpotensialet mellom fugl og vindenergianlegg.....	25
1.4.1 Hekkeområder.....	25
1.4.2 Myteområder og svømmetrekk.....	25
1.4.3 Trekkruiter og rasteplasser.....	26
1.4.4 Utbredelse utenom hekkesesongen.....	27
<b>2 Materiale og metoder</b> .....	<b>29</b>
2.1 Datagrunnlag og datainnsamling.....	29
2.1.1 Kystnære tellinger av sjøfugl.....	29
2.1.2 Åpent hav-data for sjøfugl.....	30
2.1.3 Data for havørn og hubro.....	31
2.1.4 Trekkruiter, rasteplasser og myteområder.....	32
2.2 Analysemetode for identifisering av sårbare områder.....	32
2.2.1 Sensitivitetsvurderinger for sjøfugl.....	32
2.3 Samlet vurdering av konfliktområder.....	38
2.4 Begrensninger/metodekritikk.....	38
2.4.1 Bruken av SSI-indeksen.....	38
2.4.2 Bruken av WSI-indeksen.....	39
<b>3 Resultater</b> .....	<b>40</b>
3.1 Fordeling av fugl og mulige konfliktområder i åpent hav.....	40
3.1.1 Sårbare områder basert på WSI-beregningene for åpent hav.....	42
3.2 Kystnært fordeling av fugl og konfliktområder i vinterhalvåret.....	43
3.2.1 WSI for vintersesongen basert på kystdata.....	45
3.3 Kystnær fordeling av fugl og konfliktområder i hekkesesongen.....	46
3.3.1 WSI hekkesesong.....	47
3.4 Fordeling av fugl og konfliktområder under trekk vår og høst, samt myteområder.....	48

---

3.5	Fordelingen av hekkeområder for havørn og hubro .....	50
3.6	Samlet vurdering av konfliktområder basert på WSI-beregningene .....	52
3.6.1	Åpent hav-data .....	52
3.6.2	Kystnære data .....	53
<b>4</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>56</b>
4.1	Feilkilder.....	59
4.1.1	Åpent hav-data .....	59
4.1.2	Kystdata .....	60
4.1.3	Havørn og hubro.....	60
4.1.4	Vadefugler .....	60
4.1.5	Myte- og rasteplasser for ærfugl og gjess .....	60
4.2	Kunnskapsbehov.....	61
4.3	Forutsetninger for bruk av materialet .....	62
<b>5</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>63</b>
<b>6</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>67</b>
	Vedlegg 1. Artsnavn på norsk, engelsk og latin .....	67
	Vedlegg 2. Figurer og tabeller, bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter .....	68
	Vedlegg 2. Arts- og sesongvis fordeling av sjøfugl i åpent hav .....	77
	Vedlegg 3. WSI på bakgrunn av åpent hav-data .....	80
	Vedlegg 4. Fordeling vintersesong kyst .....	83
	Vedlegg 5. WSI for kystdata, artsgrupper i vintersesongen .....	88
	Vedlegg 6. Fordeling hekkesesong.....	90
	Vedlegg 7. WSI for kystdata, artsgrupper i hekkesesongen .....	95
	Vedlegg 8. Arts- og artsgruppevise kart over viktige raste- og myteområder.....	97
	Vedlegg 9. Fordeling Hubro de siste 5 årene.....	99

## Forord

NINA er bedt om å utarbeide en beslutningsrelevant, storskala screening av områder som kan være aktuelle for etablering av offshore vindenergianlegg med lavest mulig konfliktrisiko med forekomster av sjøfugl, vadere, havørn og hubro. Områdene som skal vurderes er fra den innerste kyst og ut til norsk økonomisk sone fra svenskegrensen i sør (Nordsjøen/Skagerrak) til nordspissen av Andøya i nord (Norskehavet). Sjøfugl er viktige elementer i dette området og mange bestander, inkludert rødlistede arter, forekommer i antall som er av nasjonal og internasjonal betydning.

Denne rapporten vurderer sjøfuglenes potensielle sårbarhet for offshore vindenergianlegg basert på internasjonal vurderingsmetodikk. Det presenteres her kart som angir sjøfuglarters og sjøfuglgruppers utbredelse og forekomst til forskjellige årstider. Disse kartene er lagt opp på hverandre for å komme fram til et fåtall samlede kart for potensielle konfliktområder. Det understrekes at kartene er basert på allerede eksisterende materiale, og at de er på relativt grov skala (10 x 10 km). Kartene er således etter vår vurdering godt egnet til en screening av potensielle konfliktområder men det anbefales sterkt at man gjennomfører grundigere analyser når det blir snakk om etablering av konkrete vindenergianlegg.

Det er kjent at både hubro, og spesielt havørn er sårbare i forhold til vindenergianlegg i kystnære områder. Disse artene er tatt med i rapporten, men deres forekomst er ikke relatert til etablerte sårbarhetsindekser og kartene for disse artene må derfor vurderes ut i fra andre kriterier.

Det er lagt vekt på å gi en oppdatert, lettfattelig og transparent presentasjon av dagens kunnskap om konflikter mellom vindenergianlegg og fugl. Vi presenterer også behovene for mer kunnskap innenfor dette forvaltningsområdet.

I forbindelse med utarbeidelsen av denne rapporten har vi mottatt data fra en rekke kilder. NINA ønsker derfor å takke Ringmerkingssentralen ved Stavanger museum (v Alf Tore Mjøs), NOF prosjekt havørn (v Alv Ottar Folkestad), NOF prosjekt hubro (v Ingar Jostein Øien), Torgeir Nygård (havørndata fra Nord-Trøndelag) og DN Naturbasen. Jorunn Mittet Eriksen har vært engasjert for å hente ut eksisterende data fra forskjellige kilder og mye, men ikke alt, har vi fått med i foreliggende rapport.

Trondheim juni 2010

Signe Christensen-Dalsgaard, Svein-Håkon Lorentsen, Espen Lie Dahl, Arne Follestad, Frank Hanssen, Geir Helge Systad

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

I forbindelse med den nye havenergiloven (Ot. Prp. Nr. 107) skal det lages en strategisk konsekvensutredning med sikte på å avklare hvilke områder som vil kunne være egnet for offshore vindenergiproduksjon. Norges vassdrags og energidirektorat (NVE) er koordinator for denne utredningen som er tenkt å dekke mange fagområder. NINA er, på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) bedt om å foreta en vurdering av eksisterende data på sjøfugl, havørn og hubro med tanke på å komme fram til en førstehånds screening av områder hvor en av hensyn til potensielle konflikter med fugl bør unngå å etablere offshore vindenergianlegg. Screeningene skal inkludere informasjon om viktige sjøfuglområder for hekking, fjærfelling, overvintring, rasting under vår- og høsttrekk samt viktige beiteområder. Oppdraget er begrenset til norske territorialfarvann i havområdene Nordsjøen (inkludert Skagerrak) og Norskehavet.

I forhold til sjøfugl vil en screening av områder egnet for offshore vindenergiproduksjon dreie seg om å kartlegge viktige funksjonsområder som vil være særlig konfliktfylte, dvs. "hotspots" for spesielt sårbare og verdsatte arter til forskjellige tider av året. I første rekke vil dette dreie seg om viktige, sesongavgrensede, funksjonsområder for sjøfugl. I kystnære farvann vil slike områder være de mest benyttede områdene for overvintring og fjærfelling, gjerne lokalisert i gruntvannsområder (som også vil være særlig egnet for bunnfaste vindmøller), samt områder for næringssøk i hekketiden (innenfor aksjonsradius fra koloniene), og for fugler på trekk vår og høst (rasteområder). Viktige beiteområder i åpent hav for sjøfugl i hekketiden vil ligge innenfor aksjonsradius for koloniene, og vil i mange tilfeller kunne sannsynliggjøres ved å slå en ring med tilsvarende radius rundt koloniene. Næringssøksområder i åpent hav utenfor hekketiden er av mer temporær karakter, men vil ofte være knyttet til marine frontsystemer med stor produksjon av zooplankton (og derved også bestander av fisk) eller viktige funksjonsområder (oppvekst, gyting) for fisk.

### 1.1.1 Områdeavgrensning

Oppdraget er begrenset til norsk økonomisk sone i havområdene Nordsjøen (inkludert Skagerrak) og Norskehavet. Dette vil si området langs kysten fra Svenskegrensa i sørøst til spissen av Andøya i nord (69° 20'N) og med en avgrensning i åpent hav som strekker seg til den norske territorialgrensen (**figur 1**).





**Figur 1.** Kart som viser utredningsområdet som dekkes i denne rapporten (innenfor sort strek).

### 1.1.2 Fuglearter inkludert

I gjennomgangen av mulige konfliktområder er det valgt å definere sjøfugl i vid forstand. Dette betyr at både lommer, dykkere, pelikan-, ande-, vade-, måke- og alkefugler er inkludert. Fjære- og våtmarkstilknyttede arter (se **tabell 2**) vil imidlertid ikke bli behandlet systematisk i foreliggende screening, men inkluderes som en samlet gruppe hvor det vurderes som formålstjenelig. Havørn og hubro er inkludert i studiet. Artenes engelske og latinske navn er gitt i **vedlegg 1**.

### 1.1.3 Sårbarhet

Sårbarhet kan defineres som en arts eller et leveområdes evne til å opprettholde sin naturtilstand i forhold til ytre, ofte menneskeskapt påvirkning. For sårbarheten til en enkelt art har årstidsvariasjon, utbredelsesmønster, alder/livsstadium, atferd og organismenes biologiske egenskaper betydning. Sårbarheten vurderes ut fra hvilke effekter ulike påvirkninger kan ha på artens og bestandens utvikling og overlevelse. Enkelte arter kan være spesielt sårbare i perioder av året der arten lever konsentrert innen et begrenset område (for eksempel hekkesesongen for sjøfugl).

### 1.1.4 Vurdering av konsekvens

Effektene av en mulig utbygging av vindenergianlegg kan vurderes på flere forskjellige måter. Konsekvensene kan for eksempel ses som forvaltningsmessige, etiske eller PR-messige. I denne rapporten er det satt fokus på de forvaltningsmessige problemer, altså hvordan sjøfuglbestander kan bli negativt påvirket og eventuelt redusert på grunn av vindenergianlegg. Etiske vurderinger av konsekvenser på individnivå, f.eks. i forhold til rene dyrevernhensyn og samfunnsmessige akseptgrenser er derfor ikke behandlet her.

### 1.1.5 Datagrunnlag og forbehold

Rapporten er begrenset til vurdering av sårbare områder basert på eksisterende kunnskap. Analyseområdets størrelse medfører nødvendigvis at analysene måtte gjennomføres på storskala data, og presenteres på et relativt grovt rutenett (10 x 10 km). Hvis dette materialet skal brukes til en detaljert planlegging av etablering av vindenergianlegg anbefales sterkt at mer detaljerte analyser kjøres for de respektive områdene. Våre analyser er derfor av veiledende karakter og dermed egnet til en storskala vurdering av områder. Ved vurderinger av spesifikke områder for utbygging av vindenergianlegg, er det, i tillegg til foreliggende rapport, nødvendig med lokale undersøkelser for å fastslå lokale forekomster av fugl og viktige funksjonsområder.

## 1.2 Fugl i området

### 1.2.1 Artsutvalg og økologiske grupper

Utredningsområdet (Nordsjøen (inkludert Skagerrak) og Norskehavet) inkluderer viktige områder for noen av de største sjøfuglforekomstene i nordøst Atlanteren. Sjøfugler omfatter arter som helt eller delvis er avhengige av havet for å skaffe seg næring. De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet. Disse artene kommer bare til land for å hekke, og man finner dem ofte i store kolonier som ofte består av flere sjøfuglarter. Andre fuglearter, derimot, er bare avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting (fjærfelling) og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler).

Sjøfuglene lever i et ustabil miljø, der næringen ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Dette reflekteres i deres reproduktive (hekke-) strategi. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. Mange sjøfugler blir først kjønnsmodne i 5-10-årsalderen og legger bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at vellykket reproduksjonen ikke kan forventes hvert år. Det forutsetter imidlertid at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. En eller flere sesonger med mislykket reproduksjon har isolert sett ikke nødvendigvis vesentlig bestandsmessig betydning, mens faktorer som påvirker dødelighet eller infertilitet hos voksne individer kan gi store utslag. Økt dødelighet blant voksne individer kan dermed få alvorlige konsekvenser for en bestand. En slik reproduktiv strategi gjør også at mange sjøfuglarter (f.eks. alle alkefugler med unntak av teist) ikke kan tilpasse kullstørrelsen i forhold til fødetilgang, hvilket medfører at det vil ta lengre tid for en populasjon å ta seg opp igjen etter en kraftig reduksjon.

Sjøfugler responderer på tilgjengeligheten av mat, og er derfor gode indikatorer på forandringer i de marine økosystemene (f. eks. Iverson et al. 2007, Piatt et al. 2007, Parsons et al. 2008). De er følsomme overfor forandringer i næringstilgang og endringer i fødegrunnlaget vil ofte reflekteres i diettvalg og reproduktiv (hekke-) suksess. Sjøfugl er også gode indikatorer for forurensning. Undersøkelser av døde sjøfugler skyllet opp på kysten kan gi viktig kunnskap om

omfang av oljeforurensning, og analyse av oljen funnet på sjøfuglene kan gi informasjon om kildene til forurensningen (f. eks. Dahlmann et al. 1994). Mange av sjøfuglartene er toppredatorer og er således gode indikatorer for miljøgifter som akkumuleres gjennom de trofiske nivåene (f. eks. Burger & Gochfeld 2002).

Forekomsten av sjøfugler i hele eller deler av utredningsområdet er beskrevet flere steder (bl.a. Barrett et al. 2006, Ottersen og Auran 2007, Lorentsen 2007, Anker-Nilssen et al. 2007).

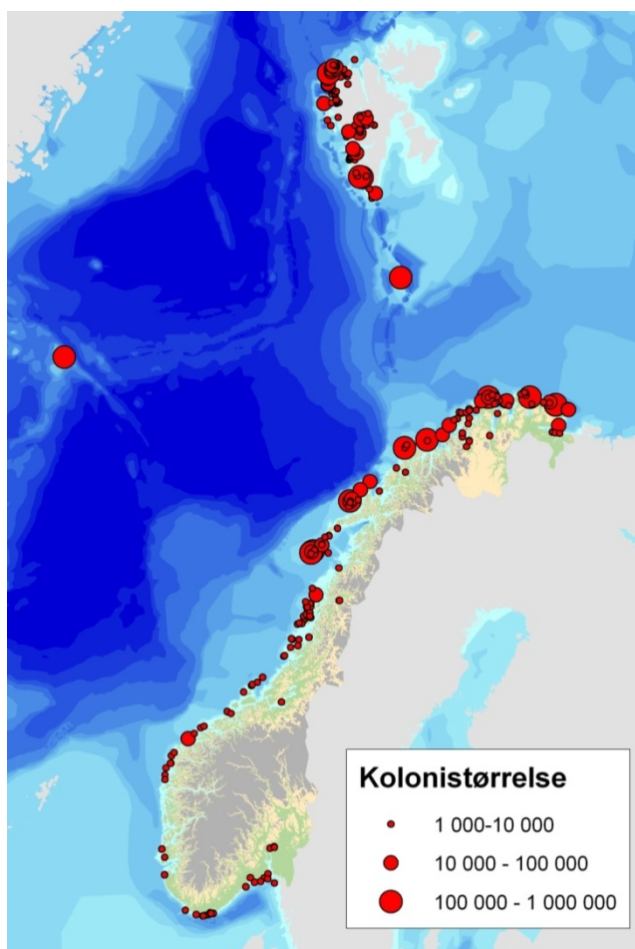
Sjøfuglenes utbredelse er i hovedsak styrt av klimatiske, oseanografiske og biologiske forhold, med to særlig markerte gradienter eller frontsystemer fra sør til nor. I sør, langs Skagerrakkysten bringer den Baltiske strømmen vann med lav saltholdighet fra Østersjøen. I Skagerrak møter denne strømmen Jyllandsstrømmen som er en kyststrøm. Vann fra disse vannmassene føres opp langs norskekysten (kyststrømmen) og mottar et stadig tilsig fra norske elver. Utenfor kysten av midt-Norge, fra Stad og nordover, møter varmt og saltholdig atlantehavsvann den norske kyststrømmen med lav saltholdighet. Der strømmen med forskjellig saltholdighet møtes, dannes frontsystemer som er viktige beiteområder for sjøfugl, og fordelingen av vannmasser og frontenes beliggenhet gjenspeiles også i utbredelsesmønstrene til de ulike sjøfuglartene. For eksempel ligger mange av de største hekkekoloniene for sjøfugl i nærheten av områder der de forskjellige strømmene danner virvler eller retensjonsområder (f.eks. utenfor midt-Norge, Lofoten og Vesterålen) eller der det er kort avstand til sokkelområdene der frontsystemene er særlig aktive.

**Tabell 1.** Bestandsestimater for hekkende sjøfuglarter per 2005 i langs den norske kysten av Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet (utredningsområdet) samt totalt for utredningsområdet. Antallet hekkende sjøfugl (par) i hele Norge inkludert Svalbard er også angitt, samt hvor stor andel av disse som finnes innenfor utredningsområdet. Bestandsestimatene er oppgitt som antall hekkende par. Bestandstallene er basert på Barrett et al. (2006) og Bakken et al. (2006).

Art	Nordsjøen inkludert Skagerrak	Norske- havet	Antall par i utrednings- området	Norge med Svalbard Antall par	Andel av norsk bestand i utredningsområdet
Havhest	1 700	7 500	9 020	1 115 100	0,8
Havsule	0	2 750	2 750	4 500	61,1
Storskarv, sinensis	1 500	0	1 500	1 500	100,0
Storskarv, carbo	0	20 000	20 000	30 000	66,7
Toppskarv	5 000	13 000	18 000	24 000	75,2
Ærfugl	55 000	100 000	155 000	207 200	74,8
Storjo	5	90	95	400	23,8
Fiskemåke	50 000	75 000	125 000	135 500	92,3
Sildemåke, sørlig	48 000	1 000	49 000	49 000	100,0
Sildemåke, nordlig	0	1 000	1 000	1 300	76,9
Gråmåke	33 000	100 000	133 000	233 000	57,1
Svartbak	8 500	30 000	38 500	53 650	71,9
Krykkje	6 000	80 000	86 000	615 300	14,0
Makrellterne	7 000	~ 3 000	~ 10 000	11 000	~ 90,9
Rødnebbterne	5 100	20 000	25 100	46 100	54,4
Lomvi	150	~ 5 000	~ 5 150	166 150	~ 3,1
Alke	300	~ 10 000	~ 10 300	25 600	~ 40,2
Teist	380	15 000	15 380	56 400	27,3
Lunde	14 000	800 000	814 000	1 734 000	46,9
Total	133 305	1 283 340	1 518 795	4 509 700	33,7

Nordsjøen og Norskehavet innehar flere funksjoner for sjøfugl i Nordatlanten. Bestander som hekker nord og øst for utredningsområdet beiter i de nordlige delene av Norskehavet i hekketiden og mange overvintrer i utredningsområdet, sjøfugler trekker inn i og gjennom utredningsområdet på vei til og fra hekkeområdene, og pelagiske arter oppholder seg i utredningsområdet store deler av året. I hekketiden er omkring 1,5 millioner par sjøfugl knyttet til havområdet (**tabell 1**).

Mange sjøfuglarter er kolonihekkende. De fleste pelagisk beitende artene opptrer i store kolonier, mens de mer kystbundne artene gjerne opptrer i mindre kolonier. De største koloniene i Norge finnes fra Lofoten og nordover samt på Svalbard (**figur 2**), og er dermed med unntak Lofoten/Vesterålen ikke inkludert i utredningsområdet. De viktigste sjøfuglkoloniene innenfor utredningsområdet er Runde og Røst. I tillegg finnes en rekke mindre kolonier, f.eks. i Raune (Vest-Agder), i Rogaland, i Sogn og Fjordane, i Froan (Frøya), Sklinna, Lovund, mange øyvær på Helgelandskysten, Sør-Fugløy og i Vesterålen.



Figur 2. Kart som viser sjøfuglkolonier langs kysten av Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet med mer enn 1000 hekkende par (data fra NP/NINA).

Det er store sesongmessige forskjeller i utbredelsen av sjøfugl i utredningsområdet. Vinterstid er de viktigste artene og artsgruppene som overvintrer relativt stasjonært langs fastlandskysten dominert av lommer, dykkere, skarver, marine dykkender (ærfugl, praktærfugl, havelle, sjøorre og siland) og måker. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk og avhenger av byttedyrenes utbredelse. Vår- og høstbestandene utgjøres hovedsakelig av fugl på trekk tilbake til hekkeområdene, eller av bestander som overvintrer i området, herunder store konsentrasjoner av arktiske gjess (kortnebbgås, hvitkinngås). Mange arter returnerer

tidlig til hekkeplassene. Sommerbestandene utgjøres hovedsakelig av de hekkende bestandene (se over), samt ikke-kjønnsmodne fugler og individer som av ulike grunner ikke har gått til hekking. I hekketiden beiter fuglene ved kysten og i havområdene som grenser opp til koloniene. Utover høsten skjer det både nordlige og sørvestlige forflytninger av sjøfuglbestandene i Norskehavet. Lomvi, polarlomvi og alke gjennomfører svømmetrekk etter endt hekking, hvor en av foreldrene (oftest hannen) svømmer vekk fra kolonien med den ennå ikke flygedyktige ungen.

Sjøfuglbestandene i utredningsområdet er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon av plante- og dyreplankton, bunndyr samt store bestander av små, pelagiske fiskearter som sild, brisling og tobis. Sjøfuglenes næringsvalg spenner over et vidt spekter av arter, og variasjonen kan være stor både gjennom året, mellom år og mellom regioner. Krepsdyr, sild, brisling, tobis og unge årsklasser av torskefisk (sei, torsk og hyse) og makrell er imidlertid gjennomgående svært viktige næringsemner for mange arter. Det er særlig de yngre årsklassene av sild som er viktig næring for sjøfuglene, mens tobis og brisling er attraktive næringsemner gjennom hele sin livssyklus på grunn av sin begrensede størrelse. Sildeyngel og ungsild er spesielt viktig for en rekke sjøfuglbestander langs kysten av Nord-Norge. Brisling og tobis innehar samme funksjon i Sør-Norge men spesielt tobis finnes langt oppover norskekysten og er lokalt svært viktig for enkelte sjøfuglbestander

De ulike sjøfuglartene er tilpasset livet i de marine økosystemene på ulike måter. Disse økologiske tilpasningene avspeiles både i fuglenes fysiologi (f.eks. nebbform og kroppsstørrelse), fødevalg og utbredelse. Dette medfører at de forskjellige artene er knyttet til ulike habitater for å søke føde, hvile eller hekke. Med bakgrunn i blant annet hvordan sjøfuglene skaffer seg næring og bruker marine habitater, kan man plassere de ulike sjøfuglartene i økologiske grupper (**tabell 2**). Forskjellen i bruk av habitat og hvor og på hvilken måte de skaffer seg næring, gjør at de ulike artene har ulik sårbarhet i forhold til trusselfaktorer som oljesøl, overfiske, klimaendringer eller vindenergianlegg.

Sjøfuglene i området kan deles i to hovedgrupper; pelagiske og kystbundne arter. Disse kan igjen deles i overflatebeitende og dykkende sjøfugler. Artene som er nevnt under disse gruppene er eksempler på hvilke arter som inngår.

Tabell 2. Oppdeling av utvalgte sjøfuglarter i økologiske grupper

Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl		Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Fjære-tilknyttede arter	Våtmarks-tilknyttede arter
		Fiskespisende	Bentisk beitende			
Lomvi	Havhest	Smålom	Havelle	Fiskemåke	Tjeld	Grågås
Alke	Havsule	Islom	Svartand	Gråmåke	Storspove	Kortnebbgås
Lunde	Storjo	Gulneblom	Sjørre	Svartbak	Steinvender	Hvitkinngås
Alkekonge	Tyvjo	Gråstrupedykker	Ærfugl	Makrellterne	Sandlo	Gravand
	Sildemåke	Storskarv	Praktærfugl	Rødnebbterne	Rødstilk	Stokkand
	Krykkje	Toppskarv	Toppand			
		Siland	Teist			
		Laksand				

## 1.2.2 Havørn

Havørnen er en rovfugl som i sitt utbredelsesområde er sterkt bundet til kysten. I Norge har arten sitt hovedutbredelsesområde innenfor utredningsområdet. Arten lever i stor grad av fisk som den enten fanger selv eller stjeler fra f.eks. oter eller måker. Dens biologi og plassering på

toppen av næringskjeden gjør den velegnet som indikator på økosystemenes tilstand langs kysten.

Arten er territoriell og monogam. Par og territorier etableres når de er ca. 5 år gamle. Voksne par holder seg i sitt eget territorium gjennom hele året (Cramp 1980, Fischer 1982). Yngre fugler (opp til ca 5 år) er ikke bundet til territorier og satellittelemetristudier har vist at unge havørner benytter store deler av norskekysten. Vandringsmønsteret fra over 40 unge havørn utstyrt med satellittsender på Smøla viste at disse forlot fødeområdet på våren, la ut på vandring langs kysten, opp til 900 kilometer fra fødested, for så å returnere igjen til vinteren. Dette var bevegelser som gjentok seg hvert år (Bevanger et al. 2009).

Havørnens livshistoriestrategi er på mange måter lik sjøfuglenes, de har sen kjønnsmodning, høy levealder og legger få egg. Dette er demografiske karaktertrekk som gjør arten sensitiv for endringer i dødelighet blant voksne individer (Sæther & Bakke 2000). Økt voksendødelighet kan med andre ord være alvorlig for populasjonen.

### 1.2.3 Hubro

Hubroen finnes i en rekke habitattyper, men er i Norge mest utbredt i lite bevokste kystlandskap fra Vest-Agder til Helgeland (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Den hekker vanligvis første gang ved en alder på 2-3 år, men kan hekke allerede som ettåring (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Tettheten av territorier ser ut til å være bestemt av byttedyrtilgang (Oddane & Undheim 2007). Hubroen har en allsidig diett der alt fra pattedyr til fugler og fisk inngår. På steder med mye vånd er dette det dominerende byttedyret (Direktoratet for naturforvaltning 2009).

Oddane og Undheim (2007) fant at hubroterritorier på Høg-Jæren i Rogaland hadde en innbyrdes avstand på 2-3 kilometer i lavereliggende, kystnære områder, mens avstanden mellom territoriene var større i områder lengre fra kysten. Studier ved hjelp av satellittelemetri tyder på at voksne hubroer sjelden beveger seg mer enn 20 kilometer fra hekkeplassene (Bjarne Oddane pers medd.).

### 1.2.4 Bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter, havørn og hubro

Bestandsutvikling for et utvalg hekkende sjøfuglarter innenfor utredningsområdet er overvåket siden 1988 gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, som finansieres av Direktoratet for naturforvaltning (f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009). For noen bestander ble overvåkingen startet langt tidligere i regi av andre prosjekter (se bl.a. Røv et al. 1984). Nedenfor presenteres resultater for sentrale hekkende sjøfuglarter med høy sårbarhet overfor vindenergianlegg (høy SSI-indeks, jf tabell 5). Resultatene er à jour pr. 2009. I den følgende teksten beskrives de observerte bestandstrendene for noen aktuelle arter. Figurer og tabeller som viser bestandstrender fra overvåkingen av hekkende sjøfugl presenteres i **vedlegg 2**.

Havsule representerer den økologiske gruppen pelagisk overflatebeitende sjøfugl og overvåkes på Runde og i flere kolonier i Lofoten og Vesterålen (nært opp til utredningsområdet). Arten spiser hovedsakelig stimdannende pelagiske fiskearter som sild og makrell. Kolonien på Runde er i vekst, mens koloniene i Lofoten og Vesterålen har gått kraftig tilbake de seneste 10-årene (1999-2008, ble ikke overvåket i 2009) som de eneste i Norge (og Nordatlanteren) forøvrig.

Storskarv representerer den økologiske gruppen kystbundne fiskespisende sjøfugl. Arten finnes i to underarter i Norge, *Carbo carbo sinensis* som hekker i Sør-Norge på kyststrekningen fra Østfold til Rogaland, og *C. c. carbo* som hekker fra Møre og Romsdal og videre

nordover langs norskekysten. Underarten *sinensis* etablerte seg på Skagerrakkysten på slutten av 1990-tallet og har etter dette ekspandert både i antall og geografisk. Den totale hekkebestanden er nå ca. 1500 par. Den overvåkes i Østfold og Vest-Agder og bestanden har vist en signifikant økning.

Underarten *carbo* overvåkes innenfor en rekke regioner (**vedlegg 2**). Den karakteriseres av kraftige årlige svingninger i hekkebestanden i de fleste regionene, men den langsiktige bestandstrenden var signifikant positiv til rundt årtusenskiftet i de fleste regioner. Etter dette ser det ut til at den sterke veksten har avtatt noe og delvis også vært negativ i enkelte av overvåkingsområdene. Norge har en stor andel av den internasjonale hekkebestanden av denne arten, og underarten kan derfor karakteriseres som en ansvarsart.

Toppskarv er også en representant for de kystbundne fiskespisende artene. Arten overvåkes innenfor utredningsområdet på Runde i Møre og Romsdal, Sklinna i Nord-Trøndelag og Ellefsnyken på Røst i Nordland. Den ble også overvåket i Rogaland i perioden 1979-2001 og det ble her observert en sterk økning i denne perioden. På Runde er det registrert en kraftig tilbakegang siden 1975, og hekkebestanden er fremdeles mye mindre enn den var midt på 1970-tallet. Hekkebestandene på Sklinna og Ellefsnyken, Røst, har vært i sterk vekst i den samme tidsperioden men har holdt seg stabil de siste 10-årene (2000-2009).

Ærfugl er en representant for gruppen bentisk beitende og livnærer seg på bunndyr som muslinger, krepsdyr og pigghuder. I 2000 ble det igangsatt overvåking av arten i en rekke områder langs hele kysten. Langs Skagerrakkysten har bestanden vært i økning siden slutten av 1990-tallet, men veksten har stabilisert seg de siste 10 årene (perioden 2000-2009) i mange av fylkene. På Mørkekysten har hekkebestanden vært stabil i perioden 1986-2008. I Trondheimsfjorden tyder resultatene på en tilbakegang på 85 % siden 1982 mens den i Vikna-området i Nord-Trøndelag har vært stabil. Det er også en relativt stabil hekkebestand i kystområdene på Helgelandskysten. På Røst viser sammenlignbare tellinger en nær halvering av hekkebestanden av ærfugl siden 1988.

Sildemåke er klassifisert i den økologiske gruppen pelagisk overflatebeitende. Arten er mer knyttet til åpne sjøområder enn de andre måkeartene (med unntak av krykkje). I Norge hekker det to underarter av sildemåke; *intermedius* som hekker langs kysten av Sør- og Vestlandet nord til Sør-Trøndelag, og *fuscus* som hekker fra Trøndelag og nordover til Vest-Finnmark. Deres bestandsutvikling har vært svært forskjellig. Mens *intermedius*, totalt sett, har hatt en positiv utvikling siden midten av 1970-tallet, særlig i enkelte områder langs Skagerrakkysten, har bestanden av *fuscus* gått dramatisk tilbake i samme periode. Den norske *fuscus*-populasjonen er nesten utryddet og er følgelig svært sårbar.

Svartbak er klassifisert i gruppen kystbundne overflatebeitende sjøfugl. Arten er mer marin enn gråmåke men holder seg i kystnære områder, spesielt i hekketiden. Arten overvåkes i Telemark og Vest-Agder samt på sørlige deler av Helgelandskysten. I Telemark, hvor det er gjennomført årlige tellinger siden 1974, er det registrert en betydelig bestandsøkning. Hekkebestanden av svartbak i dette fylket er nå dobbelt så stor som da overvåkingen startet i 1974. Hekkebestanden har holdt seg stabil de siste 10 årene. I Vest-Agder er det registrert til dels store årlige variasjoner i hekkebestanden siden overvåkingen startet i 1984 og det er ikke registrert signifikante endringer, verken hele perioden sett under ett, eller de siste 10 årene. På Sør-Helgeland har hekkebestanden fluktuert mye, men trenden er positiv når hele overvåkingsperioden ses under ett. Svartbakbestanden i Sortlandssundet har også variert betydelig, men bestandsøkningen har vært større her enn på Helgeland.

Krykkje er en representant for de pelagisk overflatebeitende artene og finner mat i de øverste få centimeterne av havoverflaten. Hekkebestandene av krykkje har gått signifikant tilbake på alle overvåkingslokalitetene langs fastlandet, med unntak av Anda i Vesterålen. Dette gjelder både hele overvåkingsperioden sett under ett, og de siste 10 årene.

Makrellterne klassifiseres også som en kystbunden overflatebeitende sjøfugl. Den overvåkes årlig på enkeltlokaliteter i Telemark, samt innen større områder i Vest-Agder. Generelt viser begge terneartene store, årlige fluktuasjoner i bestandene. I Telemark har bestanden vært overvåket årlig siden 1974, og det er her registrert en kraftig og signifikant tilbakegang i perioden, både for reirtellinger og for individtelling. I Vest-Agder er det også observert signifikante negative trender, både for hele overvåkingsperioden (1990-2009) sett under ett, og for de siste 10 år (2000-2009). Betegnende for situasjonen er at makrellternen er omtrent fullstendig forsvunnet som hekkefugl vest for Lista (K.S. Olsen pers. medd.), en utvikling som sannsynligvis må ses i sammenheng med den negative bestandsutviklingen som er observert på Vestlandskysten (bl.a. Lorentsen 2006).

Teist er vår eneste kystbundne bentisk beitende alkefugl. Arten finnes i kystnære områder hele året. Arten er særdeles vanskelig å overvåke. Et datasett fra Froan, Frøya kommune i Sør-Trøndelag fra perioden 2004-2009 er stilt til disposisjon for overvåkingsprogrammet (G. Bangjord pers. medd.). De samme delområdene ble talt i 1988 (Lorentsen & Larsen 1988) så man kan få en indikasjon på bestandsutviklingen i området. Foreløpige resultater tyder på at teistbestanden i området er redusert med vel 30 % siden 1988. En koloni på Hernyken, Røst er talt årlig siden 1997, men dataserien for antall reir er foreløpig ikke operativ.

Lomvi og lunde representerer pelagisk dykkende arter. Begge artene spiser hovedsakelig pelagiske fiskearter som sild og tobis. Tilstanden for fastlandsbestanden av lomvi er kritisk. Siden begynnelsen av 1980-tallet er det i de fleste koloniene registrert en dramatisk og signifikant tilbakegang av hekkebestanden. Nedgangen har vært mest dramatisk i de nord-norske koloniene. I utredningsområdet har utviklingen for lomvi også vært negativ på Runde og Sklinna, mens Sklinna skiller seg ut med en fortsatt øking i bestanden.

Lundebestanden på Runde har vært relativt stabil i perioden 1980-2009, mens trenden for de siste 10 år er klart negativ. På Sklinna er det observert en signifikant bestandsreduksjon, både i hele overvåkingsperioden (1981-2009) sett under ett, og de siste ti årene. Lundebestanden på Røst har vært relativt stabil de ti siste årene, men trenden for hele overvåkingsperioden (1979-2009) er negativ. Lundebestanden på Anda er i nedgang.

Den norske havørnpopulasjonen blir overvåket av Norsk Ornitologisk Forening, Prosjekt Havørn. I 2000 ble den norske havørnpopulasjonene anslått til å være ca. 2200 par (Folkestad 2003). Hekkebestanden i 2010 er anslått til over 3000 par (A.O. Folkestad pers medd.). Norge har en stor andel av den totale Europeiske bestanden av havørn. Etter at arten gikk kraftig tilbake, hovedsakelig som følge av menneskelig forfølgelse i det 19. århundret, habitattap og miljøgifter, er trenden nå reversert med økende populasjoner og rekolonisering i Nord-Europa (del Hoyo 1994; IUCN 2009). Som følge av dette har arten endret status på den internasjonale rødlista og er nå å finne under kategorien "Least Concern" på IUCNs rødliste (IUCN 2009).

Den norske hubropopulasjonen ble anslått til 1000-3000 par i 1994 (Gjershaug et al. 1994), mens bestanden i 2007 ble anslått til 356-607 par (Jacobsen & Røv 2007). En kartlegging gjennomført av Norsk Ornitologisk Forening i 2008 ga en estimert hekkebestand på 408-658 par (Jacobsen et al. 2008). Arten er klassifisert som "sterkt truet" i Norsk Rødliste 2006 (Kålås et al. 2006). Artsdatabanken anslår den norske hubropopulasjonen til å være 1-5% av den totale europeiske populasjonen. Det er bred enighet om at den store tilbakegangen ser ut til å være knyttet til næringsmangel, dødelighet ved elektrokusjon ved sammenstøt med kraftlinjekonstruksjoner og habitatødeleggelse (Øien et al. 2008; Direktoratet for naturforvaltning 2009). Det økte fokuset på hubroen og dens tilbakegang har ført til at Direktoratet for naturforvaltning har utarbeidet en egen handlingsplan for hubro, der det listes opp tiltak som skal settes i verk for å forsøke å snu den negative bestandsutviklingen (Direktoratet for naturforvaltning 2009).

Grågåsbestanden har vært i økning i Norge de siste tiårene. Den hekker langs hele kysten, men ofte i tilknytning til eller i nærheten av områder med dyrket mark. Hekkebestanden ble



rundt år 2000 grovt anslått til 10.000 pr. Per i dag kan bestanden være flere tusen par større. Grågåsa feller alle svingfjærene i løpet av tre-fire uker i juni-juli. Forut for og under selve mytingen samles ikke-hekkende gjess (unge og ikke kjønnsmodne fugler og eldre gjess som har mislykkes med årets hekkforsøk) i spesielle områder langs kysten. De viktigste myteområdene ut fra dagens kunnskap finnes hovedsakelig fra kysten av Møre til Helgelandskysten, men med økende bestand på Østlandet er det også tatt i bruk nye myteområder der. Mytebestanden ble i 1988 anslått til om lag 22.000 individer, men teller i dag trolig over 30.000.

### 1.2.5 Rødlistede arter

For mange av våre sjøfuglarter er det registrert en negativ bestandsutvikling. Dette gjelder spesielt de pelagisk dykkende artene (f.eks. lomvi), men også noen måkearter (f.eks krykkje) og bentisk dykkende arter som f.eks. sjøorre *Melanitta fusca* (Kålås et al. 2006) og ærfugl opplever en negativ utvikling av bestandene. Mange av disse artene står oppført på den norske rødlista (**tabell 3**) (Kålås et al. 2006).

*Tabell 3. Rødliste for sjøfugl og hubro i forvaltningsområdet, som er inkludert i studiet. Kategoriene er hhv kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT) (tabell fra Ottersen og Auran 2007).*

Art	Kategori	Påvirkningsfaktorer
Lomvi	CR	Overfiske, Fiskemetoder, Oljesøl
Nordlig sildemåke	CR *	Næringsmangel og miljøgifter
Horndykker	EN	Forandringer i habitat i sommerhalvåret
Hubro	EN	Næringsmangel, kraftlinjer, habitatødeleggelse
Lunde	VU	Overfiske, Fiskemetoder
Storlom	VU	Vannstandsregulering, Fiskemetoder
Makrelltjerne	VU	Forstyrrelser i hekketiden
Krykkje	VU	Bestandsendring hos symbionter
Gulnebbblom	NT	Oljesøl, fiskemetoder
Toppdykker	NT	Vannstandsregulering, gjenfylling av dammer
Sjøorre	NT	Støy og ferdsel
Teist	NT	Støy og forstyrrelse, introduksjon av fremmede arter

\* Nordlig sildemåke med status som kritisk truet i rødliste DN 1998

### 1.3 Effekter av vindkraft på sjøfugl

De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet. Andre arter er derimot avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler). Denne tilknytningen til marine områder medfører at en utbygging og/eller utnyttelse av marine områder f.eks. til vindenergianlegg vil kunne påvirke sjøfuglene som bruker områdene. I hvilken grad sjøfugler vil bli påvirket av en slik utbygging vil avhenge av mange faktorer som f.eks. fordelingen av fugl i områdene, forekomst av byttedyr, fuglens adferd ved næringssøk og reaksjon på menneskelig aktivitet (Garthe & Hüppop 2004).

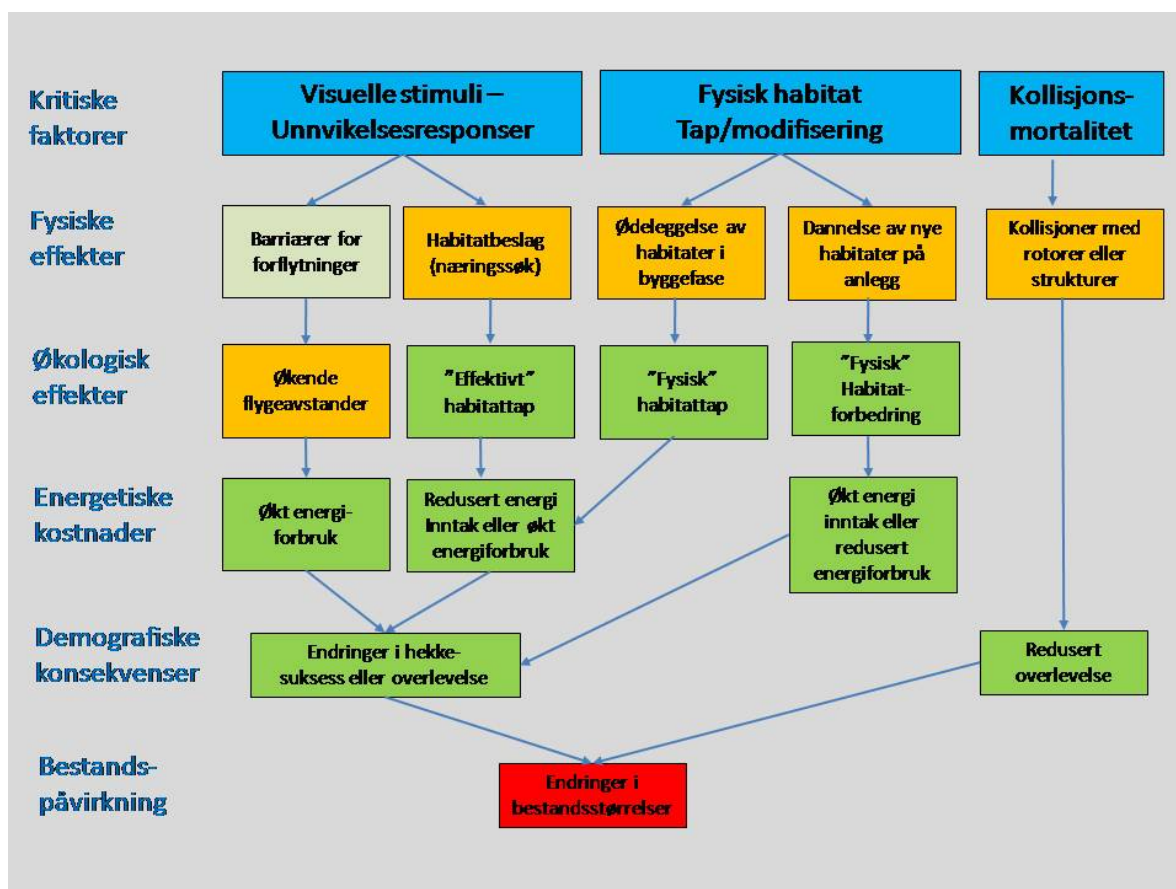
Ettersom vindenergianlegg er et relativt nytt element i europeiske havområder, er det foreløpig få etterundersøkelser som er gjennomført for å studere kortsiktige og langsiktige miljøeffekter av offshore vindenergianlegg. Mye av dagens kunnskap og erfaringer med offshore vindenergianleggs innvirkning på det marine miljø, deriblant fugl, er summert av Petersen et al. (2006) og

Morkel et al. (2007). I Norge er det kun utført etterundersøkelser for å avdekke miljøkonsekvenser av vindenergianlegg på Smøla (se f.eks. Bevanger et al. 2009). I andre land er dette gjort for flere vindenergianlegg, særlig i Danmark, Nederland, Storbritannia, Spania og USA (se f.eks. Lucas et al. 2007). Disse undersøkelsene har i varierende grad fokusert på konflikter ut fra spesifikke problemstillinger knyttet til anleggene.

Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl (Drewitt & Langston 2006):

- dødelighet som følger av kollisjoner med vindmøller (tårn og vinger)
- unnvikelse pga forstyrrelser, fra installasjoner i drift og fra aktivitet tilknyttet aktivitet
- habitattap, gjennom habitatforringelse og fragmentering
- barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglenes energibehov

I **figur 3** er illustrert mulige påvirkningsfaktorer og mekanismer på fugl fra vindenergianlegg og hvordan de kan forventes å påvirke både enkeltindivider og på bestandsnivå.



**Figur 3.** Flyttdiagram som summerer mulige påvirkningsfaktorer og mekanismer på fugl og hvordan de kan forventes å påvirke både enkeltindivider og på bestandsnivå (fra Langston et al. 2006).

Det vil utvilsomt være stor forskjell på konsekvenser av noen få turbiner eller et lite vindenergianlegg, sammenliknet med et anlegg med flere hundre eller noen tusen vindmøller. I tillegg vil konsekvensene avhenge av graden av utbygging. Hvis store områder på kysten bygges ut, eller flere anlegg bygges i forlengelse av hverandre vil det potensielt kunne ha kumulative effekter idet det vil være flere områder fuglene vil passere eller unnvike. Ved en

omfattende utbygging av vindenergianlegg er det naturlig å forvente helt andre og sterkere responser fra både enkeltindivider og bestander av sjøfugl enn det som er dokumentert til nå for offshore vindenergianlegg nær kysten. Med utbygging av flere vindenergianlegg, både offshore og på kysten, vil det derfor være viktig at en har fokus på hva som vil være den samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert vindenergianlegg isolert.

Det er viktig å kjenne fordeling og tetthet av fuglearter og bestander innenfor et område før man bygger et vindenergianlegg, og hvordan disse bruker området til ulik tid, både for å kunne velge et område med et lite konfliktpotensial for fugl, og for senere å kunne si noe om konsekvensene av de vindenergianleggene som eventuelt blir bygd. I de følgende avsnittene vil eksisterende kunnskap om mulige konfliktpotensialer mellom sjøfugl og vindenergianlegg bli oppsummert. Denne kunnskapen vil danne rammene for vurderingen av hvilke havområder som vil kunne være sårbare for en utbygging av vindenergianlegg.

### 1.3.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindenergianlegg

Direkte dødelighet som følge av kollisjon med vindenergianlegg kan skje enten ved at fuglene blir rammet av turbinenes vinger eller hvis de kolliderer med tårn eller andre konstruksjoner i tilknytning til vindenergianlegget. Turbulens rundt rotoren kan også forårsake dødelighet ved at fugler som blir fanget i turbulensen kastes i bakken. Fra studier på flaggermus er det vist at dødeligheten også oppstår som følge av lungesprenging på grunn av trykkforskjeller i turbulensen rundt turbiner (Baerwald et al. 2008). Risikoen for at det vil forekomme kollisjon av fugl i et vindenergianlegg avhenger av en rekke faktorer knyttet til de forskjellige artenes representasjon i området, antall, fuglenes bruk av området, deres adferd samt værforhold (Drewitt & Langston 2006). Den største risikoen vil trolig være i områder som brukes av store antall fugler, f.eks. i tilknytning til hekkeplasser, beiteområder, rasteplasser og trekkruiter. Fugler med dårlig manøvreringsevne har generelt større sannsynlighet for å kolliderer med strukturer (Bevanger 1994), og fugler som regelmessig flyr i skumringen og på natta vil muligens ha vanskeligere for å oppdage og unngå vindenergianleggene (Larsen & Clausen 2002).

Ulike studier har dokumentert kollisjoner mellom fugl og landbaserte vindenergianlegg i varierende omfang, men disse studiene har vært særlig rettet mot rovfugl (Anderson et al. 1999, Thelander & Ruge 2000, Lucas et al. 2007). For kystnære vindenergianlegg er datagrunnlaget sparsomt. Én studie konkluderer overveiende med liten kollisjonsrisiko for enkelte sjøfuglarter (særlig ærfugl) (Desholm & Kahlert 2005). Ærfuglen er normalt tolerant overfor menneskelig tilstedeværelse og aktivitet i kystsonen, men det mangler kunnskap om en rekke arter som generelt viser en helt annen atferd.

Hvordan fuglene bruker områdene vil være med til å definere hvor stor kollisjonsrisikoen er. Danske undersøkelser har vist at fugler på vandringer mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindenergianleggene (Christensen & Hounisen 2005). Dette øker kollisjonsrisikoen. Det er imidlertid problematisk å gjennomføre studier av f.eks. dødelighet ved offshore vindenergianlegg ettersom døde fugler vil havne i sjøen og raskt drive vekk fra området. I Danmark er det foretatt studier ved hjelp av såkalt TADS (Thermal Animal Detection System) i Nysted vindenergianlegg, og studiet konkluderte med at TADS i kombinasjon med radarstudier vil gi de beste dataene på kollisjonsrisiko for fugl i offshore vindenergianlegg (Desholm 2005).

Vindenergianleggets plassering i forhold til avstand fra kysten kombinert med tid på året vil også påvirke risikoen for kollisjon mellom fugl og anlegget er, samt hvilke arter og aldersgrupper av fugl som har størst sannsynlighet for å bli påvirket.

Det er kjent at lyskilder på offshore installasjoner som for eksempel oljeplattformer kan tiltrekke sjøfugler, som ser ut til å benytte lyset for å lokalisere bytte i sjøen (Wiese et al. 2001). Lys på vindmøller vil ikke ha denne effekten, da de er for langt unna sjøen og langt svakere. Det er så langt ikke vist at lys fra vindturbiner påvirker fuglene atferd (Casella Stanger 2002), men styrke, farge og avskjerming vil være viktige elementer som vil avgjøre hvorvidt varslingslys for lufttrafikk vil kunne trekke til seg trekkfugler under bestemte forhold (f.eks. tåke), og dermed mulig kollisjonsrisiko forbundet med dette.

### 1.3.2 Endring og tap av habitat

Kaiser et al. (2006) peker på at utbygging av marine vindenergianlegg kan påvirke fordeling av fugler gjennom to mekanismer:

- De kan unngå områder med menneskeskapt struktur og dermed miste tilgang til viktige næringsområder
- Fundamentet til turbiner som er festet på bunnen og aktiviteter knyttet til kabellegging kan endre hydrografiske forhold på en slik måte at det endrer bunnsedimentets egnethet for viktige arter av byttedyr (se også Schroeder 2007). Dette kan virke både positivt og negativt i forhold til aktuelle byttedyr for sjøfugl.

I tillegg er det vist at turbulensen fra vindturbinene kan skape lokale "oppstrøms-forhold" under turbinene (Broström 2008). Dette vil i så fall kunne øke produksjonen av mat for sjøfugl, gjøre områder mer attraktive, og således lokke sjøfugl inn i området, med de følger dette kan få i forhold til økt kollisjonsrisiko.

Det direkte (todimensjonale) arealtapet for fugl i et vindenergianlegg er lite i forbindelse med offshore anlegg. Det vil kun dreie seg om små arealer rundt fundamentene som ikke lenger blir attraktive som områder for næringssøk. Det indirekte arealtapet kan derimot bli betydelig større ved den habitatforringelsen som følger av at vindenergianlegget blir mindre attraktivt pga det samlede inntrykket installasjonene gir for noen arter, og som gjør at de unngår å fly inn i området (se f.eks. Casella Stanger 2002, Christensen et al. 2003). Det er få kjente studier som dokumenterer hvilke arter som vil være spesielt aktuelle i en slik sammenheng, og det foreligger ennå ikke studier som dokumenterer effekter på bestandsnivå. Ved to danske offshore vindenergianlegg, Nysted 10,5 km vest-sørvest for Gedser Odde på Lolland (med 72 2,3 MW vindturbiner) og Horns Rev 14 km sørvest for Blåvandshuk på Jylland (med 80 2 MW vindturbiner), ble det utført undersøkelser av sjøfugler i perioden 1999-2005, før og etter utbyggingen av de to anleggene (Christensen et al. 2003, Petersen et al. 2006). Resultatene viste at trekkende fugler i stor grad unngikk anleggene, men at det var artsspesifikke forskjeller. Noen arter, som lommer og havsule, ble aldri sett i flukt mellom vindturbinene, mens andre, som svartand, bare sjelden ble observert. Også lommer på sjøen ved Horns Rev unngikk helt å bevege seg inn blant vindturbinene, selv om de utenfor anlegget forekom i hele området i samme tetthet som før anlegget ble etablert. Svartand ved Horns Rev ble nesten aldri observert inne i vindenergianlegget, selv om det var opp mot 381 000 individer i området rundt. Terner og alkefugler ble heller nesten aldri sett inne i anlegget (Petersen et al. 2006). Det er fortsatt lite dokumentasjon på hvorvidt fuglene kan venne seg til vindenergianleggene og om effektene derved blir redusert med tiden. En litteraturstudie av effekten av vindenergianlegg på tettheter av fugl fra 2004 viste at det med økende tid fra bygging av vindenergianlegget ble observert økt nedgang i tettheten av fugler i området (Stewart et al. 2004). Overvåking i vindenergianlegget ved Horns Rev fire år etter utbygging viste derimot at det var en tendens til at tettheten av svartand i nærheten av vindenergianlegget økte, mens det for lommer ikke var noen endring i tettheter (Petersen & Fox 2007). En lignende overvåking ved Nysted viste at havellene fortsatt unngikk vindenergianleggsområdet fire år etter konstruksjon (Petersen et al 2008).

Et annet forsøk med utplassering av lokkeender for å måle effekten av vindenergianlegget ved Tunø Knob, i Århusbukta (10 0,5 MW turbiner), på flygende ærfugler, viste likevel at det kunne

ha en effekt. Registreringer viste at 85 % færre ærfugler landet eller la an til landing ved lokkeender 100 m fra vindturbinene enn ved lokkeender som lå henholdsvis 300 og 500 m fra turbinene. Dette bekrefter i stor grad at selv et lite vindenergianlegg kan oppleves som en hindring for sjøfugl, særlig flygende fugler.

Det kan være vanskelig å vurdere hvorvidt observerte endringer hos en sjøfuglart skyldes arealtap som følge av forstyrrelser, eller endringer eller naturlige variasjoner i næringstilgang. En god forståelse av forholdet mellom fordeling av fugl og forekomst av potensielle byttedyr, vil være avgjørende når en skal vurdere en arts respons på habitattap som følge av bygging av et vindenergianlegg. For å forstå konsekvensene av dette, kreves imidlertid også kunnskap om andre forstyrrelsesfaktorer i området, som skipstrafikk, fiske og fritidsbåter (Kaiser et al. 2006). Undersøkelser av vinterbestandene av ærfugl og svartand ved Tunø Knob vindenergianlegg før og etter utbygging viste en kraftig nedgang i antall fugl i området anlegget var lokalisert i fra før det ble bygget og i de to første årene av driftperioden (Guillemette et al. 1998). Disse endringene indikerer en klar effekt av vindenergianlegget på ærfuglene. Da fordelingen av ærfugl, imidlertid, senere ble sammenholdt med fordelingen av blåskjell (*Mytilus edulis*), dens viktigste byttedyr, viste fordelingen av ærfugl en klar sammenheng med forekomsten av blåskjell. Undersøkelsen kunne således ikke påvise noen entydig effekt av vindturbinene alene på fordelingen av ærfugl og det ble konkludert med at det burde gjennomføres ytterligere undersøkelser (Guillemette et al. 1998).

Eksisterende studier viser at effekten av vindenergianlegg på sjøfugl varierer mye. Denne variasjonen kan skyldes mange ulike faktorer som forskjeller i sesong- og døgnrytme, plasseringen av vindenergianlegget i forhold til viktige habitater, tilgang på alternative habitater, samt utformingen av turbiner og anlegg (Drewitt & Langston 2006). Resultatene fra undersøkelser fra et vindenergianlegg i et gitt område har derfor ikke direkte overførselsverdi til andre områder, men må alltid vurderes i relasjon til de lokale naturforholdene.

### 1.3.3 Forstyrrelser

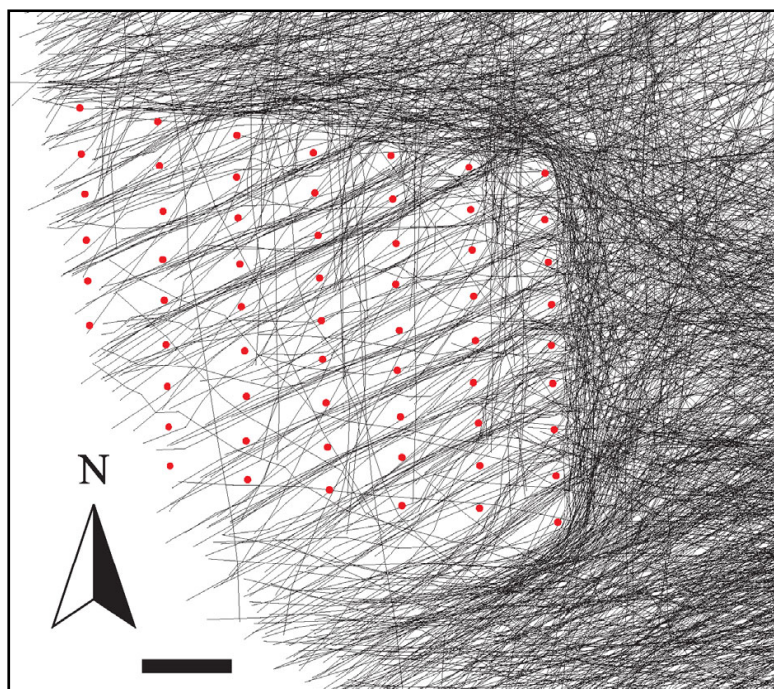
Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl. Særlig i utbyggingsperioden av et kystnær eller offshore vindenergianlegg vil det være stor aktivitet i området med mange båter, kanskje også med helikopter som skal løfte mye av utstyret når det skal monteres. Dette kan skremme mange fugler vekk fra området, men det antas at denne effekten er temporær. Anleggene vil imidlertid nødvendigvis generere mye skipstrafikk også i driftfasen. Dersom hver enkelt turbin må sjekkes årlig i forbindelse med vedlikehold, samt 1-2 ekstra besøk årlig for å håndtere tekniske problemer, vil dette føre til mer eller mindre daglig båttrafikk i større offshore vindenergianlegg – noe som kan tenkes å kunne generere mer forstyrrelse for sjøfugl enn vindturbinene i seg selv (Exo et al. 2003). Særlig lommer og enkelte marine dykkender (sjøorre og svartand), som vanligvis oppholder seg i kystnære områder, er ekstra vare for forstyrrelser fra båttrafikk og unngår skip på opptil flere kilometers avstand (Exo et al. 2003). Konfliktpotensialet knyttet til båttrafikk relatert til vindenergianlegget må sees i sammenheng med annen mulig trafikk i eller nær vindenergianlegget, der den samlede forstyrrelseffekten kan være avgjørende for fuglenes fremtidige bruk av området.

### 1.3.4 Barriereeffekter

Et vindenergianlegg kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktreningen fuglene ville valgt dersom anlegget ikke var bygd, og fuglene velger å fly eller svømme utenom, eller ikke passere i det hele tatt (se Fox et al. 2006). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk. Barriereeffekter kan forekomme hvis vindenergianlegget er plassert slik at trekkende fugler må avvike fra deres trekkrute for å unngå anlegget (Hüppop et al. 2006) eller hvis det er plassert slik at det ligger mellom næringsområder (beiteområder) og

hekkolonier eller rasteområder (Drewitt & Langston 2006). For langdistansetrekker vil ikke dette nødvendigvis medføre noen påvirkning utover en liten økning i trekkets lengde (Speakman et al. 2009), men der barriereeffekten oppleves daglig over lengre perioder (som mellom nattlige rasteplasser og næringsområder på dagtid, eller mellom næringsområder og hekkolonier på land), kan effektene bli betydelig (Fox et al. 2006, Speakman et al. 2009).

Barriereeffekt er vist for trekkende fugler, og ved danske offshore anlegg er dette godt dokumentert både i Nordsjøen og Østersjøen. Ved Horns Rev viste radarstudier at trekkende fugler gjennomgående bøyde av fra 300 m til 2 km før vindenergianlegget, og fortsatte trekket utenom anlegget (Christensen & Hounisen 2005). Funnene fra bl.a. Danmark og Sverige viser at flere fuglearter evner å oppdage vindenergianlegg på langt hold og fly utenom disse, dels også passere gjennom dem, uten særlig kollisjonsrisiko.



**Figur 4.** Radarspor av ærfuglflokker med vestlig trekkretning forbi vindenergianlegget ved Nysted, Danmark. Posisjonene til turbinene er gitt ved røde prikker. De fleste ærfuglene synes å oppdage vindmøllene på langt hold og styrer utenom hele vindenergianlegget, mens noen krysser gjennom den. Målestokk: strek er 1000 m (Kilde: Desholm & Kahlert 2005).

Flokker av svartand, som var den vanligste arten ved Horns Rev, hadde en tendens til å legge seg på sjøen i en viss avstand fra anlegget. Av 96 flokker som ble fulgt visuelt, landet 76 flokker på sjøen (hvorav 52 mer enn 500 m fra nærmeste vindturbin), mens 20 flokker endret kursen. Ingen av flokkene fløy inn i anlegget. Studiene viste likevel at svartendene beveget seg en del gjennom anlegget på vei mellom næringsområder (Christensen & Hounisen 2005). Også ved Nysted vindenergianlegg, 11 km sør for Lolland i Østersjøen, har radarundersøkelser vist at trekkende vannfugl endrer trekkretning for å unngå anlegget innenfor en avstand av inntil 3 km på dagtid og inntil 1 km på nattetid (Desholm & Kahlert 2005). Disse radarundersøkelsene gir ingen informasjon om hvorvidt fuglene vinner høyde for å gå over vindmøllene eller ikke, men de få radarsporene av trekkende flokker som går gjennom vindenergianlegget viser at fuglene i stor grad flyr i korridorene mellom møllerekkene (**figur 4**) (Christensen & Houinsen 2005, Desholm & Kahlert 2005).



## 1.4 Vurderinger av konfliktpotensialet mellom fugl og vindenergianlegg

Konfliktpotensialet mellom vindenergiparker og sjøfugl avhenger av lokalitet og anleggets størrelse. Sjøfuglers utbredelse er dynamisk og varierer gjennom året. Et område kan derfor ha flere funksjoner gjennom året og dermed en meget varierende sårbarhet. Nedenfor er noen av de viktigste funksjoner skissert, disse vil også bli behandlet separat i analysen.

### 1.4.1 Hekkeområder

I hekkesesongen er sjøfugler knyttet til hekkeområdene, gjerne større kolonier, og beiter ved kysten og i havområdene i tilknytning til koloniene. Sjøfuglunger trenger en viss mengde mat hver dag for å vokse tilstrekkelig til at de kan forlate hekkeplassene i en kondisjon som maksimaliserer sannsynligheten for å overleve. Energetiske kostnader ved flyging og tilgjengeligheten av mat i nærheten av koloniene bestemmer hvor langt voksenfuglene kan fly for å hente maten. Hvis maten er langt unna bruker voksenfuglene mye tid og energi for å hente den, noe som kan føre til redusert hekkesuksess. Dette betyr med andre ord at de i denne perioden ikke har samme muligheter til å utnytte andre områder eller flytte på seg ved forstyrrelse uten en forringelse av deres hekkesuksess. Mens de pelagisk dykkende og overflatebeitende artene (**tabell 2**) kan fly svært langt etter mat, og benytte seg av havområder over 100 km fra koloniene, har de kystnære, overflatebeitende arter en mer begrenset aksjonsradius. Kystbundne dykkende arter antas å være de som har minst aksjonsradius. Artenes tilhørighet til hekkeplassene i denne perioden gjør at fuglene vil være mer sårbare for konsekvensene av barriereeffekter og endring og tap av egnet habitat hvis vindenergiparker bygges innenfor koloniens aksjonsradius. Dette antas å være særlig gjeldende for de kystbundne artene, som er avhengige av gode beiteområder i nærheten av koloniene. For de pelagisk beitende fuglene vil en vindpark plassert mellom kolonien og de viktigste beiteområdene også kunne fungere som en barriere som vil øke voksenfuglenes energiforbruk dersom de velger å fly utenom eller ikke passere den i det hele tatt. Over tid kan slike effekter bli betydelige (Fox et al. 2006). I tillegg bør en være oppmerksom på at enkelte sjøfugler kan fly opp mot 200 km fra kolonien for å finne mat (bl.a. lunder på Røst, Anker-Nilssen 1998). Det er dermed flere store sjøfuglkolonier i Norge som kan bli påvirket også av offshore vindenergianlegg dersom disse bygges ut i områder som er viktige for næringsssøkende sjøfugler. For de artene som ikke aktivt unngår vindenergianlegget, vil sannsynligheten for kollisjon øke med et økt aktivitetsnivå i området. I tillegg vil det være en økt flygeaktivitet rundt koloniene, når fuglene flyr til og fra kolonien for å fore ungene. I Zeebrugge, Belgia, er det dokumentert en så høy dødelighet hos terner (dverg-, splitt- og makrellterne) som hekker rett ved siden av en vindenergianlegg, at det menes å ha en signifikant negativ effekt for bestandene (Everaert & Stienen 2007).

Undersøkelser fra Smøla vindenergipark viser at tettheten av aktive havørnterritorier avtok innenfor anlegget etter utbygging. Det er også vist i samme område at andel vellykkede hekkinger gikk ned etter utbygging. En effekt som trolig skyldes fortrenkning og dødelighet blant territorielle fugler i området (Bevanger et al. 2009).

Det er i dag vanskelig å vurdere konsekvensene på hekkende fugl av vindmøller som plasseres like inntil viktige hekkeplasser eller i de havområdene som benyttes til næringsøk gjennom hekkesesongen.

### 1.4.2 Myteområder og svømmetrekk

Alle fugler skifter fjærene regelmessig. Gjess, andefugler og alkefugler skifter vingefjærene årlig ved at alle fjærene felles (mytes) nesten samtidig og medfører at fuglene i en periode på 3-4 uker ikke er flyvedyktige. Mytetidspunktet varierer noe mellom Sør- og Nord-Norge og

mellom arter og kjønn, men stort sett foregår myteperioden i tidsrommet august-september for alkefugler, og juni-september for andefugler (Ginn & Melville 1983, Joensen 1974, Wrånes 1982, Stenmark & Wrånes 1984). I myteperioden er kollisjoner med vindenergianlegg ikke aktuell problemstilling siden de mister deres flygeferdighet. Derimot er dette en periode hvor de vil være ekstra sårbare for forstyrrelse, forringelse av habitat og habitatbeslag.

Grågjessene samler seg ofte på spesielle områder helt ytterst på kysten. Ved forstyrrelse kan de da legge på svøm flere kilometer ut mot åpent hav. Unødig og mye ekstra energibruk som dette innebærer, kan være kritisk for gjessene i denne perioden, hvor de under normale omstendigheter likevel kan miste opp til 25-30% av kroppsvekten. Gitt den typiske beliggenheten for slike områder lengst ut langs kysten, kan de bli forstyrret i betydelig grad av kystnære vindenergianlegg, særlig knyttet til byggeaktiviteten, men også av den daglige aktiviteten i driftsfasen. Grågjessene er meget sky i myteperioden, langt mer enn de fleste andre arter, og omfattende forstyrrelser eller mangel på sikre fluktområder (f.eks. hvis normal fluktrute mot åpent hav innebærer å svømme inn i en vindenergianlegg) kan medføre at de gir opp en mytelokalitet. Hvitkinngås og ringgås myter nær hekkelokalitetene på Svalbard.

De fleste marine dykkender samler seg i store myteflokker i grunne næringsrike områder langs kysten for å gjennomføre mytingen.

Noen sjøfuglarter foretar det som kalles svømmetrek. Ungene hos noen alkefuglarter, f. eks. lomvi og alke, forlater hekkekolonien lenge før de er flygedyktig, og svømmer sammen med en foreldrefugl (hannen) i retning overvintringsområdene. Dersom et vindenergianlegg har en barriereeffekt for disse fuglene, kan det føre til store konsekvenser for fuglene hvis de ikke kommer seg til områder med gode næringsforhold. Det samme kan skje dersom de prøver å svømme rundt og dermed må passere områder med lite tilgjengelig næring.

### 1.4.3 Trekkruiter og rasteplasser

Det er en rekke arter som trekker gjennom de norske havområdene, i hovedsak fra overvintringsområder i Storbritannia, sentral-Europa eller Afrika til hekkeområder i Skandinavia, Svalbard og andre områder i Arktis. Trekkrutene er i grove trekk kjent for flere arter, men selv for de best studerte artene er det en rekke sider ved trekket som er dårlig kjent. Hvitkinngjessene (*Branta leucopsis*) trekker f.eks. i april/mai fra overvintringsområdene i Skottland til hekkeplassene på Svalbard (**figur 5**).

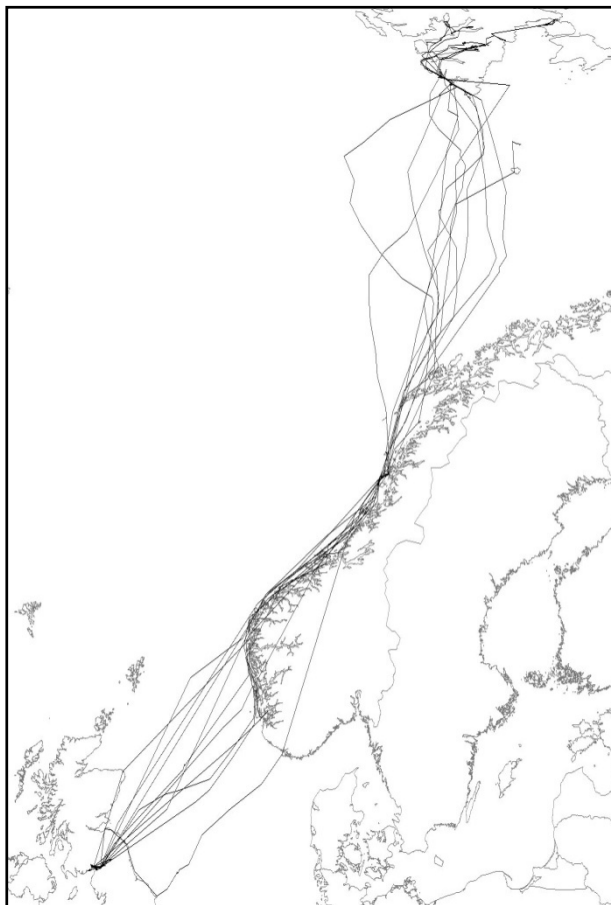
Underveis kan de stoppe i flere uker på rasteplasser fra Helgelandskysten til Vesterålen. Bruk av satelittsendere har nylig gitt ny kunnskap om hvordan de krysser åpent hav. Trekket går i en vel 500 km bred front over Nordsjøen, før det følger norsk kysten i en vel 30 km bred korridor og så krysser Norskehavet/Barentshavet i en front som er vel 300 km på det bredeste. Dette indikerer at uansett hvor det eventuelt bygges vindenergianlegg i sentrale deler av f.eks. Nordsjøen vil det være vanskelig å unngå konflikter med trekkende flokker (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

Trekkende fuglers sårbarhet for vindenergianlegg er både knyttet til direkte kollisjonsrisiko hvis fuglene flyr gjennom anlegget, økt trekkdistanse hvis flokkene flyr utenom, og til mulige endring eller tap av egnet habitat ved rasteplasser. En del arter stopper i næringsrike områder for å bygge opp sine energireserver før de trekker videre. For arter som unngår å oppholde seg i eller i nærheten av vindenergianlegg vil en utbygging i tilknytning til rasteområdene derfor kunne medføre ukompenserbare habitattap. I tillegg vil fuglenes bevegelse i området kunne øke sannsynligheten for kollisjoner.

For de fleste artene mangler man detaljert kunnskap om trekkets forløp både i tid og rom, noe som vil være nødvendige for å kunne gi presise vurderinger av bl.a. kollisjonsrisiko, mulige barriereeffekter og endring av habitatet i forbindelse med utbygging av offshore vindenergi-



anlegg. Vi vet i dag generelt lite om hvordan trekkruiter og flygehøyde for fugl over åpent hav påvirkes av værforholdene. Særlig kan flygehøyde være kritisk hvis fuglene flyr i rotorhøyde ved dårlig sikt eller i mørke (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).



Figur 5. Trekkruiter om våren for hvitkinngjess er et eksempel på det omfattende trekket som kan foregå langs norskekysten og i norske havområder både vår og høst. Kartet viser resultater fra gjess som har fått påsatt radiosendere med GPS-enhet (2 ind. i 2006 og 7 ind. i 2007). Merk at hvis det er lenge mellom to sikre posisjoner, kan det se ut som om noen tar "snarveien" over Sør-Norge, mens det er høyst sannsynlig at de har gått rundt kysten som de andre (upubliserte data fra WWT- Wildfowl and Wetlands Trust).

#### 1.4.4 Utbredelse utenom hekkesesongen

I hekkesesongen er de reproduserende individene knyttet til områdene rundt koloniene og vil generelt ha en begrenset aksjonsradius. Resten av året er utbredelsen derimot mer styrt av tilgangen på egnede beiteområder. De kystbundne artene (**tabell 2**) overvintrer forholdsvis stasjonært i næringsrike områder langs fastlandskysten. Det vil her kunne være en konflikt mellom fugl og vindenergianlegg hvis anleggene legges nært viktige overvintringsområder. For noen arter kan konfliktene bli betydelige, dersom anlegget hindrer fuglenes tilgang til tradisjonelle beiteområder. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk. Fuglene er i denne perioden uavhengige av hekkeplassene og kan derfor følge byttedyrenes vandringer. For de pelagiske artene er det vanskelig å forutsi hvordan en utbygging av vindenergianlegg vil kunne påvirke fuglene. Generelt er imidlertid næringsrike beiteområder i vinterhalvåret gjerne knyttet til såkalte oppstrømsområder, områder med virvler og andre områder som har en naturlig høy produksjon av planktoniske organismer som er viktige for de fiskeslagene sjøfuglene beiter på. Man vil derfor til en viss grad kunne forutsi

hvilke områder som potensielt vil kunne være konfliktfylte i forhold til sjøfugl ved å studere oseanografiske kart og satellittbilder.

## 2 Materiale og metoder

### 2.1 Datagrunnlag og datainnsamling

I screening av områder som kan være sårbare for vindenergianlegg, er tilgjengelig data på fordeling av sjøfugl gjennom hele året inkludert i våre analyser. Dataene som er brukt i analysene er overordnet delt i fire hovedkomponenter: 1) kystnære tellinger, 2) modellerte åpent hav-data, 3) punktregistreringer av hekkeplasser for havørn og hubro og 4) registrering av trekkruiter, rasteplasser og myteområder. Disse fire datasettene er behandlet og presentert hver for seg siden.

#### 2.1.1 Kystnære tellinger av sjøfugl

Kystdataene har flere kilder, men er hovedsakelig bygd opp rundt Det nasjonale sjøfuglkartverket ved NINA (se f. eks. [www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Dataene er i primært samlet inn gjennom kartleggingsoppdrag til forskjellige deler av året, hovedsakelig knyttet opp mot regionale konsekvensanalyser, Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (f. eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009), Fylkesmennene, Norsk Ornitologisk Forening (NOF), publiserte rapporter og, i de senere årene, gjennom kartlegginger i SEAPOP.

Sjøfugl i kystnære områder er talt hovedsakelig vha to metoder, 1) fra land, eller 2) fra fly. Tellingene fra land er gjort ved at man har beveget seg til fots, med bil eller med båt langs en kystlinje og talt alle sjøfugler man har observert med kikkert eller teleskop innenfor faste lokaliteter som er inntegnet på kart. Tellingene innenfor transekter fra båt i kystnære områder brukes sjeldent, men av og til brukes fly for å dekke store områder på kort tid. Dette gjelder til alle årstider. Tellingene fra fly foretas enten ved at man teller alt som ligger langs kystlinjer som tegnes inn på kart, eller ved transekttellinger (som fra båt) (f. eks. Nielsen & Krag Petersen 2010). I sjøfuglkartverket er dataene punktfestet (UTM-angivelse). Data fra hekkesesongen er relatert til de enkelte hekkelokaliteter (ofte små holmer eller fuglefjell), mens de for myte- og vintersesongen er relatert til midtpunkt i litt større geografiske områder (ofte 4-8 km<sup>2</sup>).

Forekomsten av fugler er tilrettelagt i et standard 10x10 km rutenett med angivelse av relativ andel av den nasjonale bestanden basert på Barrett et al. (2006), Birdlife International (2004), Wetlands International (2006), og Gjershaug et al. (1994). Tetthet for hver måned er i utgangspunkt beregnet for seg. Månedene er deretter inndelt i hekkesesong og vintersesong, hvor den høyeste månedsvise verdien for hver art innen en gitt sesong er brukt som verdi i de videre beregningene. Hekkesesongen er ikke lik for alle artene og det er derfor gjort en artsvis vurdering av hvilke måneder som skulle inkluderes (jf **tabell 6**). Det må her bemerkes at mange arter er tilknyttet kolonien i en lang periode før den faktiske hekkingen begynner, og at det derfor for en del arter vil være oppført at hekkesesongen starter i april. Dekningsgraden for kartleggingene og alderen på dataene i sjøfuglkartverket varierer mellom områdene. I tillegg varierer ofte antallet hekkende fugler mellom år. I dårlige år er det f.eks. ikke alle fuglene i en bestand som hekker, noe som vil gir utslag i lavere verdier. For å kompensere for dette faktum er maksimalantallet sjøfugl på lokalitetene for hver rute og art i 10-årsperioder brukt i analysene. Der data for tidsrommet 2000-2009 ikke fantes, er data fra tiåret før brukt, og de områdene som ikke heller da var dekket representeres med data fra 80-tallet. Dette er en svært konservativ innfallsvinkel og gjenspeiler ikke nødvendigvis dagens situasjon (noen kolonier har opplevd en dramatisk bestandsnedgang i løpet av de siste ti årene). Siden man i analysene og kartfremstillingene bruker bestandsandeler i forhold til nasjonal bestand, vurderes dette på nåværende tidspunkt å være den mest korrekte bruken av data.

Data fra hekkesesongen er relatert til de enkelte hekkelokalitetene. Dette medfører at hele kolonien i utgangspunkt blir registrert på en lokalitet, noe som medfører at det ikke tas høyde

for bruken av næringsområder rundt kolonien. Som beskrevet i **avsnitt 1.3.1** bruker de ulike artsgruppene områdene rundt kolonien på forskjellige måter. De pelagiske artene bruker områdene i åpent hav utenfor koloniene som beiteområde. Avhengig av tilgang på næring beveger de seg flere titalls kilometer fra land, opp til 100 kilometer, slik at store områder rundt koloniene må regnes som viktige i forhold til å kunne vurdere mulig konflikt med vindenergianlegg. Tettheten av fugler i områdene lengst fra kolonien er minst, men sjøfuglene beiter gjerne mer eller mindre samlet, slik at der det er tilgjengelig næring vil man tidvis kunne finne store konsentrasjoner av pelagisk beitende arter også langt fra koloniene i hekketiden. De kystnære artene vil derimot være mer avhengige av beiteområder i mer umiddelbar nærhet av kolonien (f. eks regner man vanlig aksjonsradius for skarver til maksimum 20 km hvis de skal ha en vellykket hekking). For å inkludere bruken av næringsområder rundt hekkeplassene er det i vurderingen av sårbare områder i hekkeperioden lagt en buffersone rundt kolonien. Størrelsen på buffersonen varierer etter artsgruppe (**tabell 4**). I denne buffersonen er fordelingen av fugl utregnet som funksjon av størrelsen på kolonien, slik at andelen av fugl i buffersone 1 vil være 2/3 av kolonistørrelsen mens andelen av fugl i buffersone 2 og 3 vil være hhv. 2/9 og 1/9 av kolonistørrelsen.

*Tabell 4. Oversikt over avgrensning av bufferområder rundt kolonier av forskjellige sjøfuglarter. Se tekst med forklaringer av hvordan disse brukes.*

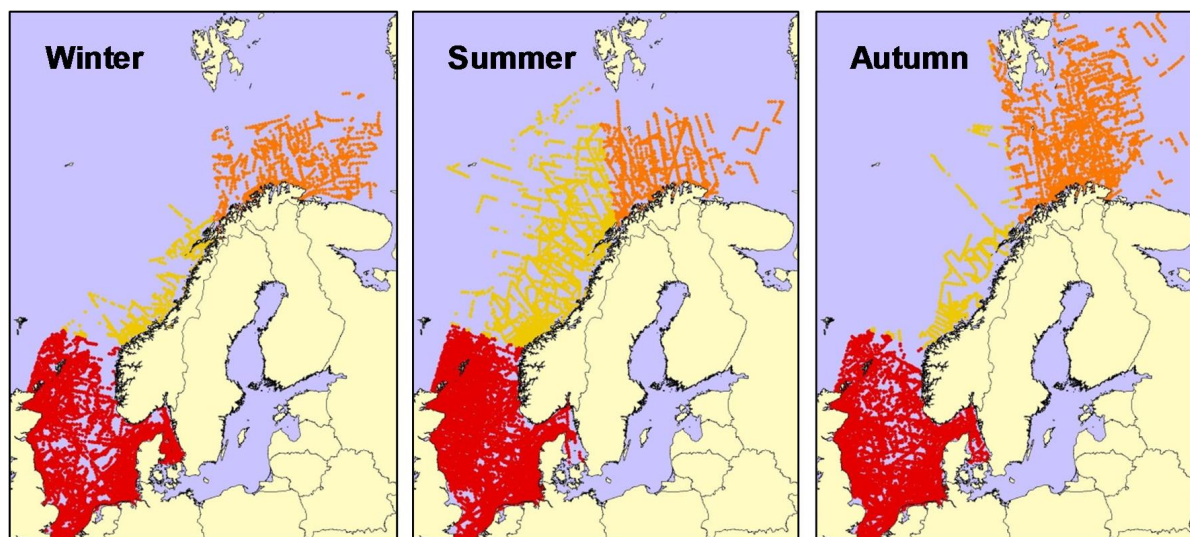
Arter	Buffer 1 (km)	Buffer 2 (km)	Buffer 3 (km)
Storskarv, toppskarv, ærfugl, teist	5	10	15
Storjo, tyvjo, gråmåke, sildemåke, svartbak, makrellterne, rødnebbterne	20	40	60
Havhest, havsule, krykkje, alke, lomvi, lunde	33	66	99

### 2.1.2 Åpent hav-data for sjøfugl

Åpent hav-dataene er samlet inn med båt som observasjonsplattform og omfatter registreringer fra Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Data fra Nordsjøen er hovedsakelig fra ESAS (European Seabirds At Sea) databasen, mens dataene fra Norskehavet og Barentshavet hovedsakelig er fra SEAPOPOP-databasen ([www.seapop.no](http://www.seapop.no)). Dataene er analysert atskilt for de tre havområdene og for tre forskjellige sesonger: vinter (1 november – 31 mars), sommer (1 april – 31 juli) og høst (1 august – 31 oktober). Datadekning er vist i **figur 6**.

Dataene er blitt samlet inn etter standard metode for linjetransekter (Tasker et al. 1984). Fuglene ble talt fra 6-10 m over havoverflaten under en konstant fart av ca. 20 km/h (10-12 knop). Alle sjøfugler som er observert innenfor en sektor på 300 m rett fram og 90° grader til en side av båten ble talt. Fordelingen av fugl ble brukt til å estimere utbredelse og tetthet gjennom en GAM-modell (Wood 2006). Dataene ble regnet om til andeler av totalestimatet for hele Nordsjøen og Norskehavet samlet. Lett oppdagbare arter som har en tendens til å følge båten (f.eks. måker og havhest) er sannsynligvis overestimert, mens små, mer uanselige og dykkende arter (f.eks. alkefugl) er underestimert. Siden oppdagbarhet neppe skiller seg mellom de forskjellige delene av undersøkelsesområdet, vil imidlertid dette ikke ha noen betydning for den relative romlige fordelingen innen en art.

For åpent hav-data er det viktig å merke seg at dette er modellerte data.



Figur 6. Datadekning åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Kun data fra de to sørligste havområdene er brukt i dette arbeidet (data fra NP/NINA).

Det bør her nevnes at Fauchald et al. (2006) rapporterer om svært høye tall av havdykkender (svartand, sjøorre og ærfugl) i Nordsjøen, men disse artene er det ennå ikke modellert utbredelse for og det er dermed ikke mulig å inkludere dem i analysen.

### 2.1.3 Data for havørn og hubro

For havørn er totalt 1434 punktfestede hekkelokaliteter benyttet i analysene. Observasjonene for havørn er gjort i området fra svenskegrensen til Vestfjorden. Datasettet gir ikke en fullstendig oversikt over samtlige hekkelokaliteter for arten innenfor utredningsområdet da det ikke er lagt vekt på å kartlegge og overvåke hele den norske havørnpopulasjonen. Datasettet antas likevel å gi en rimelig god oversikt over forekomst og tetthet av havørn langs kysten da det har vært drevet registreringer siden 1974 (Folkestad 2003). Enkelte havørnlokaliteter har flere enn ett reir, og det kan derfor ikke utelukkes at enkelte lokaliteter er registrert som mer enn en lokalitet, dette er vurderinger som er foretatt av Prosjekt Havørn. Det er så langt det er mulig forsøkt unngått at lokaliteter representeres mer enn en gang. For å unngå at enkeltlokaliteter blir synliggjort fremstilles resultatene som tettheter. Analysene er foretatt ved hjelp av funksjonen "Point Density" i ArcGis (versjon 9.3.1) der hver lokalitet er registrert som ett punkt. Resultatene viser tetthet innenfor undersøkelsesområdet relativt til tetthet i hele utbredelsesområdet. Analysene er foretatt innefor en buffer på 20 kilometer fra kystlinja. 20 km er valgt fordi arten trolig veldig sjelden beveger seg mer enn 20 km ut i havet fra kystlinjen.

For hubro er det benyttet data for 651 hekkelokaliteter. Heller ikke for denne arten finnes en komplett oversikt over samtlige hekkelokaliteter i Norge, men gjennom NOF sitt kartleggingsprosjekt som ble startet opp i 2008 er det samlet inn informasjon om et betydelig antall hekkelokaliteter (Jacobsen et al. 2008), og det antas at eksisterende data gir en rimelig god oversikt over hubroens forekomst og tetthet langs kysten. Som for havørn ble kjente hekkelokaliteter benytta til å gjøre tetthetsanalyser for å unngå at enkeltlokaliteter synliggjøres. I dataene som er innsamla av NOF er det angitt om lokaliteten er gammel eller om den har vært i bruk i løpet av 5 siste år. Det er derfor foretatt to ulike analyser; en med alle lokaliteter uavhengig om lokaliteten har vært aktiv siste 5 år eller ikke, og en analyse med kun lokaliteter som har vært i bruk i løpet av de siste 5 årene (jf. **vedlegg 9**).

Som for havørn er analysene foretatt ved hjelp av funksjonen "Point Density" i ArcGis hvor hver lokalitet representerer ett punkt. Tetthetsanalysene er gjort innenfor en buffer på 20 kilometer fra kystlinja.

Dataene som er benyttet representerer ikke en fullstendig oversikt over alle hekkelokalitetene for havørn og hubro. Det har derfor vært nødvendig å foreta en ekspertvurdering av metodisk tilnærming og resultat. Det antas at de benyttede analysene gir en god oversikt over den faktiske tettheten til artene, selv om det ikke kan utelukkes at områder langs kysten som ikke har hatt god dekning vil fremstå som å ha lavere tetthet enn det som faktisk er tilfelle. Uavhengig av svakheter i datagrunnlag og analyser vil områder som fremstår med høy tetthet av hekkelokaliteter være viktige områder for artene.

### **2.1.4 Trekruter, rasteplasser og myteområder**

Viktige rasteplasser og/eller myteområder for grågås, hvitkinngås, kortnebbgås og ærfugl er tegnet inn på egne kart som polygoner som dekker de aktuelle områdene, Slike områder innehar gjerne store ansamlinger av fugl og er derfor ansett å være særlig sårbare ift. vindenergianlegg, især i mytetiden hvor gjess og ærfugl ikke er flygedyktige. Dataene som er brukt til å fremstille viktige områder under trekket og samlingsplasser for mytende andefugler, er hentet inn fra forskjellige kilder, deriblant Det nasjonale sjøfuglkartverket ved NINA. Det foreligger ingen fullstendig oversikt over områder av denne typen og de utvalgte områdene må sees på som et minimum av de viktigste områdene basert på eksisterende kunnskap. Det er ønskelig å hente inn supplerende og oppdaterte opplysninger om viktige funksjonsområder for mytende og rastende fugl.

Viktige rasteplasser for vadefugl under vår- og høsttrekket er også tegnet inn på kart. Man har her hentet data fra [www.artsobservasjoner.no](http://www.artsobservasjoner.no). For vadefugler ble det søkt på definisjonen "vadefugler" i artsobservasjoner. Denne samlebetegnelse omfatter bl.a. alle sniper, loer, spover. Viktige rasteplasser er de som har store antall vadefugl registrert, summert for alle arter av vadefugl.

## **2.2 Analysemetode for identifisering av sårbare områder**

Forskjellene i datagrunnlaget samt artenes og funksjonsområdenes ulike sårbarhet i forhold til vindkraft har gjort det nødvendig å ha forskjellige metodiske tilnærminger i analysen. Vi har valgt å dele analysen i tre separate deler:

- en sensitivitetsvurdering for sjøfugl (**avsnitt 2.2.1**)
- en vurdering av viktige lokaliteter for havørn og hubro (beskrevet ovenfor)
- en vurdering av viktige områder for trekkende arter (rasteplasser og trekruter) og mytende fugler (beskrevet ovenfor)

### **2.2.1 Sensitivitetsvurderinger for sjøfugl**

Garthe & Hüppop (2004) utviklet en sensitivitetsindeks (SSI) for sjøfugl i forhold til vindenergianlegg. Sensitivitetsindeksen baserer seg på 9 faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg; fuglenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende, nattlig flygeaktivitet, fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm anleggsvirksomhet), fleksibilitet i habitatbruk, biogeografisk bestandsstørrelse, voksenoverlevelse og Europeisk rødlistestatus. Hver av faktorene er vurdert på en skala fra 1-5 der 1 er lav sårbarhet og 5 er høy sårbarhet. Faktorene er enten vurdert på bakgrunn av reelle data, publiserte og upubliserte, eller subjektive vurderinger som er gjort av en internasjonal ekspertgruppe (ti eksperter for hver faktor, ekspertene er navngitt i Garte & Hüppop 2004). Sensitivitetsindeksen ble opprinnelig utviklet for bruk i tyske farvann, men ble

oppdatert med flere arter i King et al. (2009). I forbindelse med den norske screening er indeksen oppdatert i forhold til norske data og vurderinger (**tabell 5**). Følgende vurderinger er lagt til grunn for tabellverdiene:

(a) *Fuglenes manøvreringsdyktighet*. Faktoren tar hensyn til de forskjellige artenes manøvreringsdyktighet i luften, spesielt med tanke på å unngå kollisjoner med vindmøller. Faktoren er vurdert subjektivt i samarbeid med en internasjonal ekspertgruppe. Artene er rangert fra høy manøvreringsdyktighet (1) til lav manøvreringsdyktighet (5). En hurtigflygende og tung art (f. eks. lomvi) er således vurdert å være mer sårbar enn lette og sakteflygende arter (f. eks. terner).

(b) *Flygehøyde*. Faktoren er vurdert med bakgrunn i klassifiseringer gjort under regulære takseringer av sjøfugl i åpent hav. Flygehøyder er vurdert vha kikkert, avstandsmålere og sammenligninger med fartøyenes høyde (som observasjonene er gjort fra). Det er brukt følgende høydeklasser: *a* = 0-5 m; *b* = 5-10 m; *c* = 10-20 m; *d* = 20-50 m; *f* = 50-100 m og *g* = > 100 m. Flygehøydene ble konvertert til en 5-delt skala ved å bruke to forskjellige persentiler for fordelingen av flygehøyder; medianen (= 50-persentilen) og 90-persentilen. Nittipersentilen ble valgt i forhold til medianen for å ta høyde for de få fuglene som fløy høyt (f.eks. 90% av fuglene fløy i den samme eller lavere høydeklasser, 10% av fuglene fløy i den samme eller høyere høydeklasser). Klassifiseringen ble vurdert som følger: 1 = høydeklasse 1 for medianen, 2 = høydeklasse 2 for medianen, 3-5 = høydeklasse 3 for medianen men 90-persentilen varierte, 3 = høydeklasse < 5 for 90-persentilen, 4 = høydeklasse 5 for 90-persentilen og 5 = høydeklasse 6 for 90-persentilen. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(c) *Nattlig flygeaktivitet*. Nattlig flygeaktivitet kunne ikke kvantifiseres ved reelle data og ble subjektivt klassifisert på en skala fra 1 (omtrent ikke noe nattlig flygeaktivitet) til 5 (mye nattlig flygeaktivitet). Informasjon om slik aktivitet ble hentet fra håndbøker som Glutz von Blotzheim & Bauer (1982) og Cramp & Simmons (1983), supplert med feltobservasjoner fra Garte & Hüppop (1996). Klassifiseringen ble vurdert av en internasjonal ekspertgruppe.

(d) *Andel av tid flygende*. Faktoren ble vurdert fra transekttellinger i åpent hav. Klassifiseringen er som følger: 1 = 0-20% av individene i transektet ble observert flygende, 2 = 21-40% av individene i transektet ble observert flygende, 3 = 41-60% av individene i transektet ble observert flygende, 4 = 61-80 av individene i transektet ble observert flygende, og 5 = 81-100% av individene i transektet ble observert flygende. Bemerk at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(e) *Fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm anleggsvirksomhet)*. Forskjellige sjøfuglarter reagerer forskjellig på skip- og helikoptertrafikk i forbindelse med anlegg- og vedlikeholdsaktivitet i offshore vindenergianlegg. På grunn av mangel på data for denne klassifiseringen ble faktoren vurdert subjektivt på en skala fra 1 (nesten ikke fluktreaksjon, unnvikelsesadferd og/eller veldig lav fluktavstand) til 5 (sterk flukt/unnvikelsesadferd og/eller høy fluktavstand). Klassifiseringene ble vurdert av internasjonale eksperter. Erfaringene for disse vurderingene kommer fra åpent hav-transekter med båt, og transekttellinger av sjøfugl fra fly. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(f) *Fleksibilitet i habitatbruk*. I åpent hav er sjøfuglenes habitatbruk ofte definert av hydrografiske parametre som vannmasser og fronter. Siden disse avhenger av vindretninger, vindstyrke og tidevannsstrømmer varierer de ofte over mange titalls kilometer. Fuglenes fleksibilitet i habitatbruk (åpent hav) er basert på dette. Faktoren er basert på publiserte data (Garthe 1997, Skov & Prins 2001) og analyser av data på sjøfuglforekomster i åpent hav, og ble i tillegg vurdert av internasjonale eksperter. Faktoren ble vurdert på en skala fra 1 (veldig fleksibel habitatbruk) til 5 (avhengig av spesielle habitatkarakteristika). Sjøfuglarter fikk en lav vurdering hvis de brukte store sjøområder; dvs. ble observert over mange forskjellige

vannmasser (f. eks. sildemåke), og høyt hvis de var knyttet til spesielle habitater (f. eks. sjøender over muslingbanker).

Faktoren ble opprinnelig basert på åpent hav-data, men den stemmer i de aller fleste tilfellene godt for fugl i kystnære områder, og de samme vurderingene er derfor brukt her.

*(g) Biogeografisk bestandsstørrelse.* Denne faktoren ble vurdert i forhold til de biogeografiske bestandsstørrelsene av de respektive artene. Bestandsstørrelser ble tatt fra Wetlands International (2006), eller Mitchell et al. (2004). Norske hekkebestander ble vurdert fra Barrett et al. (2006) eller Gjershaug et al. (1994). Følgende vurderinger ble brukt: 1 = bestand større enn 3 millioner individer, 2 = bestand 1-3 millioner individer, 3 = bestand 500 000 – 1 millioner, 4 = bestand 100 000 – 500 000, og 5 = bestand mindre enn 100 000 individer.

*(h) Voksenoverlevelse.* Siden mortalitet forårsaket av vindmøller påvirker bestander med høy voksenoverlevelse mer enn bestander med lav voksenoverlevelse ble denne faktoren inkludert. Følgende vurderinger ble gjort: 1 = årlig voksenoverlevelse lavere enn 0,75; 2 = årlig voksenoverlevelse 0,75 – 0,80; 3 = årlig voksenoverlevelse 0,80 – 0,85; 4 = årlig voksenoverlevelse 0,85 – 0,90; og 5 = årlig voksenoverlevelse høyere enn 0,90. Verdiene ble hentet fra Garthe & Hüppop (2004) som fant verdiene igjennom litteratursøk. For noen arter var det ikke mulig å finne data på voksenoverlevelse. I slike tilfeller ble verdiene for nærstående arter brukt (se Garthe & Hüppop 2004).

*(i) Rødlistestatus.* Denne faktoren representerer både trussel- og bevaringsstatus. Garthe & Hüppop (2004) brukte kun europeisk rødlistestatus fra Tucker & Heath (1994). Vi har oppdatert denne listen med informasjon fra Birdlife International (2004) samt komplimentert den med norsk rødlistestatus (Kålås et al. 2006) slik at hver av artene er vurdert til den høyeste rødlistestatusen av den internasjonale og den norske. Underartene av storskarv og sildemåke har fått samme rødlistestatus som nominatformen, selv om underarten av sildemåke, hvis den hadde blitt vurdert som art, hadde havnet i en høyere klasse. Følgende vurderinger er brukt: 1 = ingen rødlisteklassifisering, 2 = NT, nær truet, 3 = VU, sårbar, 4 = EN, sterkt truet, og 5 = CR, kritisk truet.

I hekketiden antas sjøfuglene å være spesielt sårbare innenfor artenes aksjonsradius (maksimum energetisk forsvarbar flygeavstand for å hente mat til ungene, dvs. at fuglene kan fly denne avstanden for å hente mat uten at det går ut over kulletts eller voksenfuglenes overlevelse). Garthe og Hüppop (2004) inkluderte ikke aksjonsradius i deres analyse og tok dermed ikke den ekstra sårbarheten med i deres analyser. I vår analyse er det imidlertid valgt å kompensere for dette i sårbarhetsvurderingene ved at faktorene (b) flygehøyde, (d) andel av tid flygende og (e) fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk oppjusteres én grad, dog slik at vurderingsklasse 5 fremdeles var den høyeste.



Tabell 5. Artsvis vurdering av 9 sårbarhetsfaktorer og de resulterende sensitivitetsindeksene (SSI). Skalaene er forklart avsnitt 2.2.1. For hekkende arter er faktorene flygehøyde, andel av tid i luften og fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelse fra fly- og helikoptertrafikk oppjustert én grad og de resulterende SSI indeksene er gitt i tabellen for de artene det gjelder.

	a) Manøvrerings evne	b) Flygehøyde	c) Natlig aktivitet	d) Tid i luften	e) Forstyrrelse	f) Fleksibilitet	g) Biogeografisk bestandstørrelse	h) Voksenoverlevelse	i) Trussel og bevaringsstatus	SSI Generell	SSI Hekking
Smålom	5	2	2	1	4	4	4	3	5	40,0 <sup>1</sup>	54,0
Storlom	5	2	3	1	4	4	4	3	5	44,0 <sup>1</sup>	58,5
Islom	5	2	2	1	4	4	5	3	1	30,0 <sup>2</sup>	
Gulneblom	5	2	2	1	4	4	5	3	2	33,3 <sup>2</sup>	
Toppdykker	4	2	3	2	3	4	4	1	2	22,5 <sup>1</sup>	
Gråstrupedykker	4	2	1	1	3	5	5	1	1	18,7 <sup>1</sup>	
Horndykker	3	2	1	1	3	5	5	1	4	23,3 <sup>2</sup>	
Havhest	3	1	2	4	1	1	1	5	1	5,8 <sup>1</sup>	10,5
Havsule	3	3	3	2	2	1	4	5	3	16,5 <sup>1</sup>	26,0
Storskarv	4	1	4	1	4	3	4	3	1	23,3 <sup>2</sup>	32,0
Toppskarv	4	1	3	1	4	3	4	4	4	31,5 <sup>2</sup>	44,0
Havelle	3	1	2	3	3	4	1	3	1	13,1 <sup>2</sup>	
Ærfugl	4	1	2	3	3	4	2	4	2	23,3 <sup>1</sup>	32,0
Praktærfugl	4	1	2	3	3	4	4	4	1	26,3 <sup>2</sup>	
Svartand	3	1	2	3	5	4	2	2	1	16,9 <sup>2</sup>	
Sjørørre	3	1	2	3	5	4	4	2	4	33,8 <sup>1</sup>	
Siland	3	1	2	3	3	4	4	3	1	21,0 <sup>2</sup>	29,3
Tyvjo	1	3	5	1	1	2	5	3	2	12,5 <sup>1</sup>	20,0
Storjo	1	3	4	1	1	2	5	4	2	12,4 <sup>1</sup>	20,2
Fiskemåke	1	3	2	3	2	2	2	2	4	12,0 <sup>2</sup>	18,3
Sildemåke	1	4	2	3	2	1	5	5	2	15,0 <sup>2</sup>	24,0
Gråmåke	2	4	2	3	2	1	2	5	1	12,4 <sup>1</sup>	19,5
Svartbak	2	3	2	3	2	2	4	5	2	18,3 <sup>1</sup>	27,5
Krykkje	1	2	3	3	2	2	1	3	3	10,5 <sup>1</sup>	16,0
Makrellterne	1	2	5	1	2	3	3	4	3	18,8 <sup>1</sup>	27,5
Rødnebbterne	1	1	5	1	2	3	3	4	1	13,3 <sup>1</sup>	20,0
Teist	4	1	1	2	3	3	4	4	3	22,0 <sup>2</sup>	32,1
Alke	4	1	1	1	3	3	3	5	2	17,5 <sup>1</sup>	26,3
Lomvi	4	1	1	2	3	3	1	4	5	20,0 <sup>1</sup>	29,2
Alkekonge	3	1	2	1	3	3	1	2	1	7,0 <sup>2</sup>	
Lunde	3	1	1	1	2	3	1	5	5	13,8 <sup>1</sup>	28,9

1) SSI er modifisert fra Garthe & Hüppop (2004), 2) SSI er modifisert fra King et al. (2009)

For å beregne sårbarhetsindeksen ble de ni sårbarhetsfaktorene gruppert i tre grupper som omhandler artenes flygeadferd (faktorene a-d), generell adferd (faktorene e-f) og status (faktorene g-i). For hver gruppe har vi brukt den gjennomsnittlige vurderingen for summen av

de samlede faktorene. Disse gjennomsnittsverdiene ble så multiplisert for å gi en artsspesifikk sensitivitetsindeks (SSI):

$$SSI = \frac{(a + b + c + d)}{4} \times \frac{(e + f)}{2} \times \frac{(g + h + i)}{3}$$

For hver 10 x 10 km celle med tilstrekkelig datagrunnlag ble det beregnet en sensitivitetsindeks for bygging av vindenergianlegg (WSI):

$$WSI = \sum \text{arter} (\ln(\text{andel art} + 1) \times SSI \text{ art})$$

For hver av artene ble deres respektive SSI verdi multiplisert med den naturlige logaritmen av deres relative andel av den nasjonale bestand (for de kystdata) og relativ andel av totalt talte (for åpent hav-data) + 1. Verdien 1 ble addert for å få positive resultater og unngå problemer med 0-verdier. For å få en samlet WSI ble verdiene deretter summert for alle artene innenfor 10 x 10 km ruten.

Sjøfuglenes sårbarhet presenteres på kart med 10 x 10 km grid, både for enkeltarter og som summering av alle artene. Dataene summeres pr sesong. For åpent hav-dataene er det som ovenfor nevnt delt i tre sesonger: vinter (november – mars), sommer (april – juli) og høst (august – oktober). For kystnært data er inndelingen: vinter = november - februar, mens lengden av hekkesesongen er definert individuelt for hver art (se **tabell 6** og **avsnitt 2.1.1**).

Det er gjort en vurdering av de forskjellige artenes forekomst innenfor utredningsområdet til de forskjellige årstider (**tabell 6**).

Tabell 6. Sesongavgrensning (måned fra-til) og område (åpent hav/kyst) for forekomst av de forskjellige artene innenfor utredningsområdet. X markerer at de er inkludert er presentert i kart.

	Vinter Åpent hav (november-mars)	Sommer Åpent hav (april – juli)	Høst Åpent hav (august – oktober)	Vinter Kyst	Sommer Kyst	Myte- og rasteplasser
Smålom				desember - februar	juni-august	
Storlom				desember - februar	juni-august	
Islom				desember - februar		
Gulnebbloom				desember - februar		
Toppdykker				desember - februar		
Gråstrupedykker				desember - februar		
Horndykker				desember - februar		
Havhest	X	X	X	desember - februar	april-august	
Havsule	X	X	X	desember - februar	mai- august	
Storskarv				desember - februar	mai- august	
Toppskarv				desember - februar	mai- august	
Grågås						X
Kortnebbgås						X
Hvitkinngås						X
Havelle				desember - februar		
Ærfugl				desember - februar	mai-juli	X
Praktærfugl				desember - februar		
Svartand				desember - februar		
Sjørre				desember - februar		
Siland				desember - februar	juni-juli	
Tyvjo					mai-juli	
Storjo					mai-juli	
Fiskemåke	X	X	X		mai-juli	
Sildemåke,	X	X	X		mai-juli	
Gråmåke	X	X	X	desember - mars	april-juli	
Svartbak	X	X	X	desember - februar	april-juli	
Krykkje	X	X	X	desember - mars	april-juli	
Makrellterne					juni-juli	
Rødnebbterne					juni-juli	
Teist				desember – februar	april - juli	
Alke	X	X	X	desember - mars	april - juli	
Lomvi	X	X	X	desember - mars	april - juli	
Alkekonge	X	X	X	desember - februar		
Lunde	X	X	X	desember - mars	april - august	
”Vadefugler”						X <sup>1</sup>

<sup>1</sup>) for vadefugler ble det søkt på definisjonen ”vadefugler” i artsobservasjoner. Denne samlebetegnelse omfatter bl.a. alle sniper, loer, spover etc.

## 2.3 Samlet vurdering av konfliktområder

For analysene der datagrunnlaget er basert på kysttelling, er sluttproduktet et kart hvor sårbarheten er illustrert ved en tredelt sårbarhetsskala:

- lav sårbarhet
- moderat sårbarhet
- høy sårbarhet

Inndelingen i sårbarhetsskala er etter anbefaling i Garthe og Hüppop (2004) gjort ved å gjøre en deling vha persentiler. Slik at grensen mellom lav og moderat sårbarhet er satt ved 60% persentilen og mellom moderat og høy sårbarhet er satt ved 90% persentilen. Grensen mellom lav og moderat sårbarhet er satt 10% høyere enn hva som er brukt i tyske farvann (Garthe & Hüppop 2004). Dette er for å få fokus på de områdene, som har en høyere sårbarhet.

For analysene basert på åpent hav-telling er det gjort en kvalitativ vurdering av sårbare områder, basert på sårbarhetsanalysen. For å få et inntrykk av hvilke områder som totalt er mest sårbare iht åpent hav-dataene er dataet samlet slik at den høyeste sårbarheten av vinter, sommer eller høst for en gitt rute er blitt brukt.

For havørn og hubro er det gjort en relativ vurdering av viktige områder og for raste- og myteområder er det vurdert hvilket avgrensede områder som er viktigst.

De mange ulike typer data som ligger til grunn for de enkelte vurderingene av områders sårbarhet, gjør det vanskelig å kombinere analysene beskrevet ovenfor på en faglig forsvarlig måte. Det er derfor valgt ikke å kombinere alt i et felles kart. I den endelig diskusjon er alle resultatene sammenfattet for å peke på de mest sårbare områdene.

## 2.4 Begrensninger/metodekritikk

### 2.4.1 Bruken av SSI-indeksen

På grunn av manglende kunnskapsgrunnlag er sårbarhetsindeksen fra Garthe & Hüppop (2004) basert på antakelser som ikke for alle punkter er basert på erfaringer og observasjoner fra vindenergianlegg. I årene som har gått siden studien ble publisert har det vært økt fokus på effekter av vindenergianlegg på sjøfugl. Dette medfører at det løpende kommer mer kunnskap om effekter (en del av resultatene er beskrevet i **avsnitt 1.4 og 1.5**). Grunnlaget for indeksen bør derfor revideres kontinuerlig. I SSI indeksen er det f.eks. gitt økt sårbarhet til arter som flyr om natten. Studier fra Danmark har imidlertid vist at ærfugl holder større avstand til vindparker på nattetid, noe som skulle indikere at sannsynligheten for kollisjon ikke er så høy som først antatt (Petersen et al. 2006). I King et al. (2009) er det valgt å bruke indeksen med de forutsetninger som er lagt til grunn, og det samme er valgt i vår analyse. Dette er gjort ut i fra en vurdering om at kriteriene for indeksen ble vurdert av et ekspertpanel og dermed overordnet bør antas å være gjeldende. Man må imidlertid være varsom med uten videre å overføre resultatene av andre studier direkte til norske forhold. Sårbarhetsvurderinger basert på kunnskap om lokale og nasjonale forhold kan dermed være vel så gyldig.

I indeksen blir det kombinert hvor stor en antatt kollisjonsrisiko vil være samt sårbarhet for forstyrrelse. Det er imidlertid en negativ sammenheng mellom disse faktorene. De artene som vil være sårbare for økt mortalitet ved kollisjon, vil være det fordi de bruker områdene etter en utbygging (og det derfor sannsynligvis mindre konsekvenser grunnet habitatforstyrrelse). På samme måte vil det være større effekt av habitatendring for de artsgruppene som unngår parken, men mindre sannsynlighet for å bli drept ved kollisjon. I en videreutvikling av analysen bør det tas høyde for dette.

En generell problemstilling ved den metodiske tilnærming til Garthe & Hüppop (2004) er at sårbarhetsindeksen er bygget opp ved at de ulike parametrene blir vektet på samme 5 trinns skala (kompensatorisk metodikk, se beskrivelse av definisjoner i Williams & Araoujo 2002). Dette betyr at parametre med enheter som i utgangspunkt ikke er sammenlignbare, konverteres til den samme skalaen. Det blir altså gjort en vektning på tvers av forskjellige enheter, som det ikke nødvendigvis er et berettiget grunnlag for. I indeksen er f.eks. voksenoverlevelse og nattlig flygeaktivitet inkludert. Dette betyr ikke at effektene av en reduksjon i overlevelse på 0,05% ville bli kompensert av litt mindre nattlig flygeaktivitet. En rangering av mange faktorer kan også medføre en utilsiktet korrelasjon mellom parametrene. Desholm (2009) viste f.eks. at nær 31% av de 36 forskjellige kombinasjonene av variablene i sårbarhetsindeksen var signifikant korrelert med hverandre.

Som alternativ til sårbarhetsindeksen til Garthe & Hüppop (2004) har Desholm (2009) presentert en annen metodisk tilnærming for å vurdere sårbarhet for kollisjon med vindenergi-anlegg (med fokus på migrerende arter). Denne indeksen er begrenset til å inkludere:

1. relativ tetthet i forhold til geografisk referanse populasjon
2. demografisk sårbarhet (gitt ved fekunditet og voksenoverlevelse)

Indeksen blir dermed begrenset til å kun inkludere de parametrene som vil være avgjørende for hvor godt en bestand ville kunne tåle en økt mortalitet. De to parametrene blir i analysen ikke skalert i forhold til hverandre, men derimot brukt til å danne et utfallsrom for prioritering av artene.

Sårbarhetsindeksen fra Garthe & Hüppop (2004) har noen begrensninger både metodisk og i forhold til kunnskapsgrunnlaget. Overordnet sett har vi imidlertid vurdert den som et redskap som er verdifullt for å kunne indikere hvilke områder som kan være sårbare for sjøfugl ved etablering av vindenergianlegg. I videre prosjekter med større ramme, hadde det imidlertid vært interessant og nyttig å prøve ut og sammenligne ulike typer sårbarhetsindekser og vurderinger.

## 2.4.2 Bruken av WSI-indeksen

I foreliggende rapport, er det tatt utgangspunkt i metodikken utviklet og presentert i Garthe og Hüppop (2004). Det må imidlertid pointeres at de WSI-verdier som vi presenterer ikke kan sammenlignes direkte med verdiene presentert i Garthe og Hüppop (2004). Størrelsen på verdiene henger direkte sammen med hvor mange arter som er inkludert i analysen og hvordan det er valgt å behandle tettheten. I vår analyse er det således heller ikke mulig å sammenligne WSI-verdiene som er funnet for åpent hav-modelleringen og de kystnære data direkte med hinannen.

## 3 Resultater

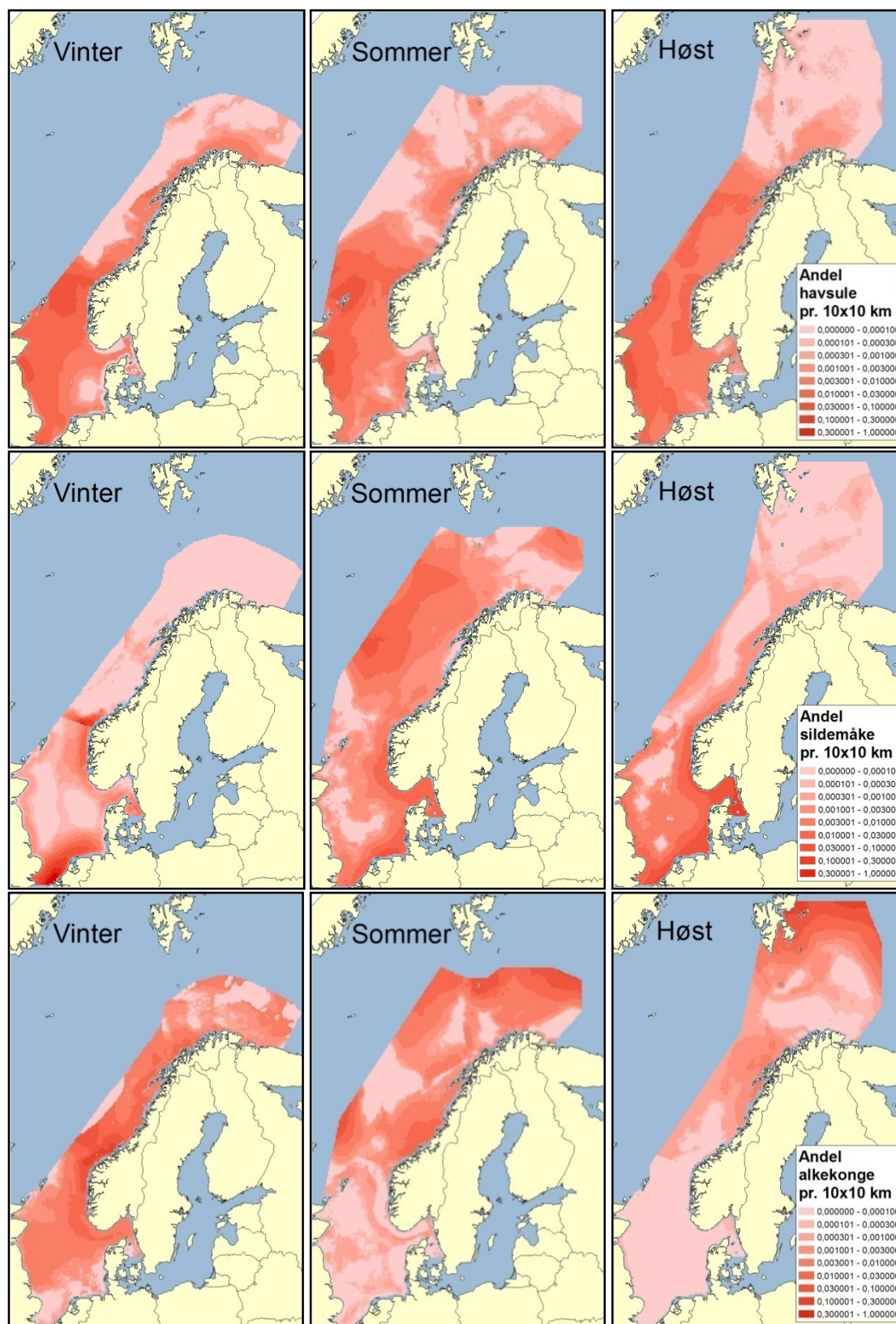
Som beskrevet i avsnitt 1.3.1. er sjøfuglenes utbredelse i hovedsak styrt av klimatiske, oseanografiske og biologiske forhold. Utrekningsområdet innehar flere funksjoner for sjøfugl i Nordatlanten gjennom året, hvilket er reflektert i ulike fordelinger av sjøfugler i området fordelt på sesonger.

### 3.1 Fordeling av fugl og mulige konfliktområder i åpent hav

Analysene av relativ fordeling av sjøfuglene avdekket svært store sesongmessige svingninger i utbredelse og mengde av fugl (se **figur 7** samt **vedlegg 3**).

For åpent hav-dataene er det estimert utbredelse for havhest, havsule, gråmåke, svartbak, krykkje, alke, lomvi, alkekonge og lunde. Simuleringene viser at havhest forventes å forekomme i høyest antall i Norskehavet under vinter- og sommersesongen, mens noe lavere tettheter forventes på høsten. Havsule forventes i moderate antall hele året, men generelt ikke så mye i kystnære strøk i sommerhalvåret. Store ansamlinger av havsule ble imidlertid observert i kystområdene sør og nord for Runde i februar 2010 (I. K. Petersen pers medd.), og det antas at denne fordelingen er regulær forut for hekkesesongen. Fiskemåke finnes relativt kystnært i hele Nordsjøen, men i mindre grad og antall om sommeren. For gråmåke forventes det store mengder langt til havs i vintersesongen. Svartbak ser ut til å ha et mer kystnært preg. I nordre del av Nordsjøen forventes det mye svartbak i vintersesongen, og relativt kystnært i hele Nordsjøen forventes det lite svartbak i sommersesongen.

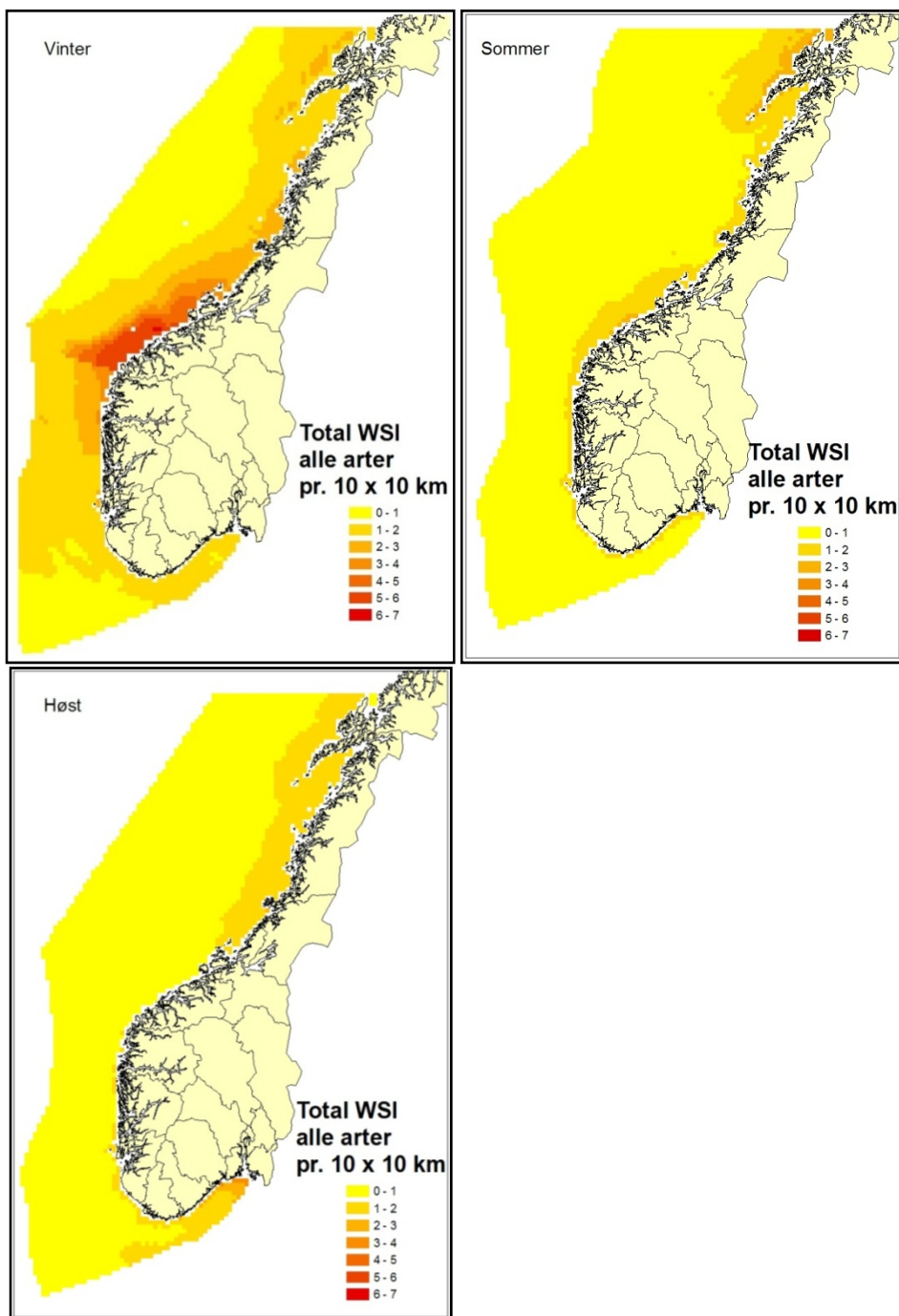
Krykkje er relativt sett veldig vanlig i hele Nordsjøen i vintersesongen, ellers i året forventes mer moderate mengder og med forekomst lengst til havs. For lomvi viser simuleringene at det forventes svært høye tettheter i Nordsjøen i høstperioden. Ellers i året forventes store mengder lengst til havs, men en tendens til mer kystnært om sommeren. I de sørligste delene av Nordsjøen forventes det mindre tettheter av lomvi om sommeren, noe som henger sammen med lang avstand til nærmeste hekkekoloni. Det finnes relativt små mengder alke i Nordsjøen, med unntak av de sørligste delene i vintersesongen. Alkekonge er ikke vanlig i Nordsjøen utenom vinterstid.



**Figur 7.** Modellert utbredelse av havsule (øverst), sildemåke (i midten) og alkekonge (nederst) i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet til tre forskjellige årstider: vinter (1. nov – 31. mars), sommer (1. april – 31. juli) og høst (1. august – 31. oktober). Figuren viser andelen av fugler modellert i en gitt 10x10 km rute som andel av det totale antall av arten observert i hele området i den gitte sesongen. Tilsvarende kart for andre arter er gitt i **vedlegg 3**.

### 3.1.1 Sårbare områder basert på WSI-beregningene for åpent hav

Basert på den estimerte fordelingen av sjøfugler i åpent hav, ble det for utredningsområdet beregnet sårbare områder (WSI) ved hjelp av sårbarhetsindeks (SSI). Beregning av WSI for åpent hav-dataene avdekket at sårbarheten til de enkle områder varierer mye gjennom året, og for de ulike artene (**figur 8 og vedlegg 4**).



**Figur 8.** Total WSI for alle analyserte arter (jf. tabell 6) i åpent hav i vintersesongen (øverst til venstre), sommersesongen (øverst til høyre) og høstsesongen (nederst). Disse kartene er slått sammen til et samlekart i **avsnitt 4**. Total WSI for alle artsgruppene er gitt i **vedlegg 4**.



De høyeste WSI-verdiene ble funnet vinterstid hvor især måker og alkefugler scoret høyt. De mest sårbare områdene ble funnet ut for kysten av Møre og Romsdal og nordover til Hitra i Sør-Trøndelag. En mer moderat sårbarhet ble funnet langs Helgelandskysten og på yttersiden av Lofoten og Vesterålen.

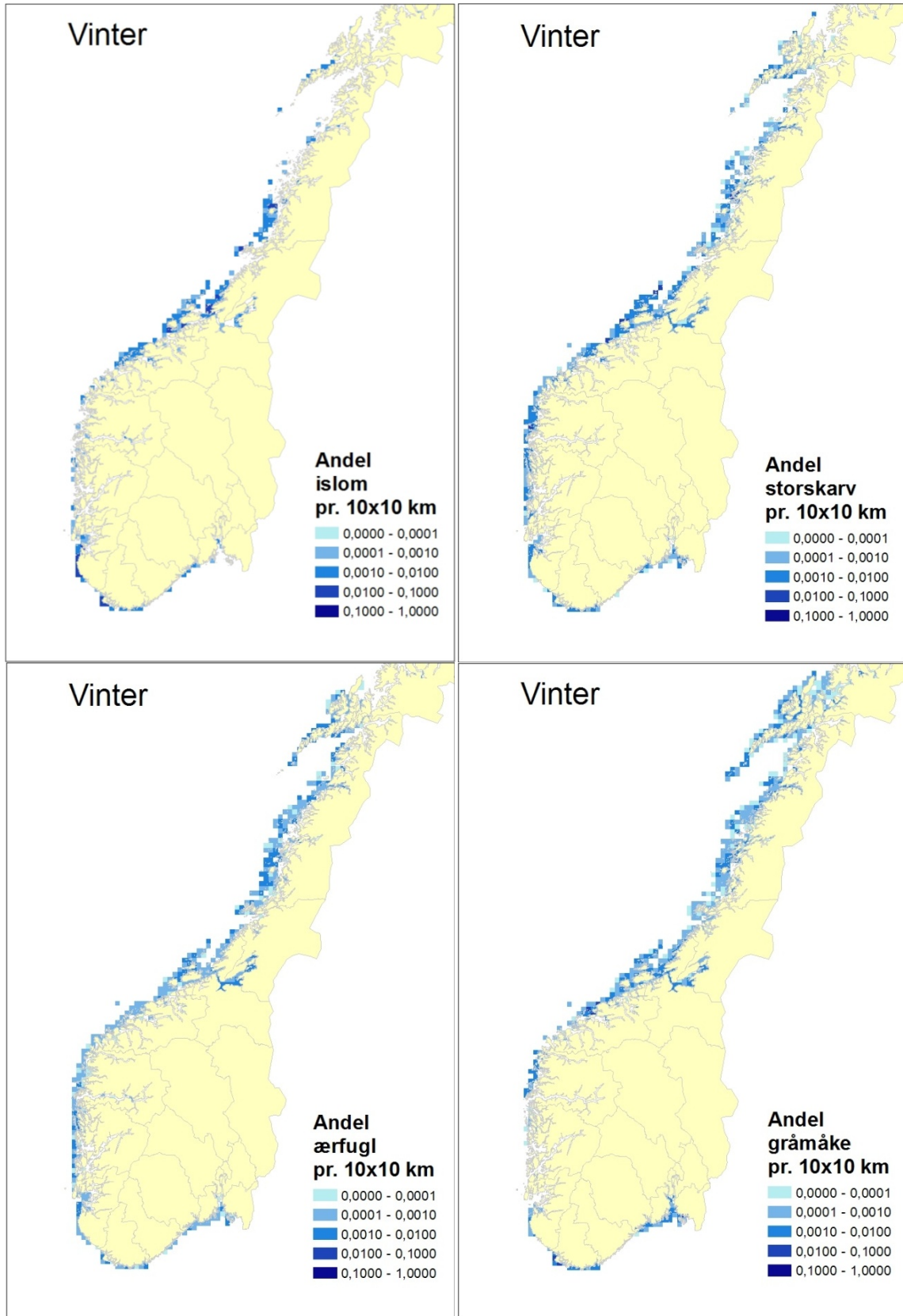
Sommerstid og om høsten ble det relativt sett funnet lavere sårbarhetsverdier enn vinterstid. På sommeren ble de høyeste verdiene funnet ut for kysten av Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og ved Lofoten og Vesterålen. Det var måkefuglene som ga de høyeste utslagene, og det især helt nord i utredningsområdet og i kystområdene på Nordmøre, mens de største verdiene for alkefuglene var rundt Lofoten. På høsten var det nesten utelukkede sårbarhetsverdiene for måkefuglene som bidro til den totale WSI. De mest sårbare områdene ble funnet på kysten av Skagerrak, ytre del av Oslofjorden samt kysten av Nord-Trøndelag og Nordland.

### 3.2 Kystnært fordeling av fugl og konfliktområder i vinterhalvåret

Fordeling av fugler langs kysten er styrt av tilgang til egnede beiteområder. Overordnet er det de kystnære artene (se **tabell 2**) som dominere langs kysten, mens utbredelsen av de pelagiske artene er svært dynamisk. Dette blir gjenspeilet i kartene over kystnær fordeling for fugler vinterstid (**figur 9** og **vedlegg 5**). Artene som opptre med de høyeste andelene er lommer, dykkere, ender og skarver, mens alkefugler og krykkje forekommer i mye mindre andeler.

I Nordsjøen er det avgrenset tre svært viktige overvintringsområder: området rundt Lista, området langs Jærkysten og Boknafjorden samt området i Ytre Sula til Florø. Alle disse områdene er primært overvintringsområder for kystnære, dykkende arter, selv om flere av de andre gruppene også finnes. Jæren er i tillegg et viktig overvintringsområde for flere våtmarks-tilknyttede arter på grunn av tilgang til åpent ferskvann og jordbruksarealer.

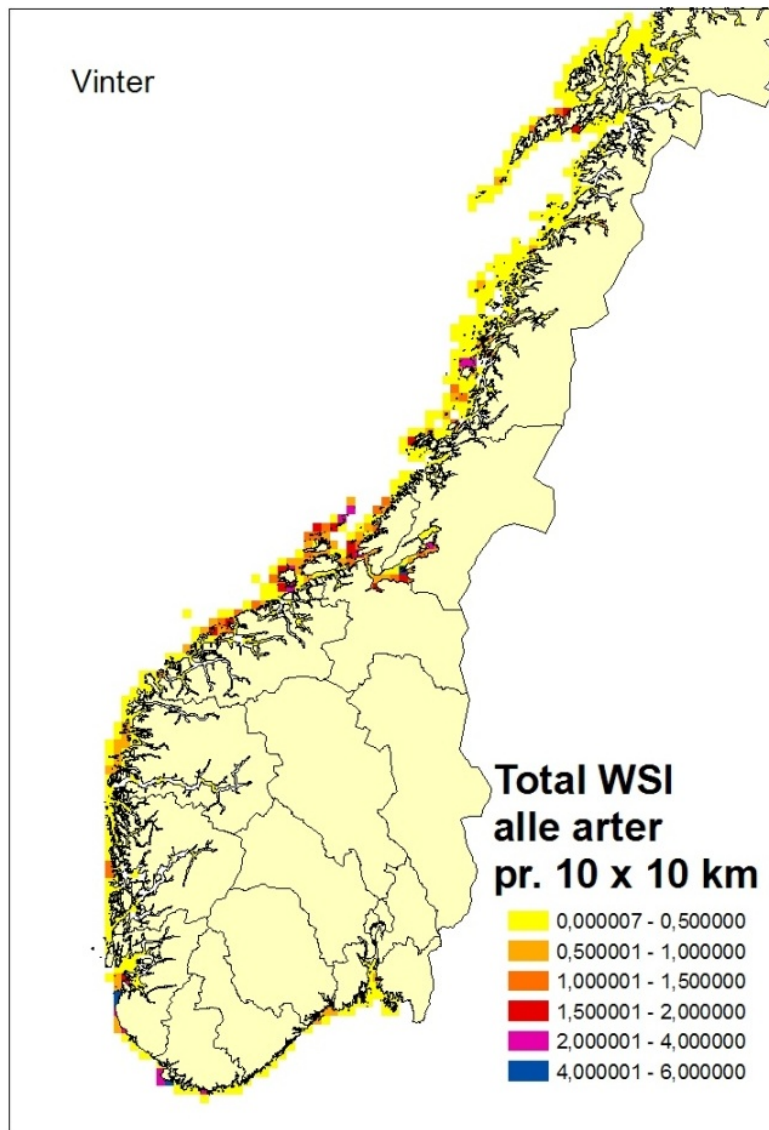
For Norskehavet finnes svært viktige overvintringsområder langs kysten fra Ålesund til Budd, rundt Smøla, i utløpet av Trondheimsfjorden øst for Hitra, Froanområdet og området fra Trondheimsfjorden og nordover til Folda og Vikna, området rundt Vega, spesielt nord for Øya, samt Saltfjorden og utløpet av Skjerstadvfjorden (ved Saltstraumen).



**Figur 9.** Fordeling av islom (øverst til venstre), storskarv (øverst til høyre), ærfugl (nederst til venstre) og gråmåke (nederst til høyre) innenfor utredningsområdet i vinterhalvåret. Tilsvarende kart for alle artene er gitt i **vedlegg 5**.

### 3.2.1 WSI for vintersesongen basert på kystdata

Basert på fordelingen av sjøfugler langs kysten på vinterstid, ble det for utredningsområdet beregnet sårbare områder (WSI) ved hjelp av sårbarhetsindeksen (SSI).



**Figur 10.** Total WSI for alle analyserte arter (jf. **tabell 6**) langs kysten i vintersesongen. Total WSI for alle artsgruppene er gitt i **vedlegg 6**. Legg merke til at skalaen er brutt. Dette er for å få frem hele skalaen på en illustrativ måte.

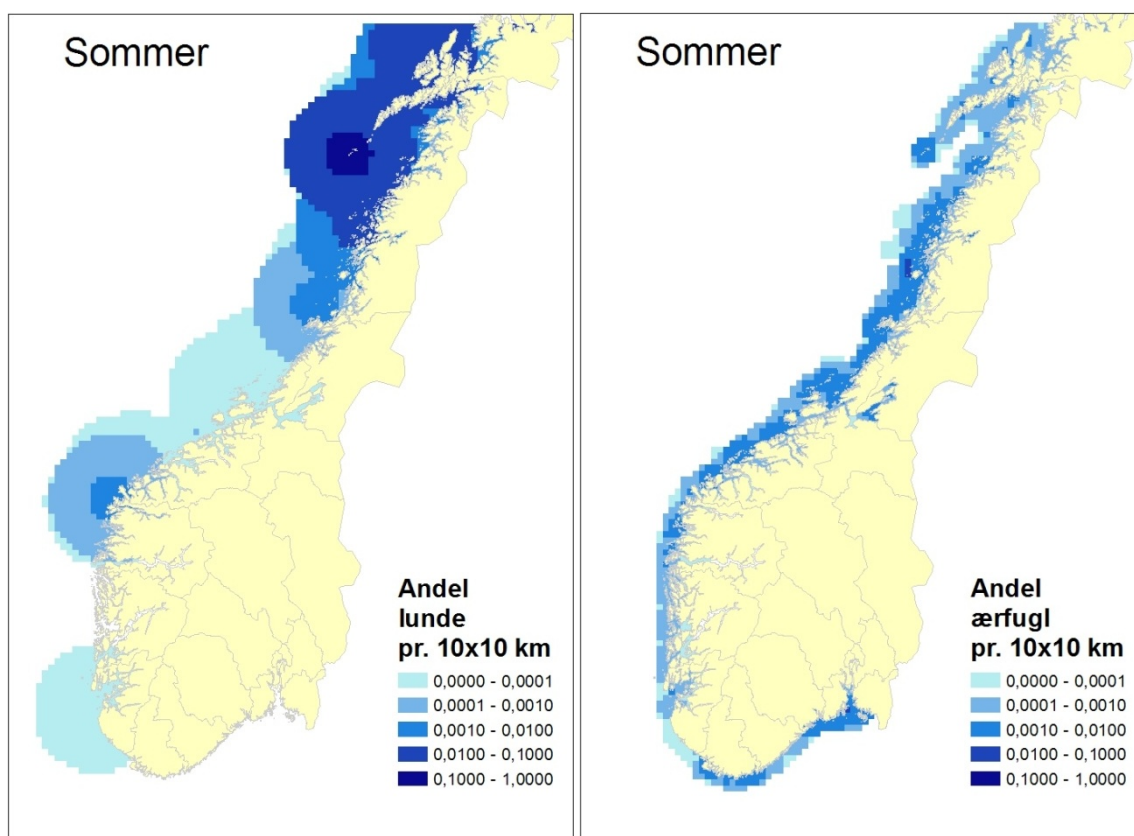
Sårbarheten i kystnære områder i utredningsområdet på vinteren varierte mye, og flere artsgrupper og områder skilte seg ut med svært høye WSI-verdier (**vedlegg 6**). Overordnet var det lommer og dykkere som påvirker indeksen mest. Disse er arter som har en sammenlagt høy sårbarhet for vindkraft (**tabell 5**). Artene i disse gruppene samler seg på egnede lokaliteter for overvintring og kan derved opptre i relativt store ansamlinger. For begge artsgruppene var det områdene ved Lista, Jæren, Frosta og ytersiden av Ørlandet som hadde de høyeste verdiene. Gruppen som inkluderte toppskarv og storskarv hadde høye WSI-verdier ved Sula og Froan. Gruppen "ender" hadde relativt høye sårbarhetsverdier ved Gimsøya i Lofoten, nord for

Vega, ved Vikna, Frosta, på vestsiden av Frøya, sør for Smøla, ved Store Karlsøy i Hordeland og ved Jæren.

Når WSI verdiene for alle artene ble kombinert (**figur 10**), ble områdene med den høyeste sårbarheten: Jæren, Lista, området ved Nordøyene og Gossen (Møre og Romsdal), ved Smøla; Frøya, Froan, Ørlandet, Frosta, Vikna, Vega og rundt Vågan/Austvågøy (Lofoten).

### 3.3 Kystnær fordeling av fugl og konfliktområder i hekkesesongen

I Norge dominerer pelagisk beitende arter i sjøfuglkoloniene. De store fuglefjellene utgjør de viktigste og mest karakteristiske sjøfuglressursene på fastlandet sommerstid. De største sjøfuglkoloniene i Norge ligger stort sett nord for utredningsområdet, med noen viktige unntak: Runde og Røst er av de 10 største koloniene i Norge. I tillegg finnes flere mindre fuglefjell i utredningsområdet som Værøy, Fugleøya i Gildeskål, Lovund, Sklinna og Einevarden (Systad et al. 2007).



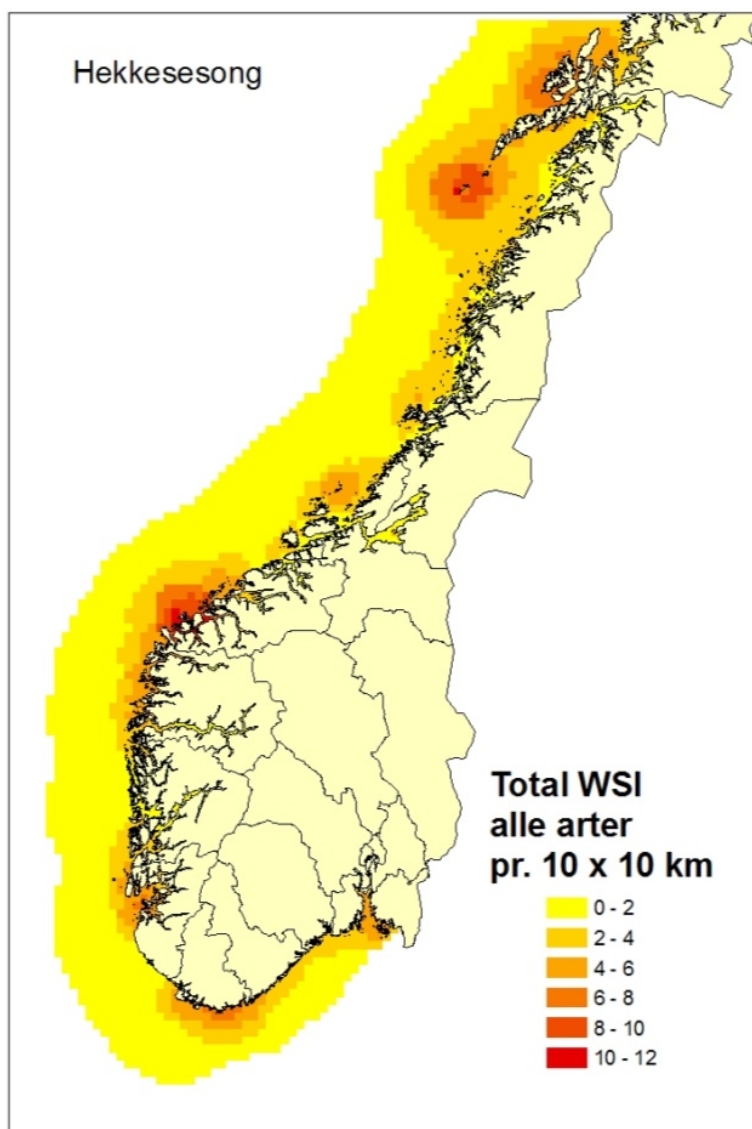
**Figur 11.** Eksempelkart. Fordeling av lunde (venstre) og ærfugl (høyre) innenfor utredningsområdet i hekkesesongen (sommerhalvåret). Rundt alle kolonier er det lagt en buffer som beskrevet i avsnitt 2.1.1. Tilsvarende kart for alle artene er gitt i **vedlegg 7**.

I hekketiden er kystbundne, dykkende arter som f.eks. storskarv, toppskarv, ærfugl og teist avhengige av gode beiteforhold i umiddelbar nærhet av reirplassene. Flere av disse artene hekker derfor i mindre kolonier, eller forholdsvis spredt med dårligere definerte kolonier enn de typiske fuglefjellsartene. Det samme gjelder stort sett for de kystbundne overflatebeitende artene, selv om mange av disse er knyttet til avfall fra fiskeriene, og dermed har en tendens til å samle seg i kolonier nært fiskerihavner eller områder med betydelig fiskerier.

Fordelingen av fugl i hekkesesongen (**figur 11** og **vedlegg 7**) reflekterer denne fordelingen. For de kolonihekkende arter er det især Røst og Runde som utmerker seg med høye andeler av bestanden, mens de for de andre artene er en mer jevn spredning langs kysten innen deres utbredingsområde.

### 3.3.1 WSI hekkesesong

Basert på fordelingen av sjøfugler langs kysten i hekkesesongen, ble det for utredningsområdet beregnet sårbare områder (WSI) ved hjelp av sårbarhetsindeksen (SSI).



**Figur 12.** Total WSI for alle analyserte arter (jf. tabell 6) langs kysten i hekkesesongen. Total WSI for alle artsgruppene er gitt i **vedlegg 8**.

I hekkesesongen er det især havhest/havsule, måker, terner og alkefugler som utmerker seg med høye WSI verdier (**vedlegg 8**). For havhest og havsule er det især kolonien på Runde samt de store havsulekoloniene i Vesterålen som resulterer i høye verdier, mens det for

alkefuglene især er Røst, og i noen grad koloniene i Vesterålen som er viktige. For måker er fordelingen av viktige områder mer jevnt fordelt langs med kysten, mens det for terner især er fordelingen av makrellterne sør for Runde som gir høye WSI-verdier.

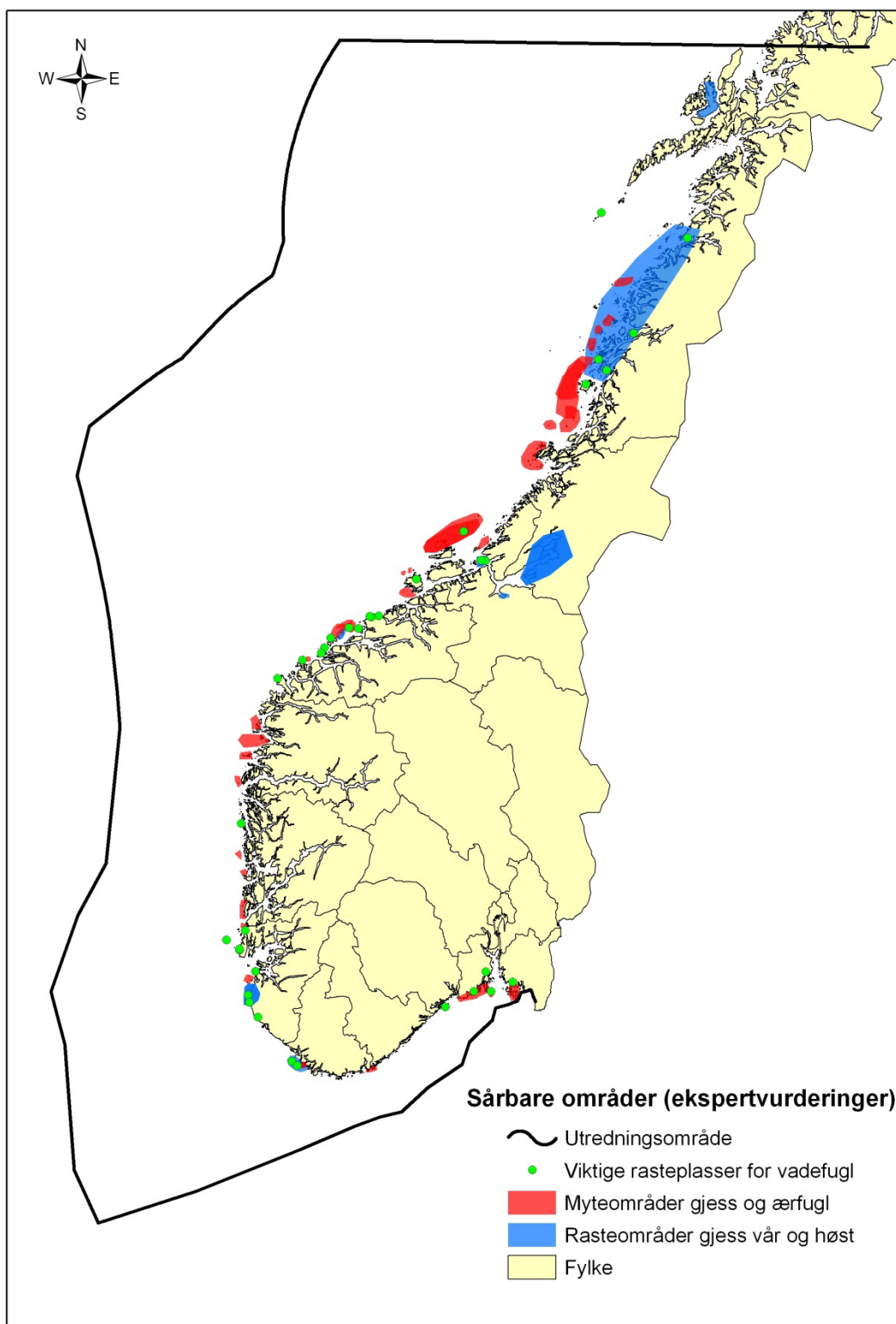
Når WSI verdiene for alle arter ble kombinert, var det samlet sett de kolonihekkende artene som sette føring for områdene med en høy WSI i hekkesesongen (**figur 12**). Den største sårbarheten var rundt Runde og Røst, mens også områder i Oslofjorden, på kysten av Vest-Agder, området mellom Jæren og Karmøy i Rogaland, Froan og Vesterålen utmerkede seg ved relativt høye verdier.

### **3.4 Fordeling av fugl og konfliktområder under trekk vår og høst, samt myteområder**

Svalbardbestanden av både hvitkinngås og ringgås trekker langs kysten av Vest-Norge og Midt-Norge innen utredningsområdet. Trekkkoridorene til hvitkinngåsa om våren er vist i **figur 5**, mens ringgåsa trekker langs kysten omtrent fra Lista og nordover. Generelt er fordelingen av raste- og myteplasser for gjess og ærfugl fordelt over hele utredningsområdet, med de viktigste og største områdene fra kysten av Midt-Norge og nordover. Særlig har Helgelandskysten store områder som er viktige raste- og myteplasser for grågås, hvitkinngås og ærfugl. Froan på kysten av Sør-Trøndelag har store områder som er viktige for artene grågås og ærfugl. I indre deler av Trondheimsfjorden finnes store og viktige områder som blir benyttet av spesielt kortnebbgås og huser store antall under vår- og høsttrekket. Sør for Midt-Norge finnes en rekke mindre områder som er viktige som myteområder for ærfugl og raste- og myteområder for grågås, dette er f.eks. kysten av Romsdal og Sunnmøre, Sogn og Fjordane, Rogaland og Listalandet i Vest-Agder. Viktige myteområder for ærfugl finnes også på begge sider av innløpet til Oslofjorden, spesielt i Hvaler-skjærgården (**figur 13**). Selv om kun Helgelandskysten og Vesterålen er angitt som viktig rasteområde for hvitkinngås om våren, kan andre områder i utredningsområdet også benyttes. Under høsttrekket flyr de fleste hvitkinngjessene direkte fra Svalbard/Bjørnøya til Skottland, men noen flokker kan likevel raste langs kysten av Midt- og Vest-Norge. Ringgåsa har ingen kjente rasteområder langs, men det kan ikke utelukkes at det likevel finnes noen. For begge arter gjelder at de kan trekke både helt inn til den ytre kystlinja og over åpent hav. Grågåsa trekker også langs kysten, og kan raste i større antall på noen lokaliteter.

Trekket av vadere er mest omfattende om høsten, da mange vadere om våren trekker mer direkte og hurtig via Østersjøen mot hekkeplassene i nordlige områder. For vadefugler finnes en rekke viktige rasteområder som brukes under vår- og høsttrekket fordelt langs hele utredningsområdet, men med konsentrasjoner av lokaliteter langs kysten av Møre og Romsdal og Rogaland, særlig langs kysten av Jæren. Også for vadefugler finnes viktige rasteområder på Listalandet og ved innløpet til Oslofjorden, i tillegg er det flere sentrale lokaliteter langs Helgelandskysten. Ørland kommune i Sør-Trøndelag huser også mange viktige områder for rastende vadefugler (**figur 13**).



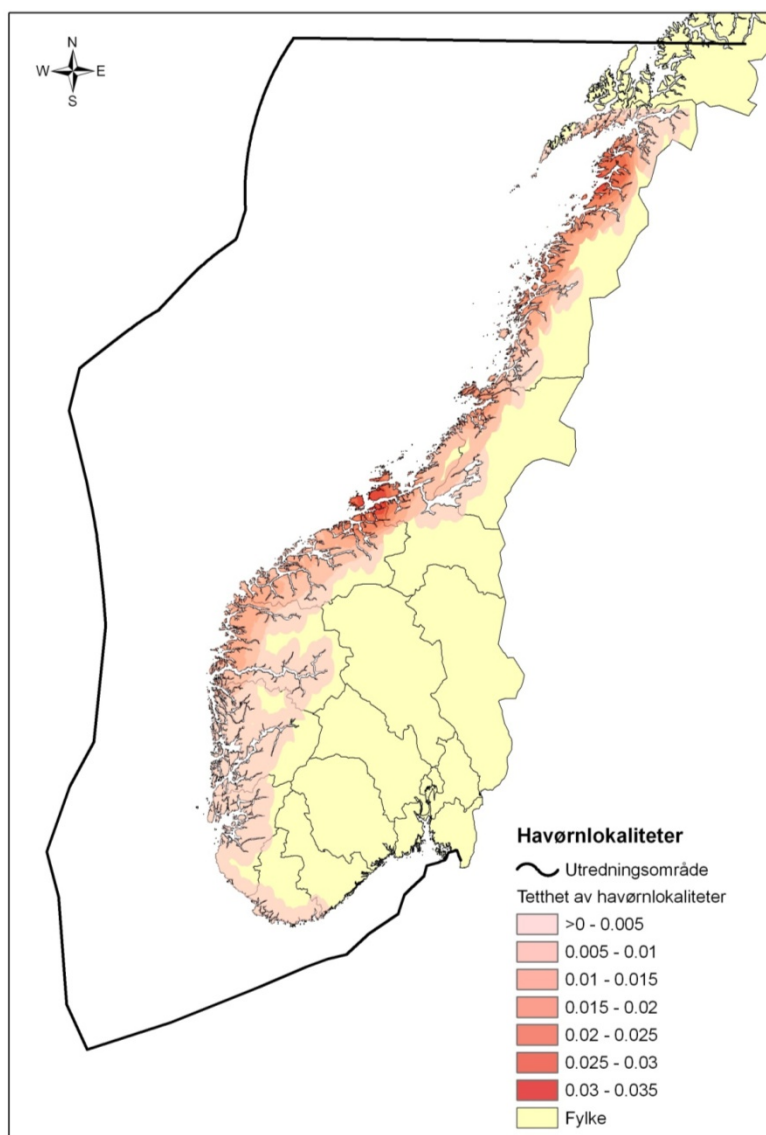


**Figur 13.** Vurdering av spesielt sårbare områder for fugl i vår og høst. Kartet viser viktige rasteplasser for vadefugl (grønne prikker), myte- (fjærfellingsområder) for gjess og ærfugl (røde polygoner) og rasteplasser for gjess på trekk vår og høst. Kart for de enkelte artsgruppene og sesongene er gitt i **vedlegg 9**.

Alkefuglene myter i åpent hav etter hekkesesongen. Under mytingen mister de flygeevnen for en periode på 45-50 dager og er da ekstra sårbare for forstyrrelse og habitatforringelse. Det er imidlertid lite kunnskap om utbredelsen av alkefugler i myteperioden og det har dermed ikke vært mulig å inkludere det i denne sårbarhetsvurderingen.

### 3.5 Fordelingen av hekkeområder for havørn og hubro

Havørn har en nær kontinuerlig utbredelse langs kysten fra Lindesnes i sør til Finnmark i nord (figur 14).



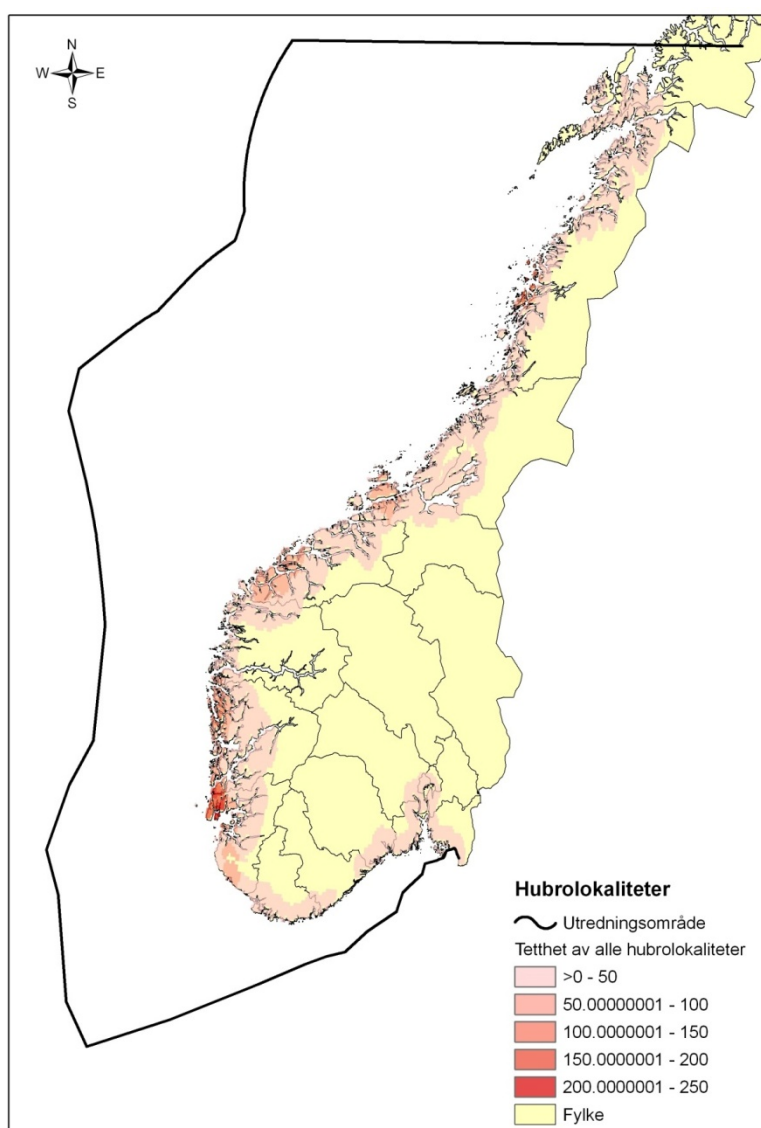
**Figur 14.** Relativ tetthet av hekkeplasser for havørn innenfor utredningsområdet. Bemerk at det kartlagte området bare går opp til Vestfjorden og at data for hele utbredningsområdet dermed ikke er inkludert i analysen.

Det er særlig to hekkeområder som peker seg ut som svært viktige for havørn: øyene Smøla, Hitra og Frøya med fastlandet innenfor i midt-Norge og området fra Bodø og nord til og med Steigen kommune. I tillegg har flere kyststrekninger som Helgeland, Vikna og strekningen Nordmøre til Sogn og Fjordane høy hekketetthet. Selv om de andre områdene har lavere



tetthet i forhold til disse er det verdt å merke seg at også disse områdene har mange havørnterritorier. Det er viktig å merke seg at havørn er i ekspansjon langs kysten sør for Sognefjorden og at tettheten vil øke i disse områdene om denne ekspansjonen fortsetter. Det er trolig bare et spørsmål om kort tid før arten har kolonisert hele kysten av Norge.

Hubroen ser ikke ut til å ha en like kontinuerlig utbredelse langs kysten som havørn, men en mer flekkvis utbredelse (**figur 15**). I tetthetsanalysene av alle kjente hekkelokaliteter av hubro er det særlig to områder som peker seg ut med høy tetthet, Helgelandskysten samt områdene rundt Karmøy nord i Rogaland. Det er i tillegg flere andre områder som har høy tetthet, Snillfjord-Hitra-Frøya, kysten av Sunnmøre, Nord-Hordaland og sør i Rogaland (figur 15). I analysene av hekketetthet for kun de lokalitetene som er benyttet i løpet av de siste 5 årene er resultatet nokså likt (**vedlegg 10**). Her utmerker særlig områdene Snillfjord, Hitra, Frøya, Nordhordland, Rogalandskysten i sør og til en viss grad Helgelandskysten. Andre områder med forholdsvis høy hekketetthet relativt til andre områder er Trøndelagskysten fra Fosen og nordover, Sunnmøre og kysten av nordlige deler av Rogaland.



Figur 15. Relativ tetthet av hekkel plasser for hubro innenfor utredningsområdet. Kartet viser alle kjente hekkel plasser uavhengig av når de har vært i bruk. Kart som viser relativ tetthet av hekkel plasser brukt de siste 5 årene er gitt i vedlegg 10.

## 3.6 Samlet vurdering av konfliktområder basert på WSI-beregningene

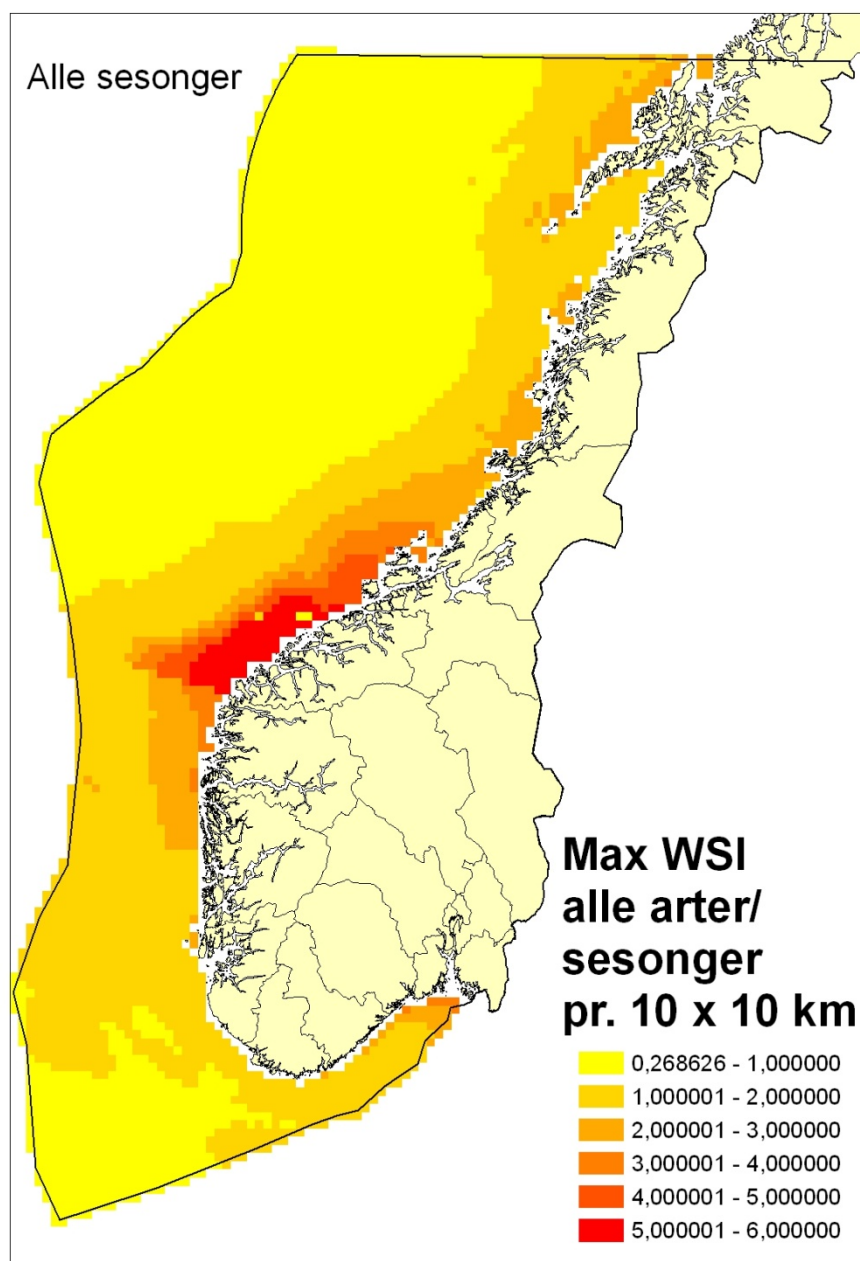
For sjøfuglene (både data samlet kystnært og modellert fra åpent hav-tellinger), er det forsøkt å beregne den relative sårbarheten for vindenergianlegg ved å gjøre en sensitivitetsvurdering og utregne en sårbarhetsindeks. Dette ble gjort for å få et datagrunnlag som kunne skaleres og dermed muliggjorde en innbyrdes sammenligning av sårbarheten.

For analysene basert på åpent hav-data viste resultatene imidlertid at det var vanskelig å gjøre en passende skalering av data. Fordi dataene er modellert ble det en større romlig oppløsning som medfører at store deler av kysten enten ville bli markert som svært sårbare, eller at viktige områder ville bli utelatt. For åpent hav-dataene er det derfor gjort en kvalitativ vurdering av sårbare områder, basert på sårbarhetsanalysen. For å få et inntrykk av hvilke områder som totalt er mest sårbare ble dataene samlet slik at den høyeste sårbarheten av vinter, sommer eller høst for en gitt rute er blitt gitt.

For vinter- og hekkesesongen (basert på kystdata) ble det gjort en inndeling av sårbare områder etter en tredelt sårbarhetsskala: lav (<60-persentilen), moderat (60% – 90%-persentilen) og høy sårbarhet (>90-persentilen).

### 3.6.1 Åpent hav-data

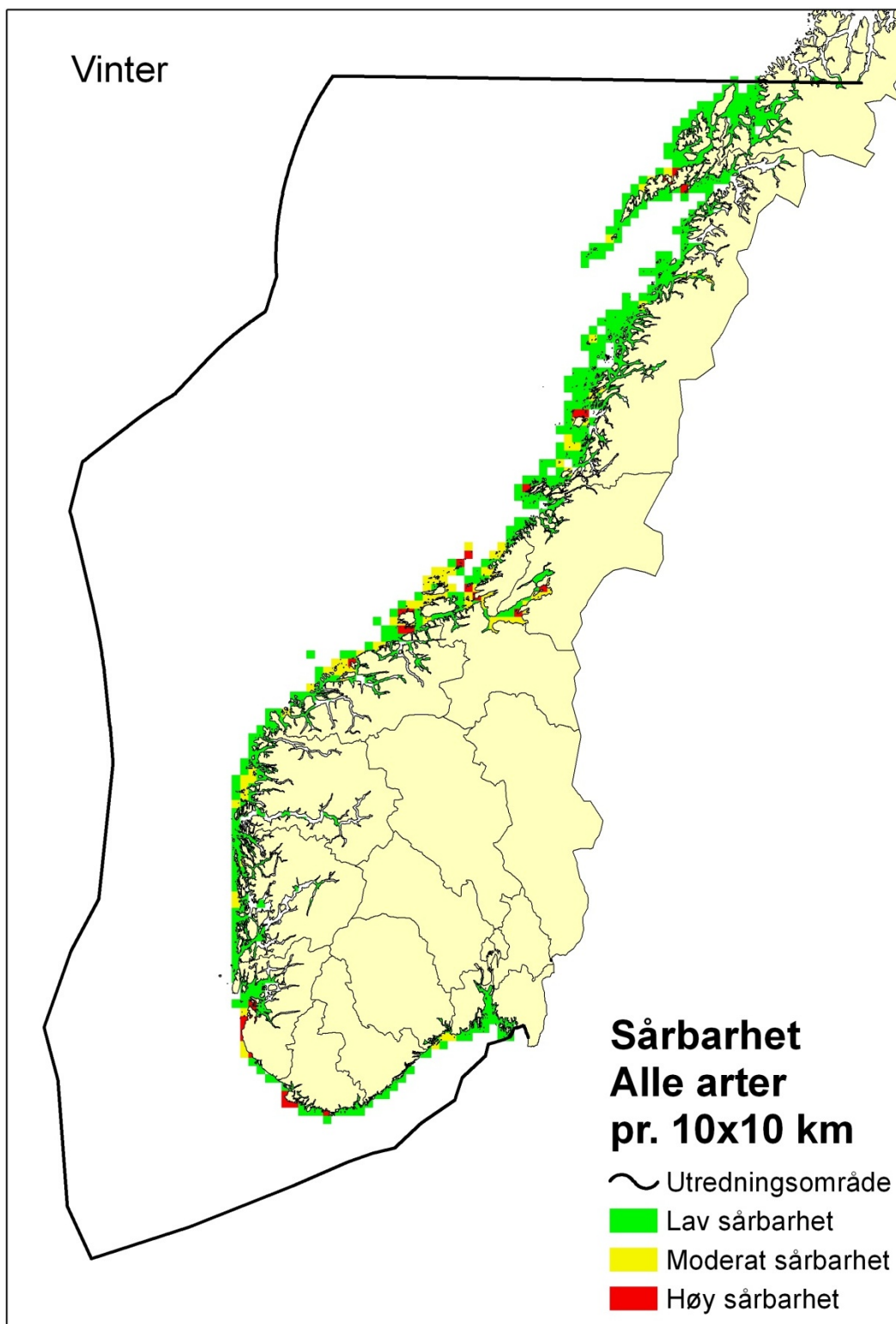
Når maksimumsverdiene ble kombinert (**figur 16**) var det områdene ut for kysten av Møre og Romsdal at den høyeste sårbarheten ble identifisert. Relativ høy sårbarhet (markert med oransje i **figur 16**) ble funnet langs Helgelandskysten og på yttersiden av Lofoten og Vesterålen.



**Figur 16.** Samlekart for WSI for alle arter og sesonger i åpent hav. For hver 10x10 km rute er maksimumsverdien fra vinter, sommer og høst blitt brukt. Rødt markerer de områdene hvor det er den høyeste sårbarheten.

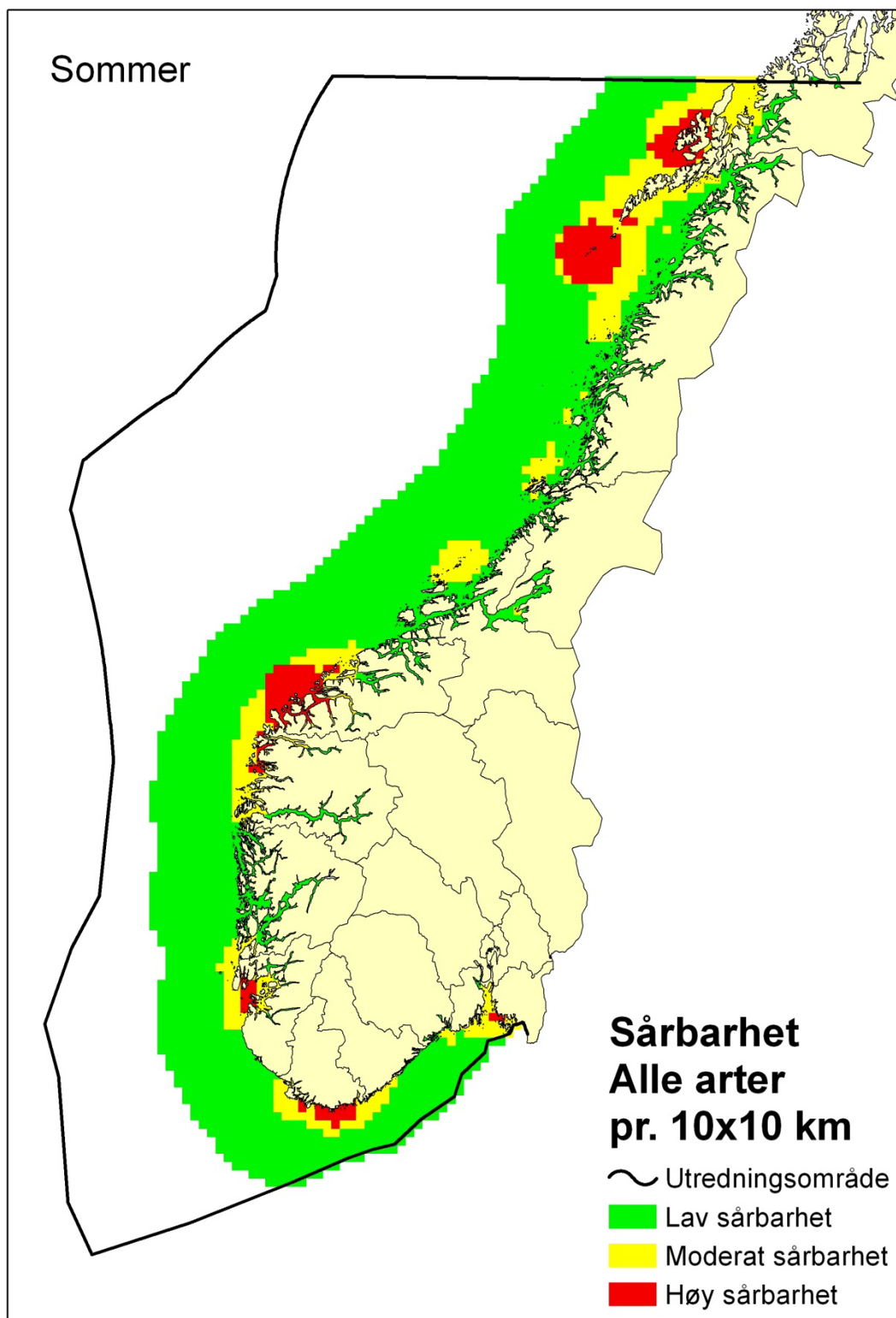
### 3.6.2 Kystnære data

For det kystnære data vinterstid ble områdene med høy sårbarhet identifisert på: Jæren, Lista, området ved Nordøyene og Gossen (Møre og Romsdal), ved Smøla; Froan, Ørlandet, Frosta, Vikna, Vega og rundt Vågan/Austvågøy (Lofoten) (**figur 17**).



**Figur 17.** Fordeling av sårbare områder basert på kystnære data i vintersesongen. Sårbarheten er vist på en tredelt skala: lav- (<60-persentilen), moderat- (60% – 90%-persentilen) og høy sårbarhet (>90-persentilen). Det presiseres at grensene for inndelingen er satt høyere enn hva som f.eks. er brukt i tyske farvann (f eks Garthe & Hüppop 2004).

For det kystnære data i hekkesesongen ble områdene med høy sårbarhet identifisert rundt Runde og Røst, på kysten av Vest-Agder, området mellom Jæren og Karmøy i Rogaland og Vesterålen.



Figur 18. Fordeling av sårbare områder basert på kystnære data i hekkesesongen. Sårbarheten er vist på en tredelt skala: lav- (<60-persentilen), moderat- (60% – 90%-persentilen) og høy sårbarhet (>90-persentilen). Det presiseres at grensene for inndelingen er satt høyere enn hva som f.eks. er brukt i tyske farvann (f eks Garthe & Hüppop 2004).

## 4 Diskusjon

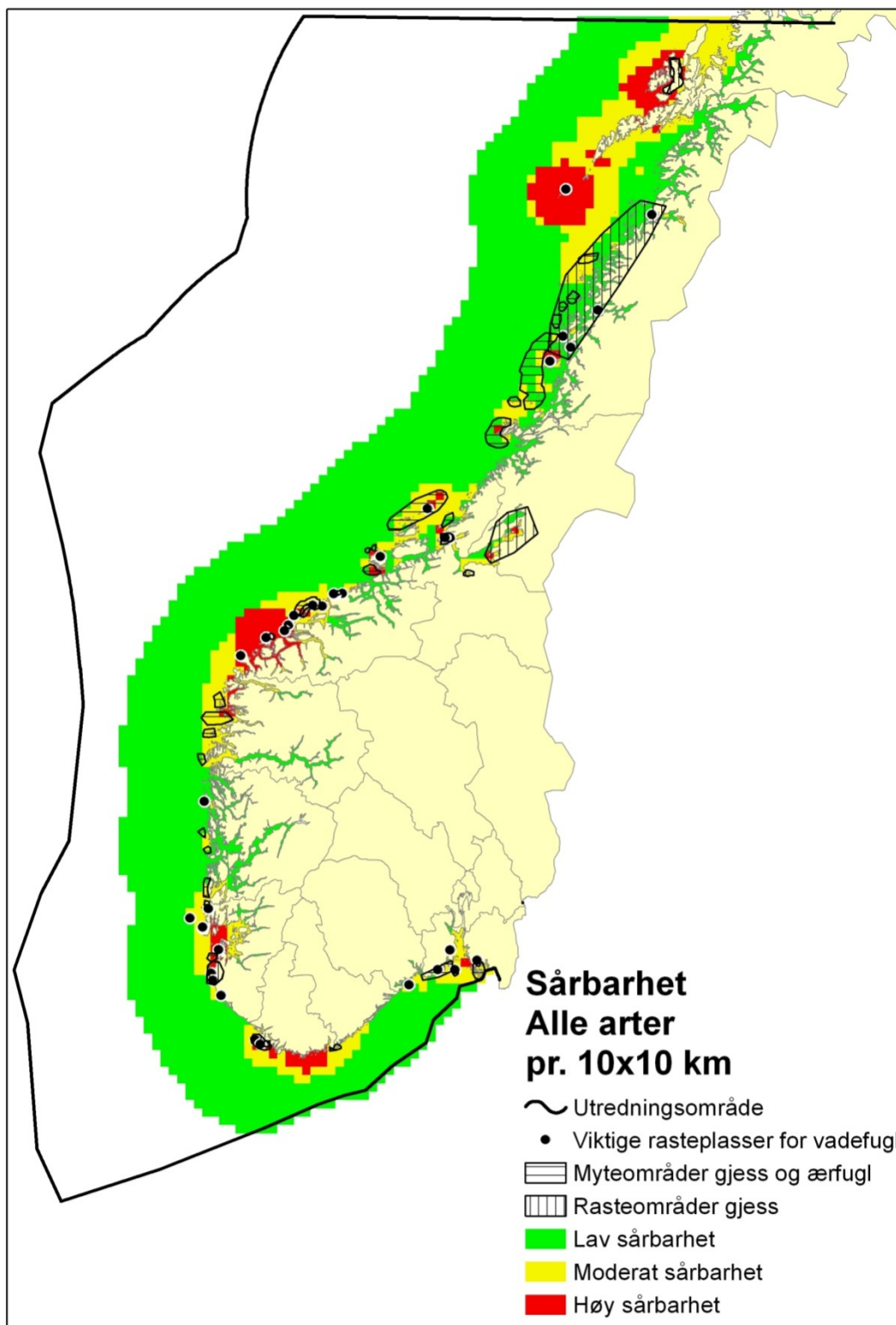
Målet for foreliggende studie var å gjøre en storskala screening av områder som kan være aktuelle for etablering av offshore vindenergianlegg med lavest mulig konfliktrisiko med forekomster av sjøfugl, vadere, havørn og hubro. Området som skulle vurderes var norsk økonomisk sone fra svenskegrensen i sør (Nordsjøen/Skagerrak) til nordspissen av Andøya i nord (Norskehavet). Dette er et stort område og nettopp omfanget av oppgaven har gjort at screeningen nødvendigvis måtte bli på en grov skala. Resultatene er derfor presentert i kart, hvor sårbarheten er gitt for 10x10 km ruter. Fordi oppløsningen er relativ lav, minskes detaljeringsgraden i studiet tilsvarende. Det kan derfor være lokale viktige områder eller hekkeplasser som ikke er beskrevet i denne rapporten. Likeledes kan det være satt høy sårbarhet til områder som reelt sett ikke innehar viktige funksjoner. Metodene som er brukt fanger imidlertid opp den antatte sårbarheten på en større skala. I forbindelse med eventuelle konsekvensutredninger for konkrete prosjekter vil det være nødvendig å kjøre de samme analysene med en langt høyere oppløsning.

Kunnskapsgrunnlaget om effekter av vindenergianlegg er stadig mangelfullt. Sårbarhetsindeksen som er brukt i rapporten er derfor til dels basert på antakelser og erfaringer fra effekter av andre påvirkningsfaktorer, hvilket er en svakhet i analysen. Resultatene kan dermed ikke ses som eksakte svar, men vil være en god indikasjon på hvilke områder som med dagens kunnskap vurderes som sårbare. I rapporten er det gjort en inndeling av sårbarhet i en tredelt skala. Denne skalaen er imidlertid definert av hvilke grenseverdier som settes. Vi har tilstrebet å følge anbefalingene fra Garthe & Hüppop (2004) og sette verdiene slik at de aller viktigste områdene blir identifisert. Det meste av norskekysten er funksjonsområde for sjøfugl, så med en mindre konservativ inndeling av områder, ville det meste av kysten blitt klassifisert som områder med høy sårbarhet. Formålet med studien var imidlertid å vurdere områder relativt til hverandre, så vi har valgt en inndeling som fremhever områdene som har høyest sårbarhet.

De forskjellige artene av sjøfugl forflytter seg på døgnbasis i forbindelse med næringssøk og mellom mer eller mindre faste overvintrings- og hekkeområder på årsbasis. Siden de forskjellige artene har forskjellige krav til næringsområder i løpet av året og hekker i geografisk atskilte områder, vil store deler av kysten ha en viktig funksjon for sjøfugl samlet sett. I en undersøkelse av et gitt områdes mulige sårbarhet for påvirkning er det derfor viktig å inkludere alle dets ulike funksjoner. I foreliggende studie er det derfor inkludert både vinter- og hekkesesong, samt rasteplasser for trekkende fugl vår og høst. For sjøfugler ble sårbarheten beregnet ut fra relativ tetthet kombinert med en sårbarhetsindeks for de ulike artene som er inkludert i studiet. For gjess (i raste- og myteperioden) og ærfugl (i myteperioden) ble det gjort ekspertvurderinger over sårbare områder, mens det for hubro og havørn ble brukt tettheten av registrerte hekkelokaliteter.

Resultatene av studiet viste en tydelig forskjell i sårbarhet mellom områder og de forskjellige sesongene. I **figur 19** er ulike områders sårbarhet for sjøfugler og gjess i forhold til lokalisering av vindenergianlegg oppsummert. Som det sees er det især de store hekkekoloniene som gir utslag i områder med høy sårbarhet for vindkraftverk. I Vesterålen er det havsule og til dels lundekoloniene som medfører den høye sårbarhetsverdien, mens det for Røst er alkefugler, for Runde havsule og måkefugler. Lengre sør er det måker og terner som gir den høye sårbarheten på kysten av Vest-Agder og mellom Jæren og Karmøy. Resultatene for hekkesesongen er som man kunne forvente. Andre studier har pekt på disse områdene som verdifulle områder (f.eks. Systad et al. 2007). Det er noe sammenfall mellom viktige lokaliteter sommer og vinter, som f.eks. ved Jæren og Vesterålen, men vinterstid har områdene Lista, området ved Nordøyene og Gossen (Møre og Romsdal), ved Smøla; Froan, Ørlandet, Frosta, Vikna, Vega i tillegg høy sårbarhetsverdi.





Figur 19. Kart over områder som i ut fra analysen må regnes som sårbare. Den høyeste verdiene for sårbarhet vinter og sommer i en gitt rute er brukt og ekspert vurderinger av viktige områder for raste- og myteområder for gjess, vadere og ærfugl er inkludert.

I utredningen av sårbarhetsindeksen er sårbarheten til noen av sjøfuglene satt høyere i hekkesesongen. Artenes tilknytning til hekkeplassene i denne perioden kan gjøre fuglene mer

sårbare for effektene av habitatendring og barriereeffekter, hvis vindenergianlegg bygges innenfor koloniens aksjonsradius. Det vil antageligvis kunne få de største konsekvensene for de kystnære artene (**tabell 2**). I sårbarhetsindeksen er det tatt høyde for sårbarheten for forstyrrelse rundt koloniene, men det er ikke spesifikt fokusert på hvordan sårbarheten varierer mellom de funksjonelle gruppene. Det samme gjelder for myte- og rasteområder samt spesielt produktive overvintringsområder. Dette er områder hvor fuglene samles fordi de er spesielt attraktive, enten på grunn av gode beiteforhold eller at de representerer trygge områder. Forskjellene i habitatbruk og energiforbruk mellom de ulike artene og den medfølgende endring i sårbarhet for vindenergianlegg er noe som på sikt bør utredes nærmere.

For sjøfugler i hekke- og vintersesongen er sårbarheten for vindenergianlegg blitt beregnet ut i fra en sårbarhetsindeks som er konstant fra år til år. I praksis vil det imidlertid antageligvis være forskjell mellom årene i hvor sårbare fugler er for utbygging av vindenergianlegg. Mattilgangen rundt hekkeområder er f.eks. ikke konstant. Noen år er det god tilgang til byttedyr, mens det i andre år kan være dårlig tilgang på relevant føde. I de årene hvor det er dårlig tilgang på egnede byttedyr i nærheten av kolonien vil fuglene være nødt å utvide beiteområdene, hvilket medfører et økt energiforbruk. Vindenergianlegg vil da være en økt stressfaktor hvilket kan medføre en økning i konfliktnivå. Fuglene kan f.eks. bli tvunget til å fly ennå lengre mellom hekkkoloniene og beiteområdene for å unngå vindenergianleggene, eller egnede alternative beiteområder kan bli beslaglagt ved utbyggingen av vindenergianlegget. Det har med dagens kunnskapsnivå imidlertid ikke vært mulig å inkludere disse temporære aspektene i foreliggende rapport. For å forstå effektene av utbygging av vindenergianlegg og kunne komme med prediksjoner for konsekvensene for utbyggingsprosjekter er det imidlertid viktig å få mer kunnskap om sjøfuglers habitatbruk til forskjellige tider og under varierende forhold.

I rapporten er det for vadere og gjess blitt fokusert på viktige myte- og rasteplasser. En svakhet med kun å plukke ut viktige myte- og rasteplasser er at man ikke fanger opp bruken av trekkruiter og korridorer under vår- og høsttrekk. Ved å inkludere rasteområder har vi prøvd å dekke inn de områdene som vi vet vil være sårbare for en etablering av et vindenergianlegg. Man vil kunne få en pekepinn på hvor slike trekkruiter går ved å trekke linjer mellom rasteplasser og hekke- og overvintringsområder, men man vil likevel ikke få noe fullgodt svar på hvor viktige de enkelte rutene er. Ut i fra den eksisterende kunnskap kan man anta at konflikten mellom vindenergianlegg og trekkfugler vil avhenge av trekkmønster og trekkhøyde. Ved hjelp av radiosendere er trekkrutene for hvitkinngås langs norskekysten blitt dokumentert, og ut i fra disse dataene kan det sannsynligvis være områder hvor det kan være konflikt. Et annet mulig konfliktområde er ved alkefuglenes svømmetrek. Det vites lite om hvor alkefuglene beveger seg etter at de har forlatt koloniene, og hvor følsomme de er for mulige barrierer i trekkrutene. Store vindenergianlegg vil potensielt kunne være en alvorlig barriere hvis alkefuglene unnviker anleggsområdet. I videre studier, især med fokus på spesifikke områder bør trekkmønstre helst være inkludert og det vil forut for etablering av vindenergianlegg i kystnære områder være svært viktig at dette utredes nærmere.

I studiet ble det også inkludert modelldata fra åpent hav-telling. Disse dataene viste at den høyeste sårbarheten var på kysten av Møre og Romsdal (**figur 16**). Det er imidlertid noen begrensninger i datamaterialet som gjør at resultatene bare bør brukes som en indikasjon på hvilke områder som kan være sårbare. Presisjonen på modelleringen er avhengig av hvor godt datagrunnlaget for modellen er og dermed hvor god dekning det er av tellingene av sjøfugl i åpent hav. Som illustrert i **figur 6** er det varierende dekning i de ulike havområdene til de forskjellige årstidene. For Nordsjøen er det veldig god dekning både vinter, sommer og høst, mens dekningen fra Norskehavet er mer mangelfull. I kartene som illustrere sårbarheten basert på åpent hav-dataene (f.eks. **figur 16**) ser man omtrent linjen mellom Nordsjøen og Norskehavet. Dette er antageligvis en funksjon av varierende dekningsgrad av data. Når resultatene viser at vinter i den sørlige delen av Norskehavet er mye mer sårbart enn den nordlige delen av Nordsjøen, bør de derfor brukes med forbehold. Enkle tokt hvor det ble observert mye fugl kan ha resultert i det fordelingsmønsteret man ser, når det totalt sett ikke er



mye tokt som har gått i området. Dette er det eksempler på for kysten av Møre og Romsdal vinterstid. På samme måte, vites det at det er mye hekkefugler i Lofoten området, noe som ikke blir reflektert i resultatene. Dette henger sammen med at toktene ikke går helt inn til kysten, og at de store tetthetene rett ved koloniene dermed ikke blir fanget opp. På tross av at åpent hav-dataene ikke er så detaljert som man kunne ønske kan de likevel gi en god identifikasjon på hvilke områder som sannsynligvis vil være viktige.

Havørn og hubro er også inkludert i studien. Ingen av disse artene beveger seg langt ut fra de ytterste holmene langs kysten, og representerer derfor ikke noe konfliktpotensial med vindenergianlegg som er plassert langt fra kysten (offshore). Anlegg lokalisert rett ved kystlinjen, og især på land, vil imidlertid kunne komme i konflikt med begge artene, særlig i hekkeperioden. Ved vindenergi-parken på Smøla i Møre og Romsdal er det dokumentert at tettheten av aktive havørnterritorier avtok innenfor anlegget etter utbygging (Bevanger et al. 2009). I en utbygging av vindenergianlegg bør man derfor være oppmerksom på egnede eller kjente hekkelokaliteter innenfor området. Havørn er utbredt i hele utredningsområdet, men det er særlig to hekkeområder som peker seg ut som svært viktige: øyene Smøla, Hitra og Frøya med fastlandet innenfor i midt-Norge og området fra Bodø og nord til og med Steigen kommune (**figur 14**). Hubroen ser ikke ut til å ha en like kontinuerlig utbredelse langs kysten som havørn, men en mer flekkvis utbredelse (**figur 15**). I tetthetsanalysene av alle kjente hekkelokaliteter av hubro var det især to områder som pekte seg ut med høy tetthet: Helgelandskysten samt områdene rundt Karmøy nord i Rogaland.

Avslutningsvis må det nevnes at vi i vår studie vurderer områders sårbarhet for utbygging i forhold til tilstedeværelse av fugl på et overordnet nivå. Det er dermed ikke gjort vurdering av konfliktpotensial i forhold til størrelsen på en eventuell utbygging. I realiteten vil størrelsen på anlegget samt antallet anlegg i nærheten av hverandre antageligvis har stor effekt på den endelige konsekvens (Masden et al. 2010). Ved et enkelt lite anlegg vil fuglene for det meste ha mulighet for å bruke andre habitater eller forflytte seg litt. I motsetning til dette kan man forestille seg omfattende utbygginger langs kysten vil kunne få store konsekvenser for sjøfugler. Ved en utbygging er nærhet til nærmeste vindenergianlegg derfor en parameter som bør inkluderes i konsekvensutredninger.

## 4.1 Feilkilder

### 4.1.1 Åpent hav-data

Grunnlagsdataene fra åpent hav dekker i mindre grad de helt kystnære områdene. Det vil si at modelldataene for kysten, basert på åpent hav-data, er for generelle til at de fanger opp spesifikke kolonier og fuglene som beiter ut fra disse i hekkesesongen. Modellene viser utbredelse på en større skala enn dette. Modellene tar heller ikke hensyn til at en stor andel av hekkebestanden faktisk er på land, i koloniene. Dataene samlet inn over flere år er analysert samlet, slik at temporære og langsiktige endringer i utbredelse ikke fanges opp.

Antallet fugler observert i åpent hav er sannsynligvis overestimert for båtfølgere som havhest og måker, mens dykkende arter som alkefuglene nok er underestimert. Siden andel av bestand brukes, og denne andelen er basert på det observerte antallet, skal ikke dette ha betydning for analysene. Andelen av bestandene er basert på det totale antallet for et stort område, inkludert Barentshavet og Britiske havområder. For noen arter der hovedtyngden av utbredelsen ligger utenom utredningsområdet, vil dette føre til at utredningsområdet ikke slår så kraftig ut for disse artene.

### 4.1.2 Kystdata

For kystdata er data gruppert slik at det er den høyeste verdiene i den siste 10-årsperioden (2000-2009) som er brukt. Hvis det ikke fantes data for dette tidsrommet er data fra 10-årsperioden før denne brukt, osv. Dette er en konservativ innfallsvinkel og gjenspeiler ikke nødvendigvis dagens situasjon. Det er imidlertid vurdert at dette er den beste måte å bruke de tilgjengelige dataene på. Antall fugler observert på f.eks. en hekkelokalitet varierer uansett mellom år (noen år er det ikke alle fugler som går inn til hekking), så det er vanskelig å få en eksakt verdi for antall.

Analyseresultatene er selvfølgelig helt avhengige av dekningsgraden av observasjoner. Det foreligger derfor resultater kun fra de områdene hvor det faktisk er gjort observasjoner og dette er rapportert. Det kan derfor godt være områder som er viktige funksjonsområder, men hvor det ennå ikke er blitt gjort registreringer. Det er derfor viktig at man ved planlegging av eventuelle utbyggingsområder foretar registreringer av fugl til alle årstider før man gjør vedtak om utbygging.

### 4.1.3 Havørn og hubro

Den norske havørnpopulasjonen teller trolig over 3000 par (A.O. Folkestad pers. medd.). Analysene i denne rapporten bygger på 1434 hekkelokaliteter; selv om ingen lokaliteter nord for Vestfjorden er inkludert her vil det likevel måtte bety at man ikke kjenner samtlige hekkelokaliteter for arten. Enkelte områder kan derfor ha blitt framstilt som å ha en bedre dekning enn andre, og derved være representert med en høyere tetthet enn det som faktisk er tilfelle. Det kommer heller ikke fram av det materialet NINA har mottatt hvilke av de rapporterte lokalitetene som er i aktiv bruk, og hvilke som er gamle lokaliteter som ikke lengre blir benyttet. Fremstillingen antas likevel å vise ett rimelig nøyaktig bilde av den reelle situasjonen.

Også for hubro gir datasettet sannsynligvis ikke en komplett oversikt over alle hekkelokaliteter innenfor utredningsområdet. Områder med dårlig oversikt over hekkelokaliteter vil derfor fremstå med lavere tetthet enn det som faktisk er tilfelle. I tillegg er hubroen en art som er veldig krevende å kartlegge da den kan være svært anonym på hekkeplass.

### 4.1.4 Vadefugler

For fremstillingen av viktige rasteplasser for vadefugler vil det være enkelte områder som har bedre observatørdekning og med dette ha bedre rapportering enn andre områder, oversikten over viktige rasteplasser for vadefugl vil derfor være et minimum av lokaliteter basert på de områdene som faktisk har hatt observatørdekning og rapportering. Det vil derfor være flere viktige rasteplasser langs utredningsområdet enn det som presenteres i denne rapporten. Valg av rasteplasser for vadefugl under trekket vil også kunne endre seg mellom år som resultat av f.eks. værforhold og næringstilgang, slik at det som i dag fremstår som suboptimale lokaliteter med mindre antall rastende vadere vil kunne bli viktige rasteplasser for vadefugl senere.

### 4.1.5 Myte- og rasteplasser for ærfugl og gjess

Trekket langs kysten av Norge, for både gjess og de mer typiske sjøfuglartene, er dårlig kartlagt, selv om det finnes observasjonsdata fra en del punkter langs kysten. Bare for hvitkinngås finnes det GPS-data som kan illustrere hvilke trekkorridorer den benytter seg av under trekket (**figur 5**). Det kan være årlige variasjoner i hvilke lokaliteter den raster på, i området fra Vega/Herøy til Vesterålen. Nord for Herøy og opp til Vesterålen er det dårlig dekning av rasteplassene. Med økende bestand kan den også ha blitt nødt til å ta nye områder

i bruk. For de mer typiske sjøfuglene er det kjent i grove trekk at de flyr langs kysten av Norge. Det er derimot lite kjent om de kan trekke over land, langs deler av kysten (som at de kan krysse over Stadlandet, som skarver og noen gjess) eller kun trekker over sjøen (som lommer, alkefugler og flere andefugler). Samt i hvilken grad de varierer i avstand ut fra kysten, i hvilken høyde de holder under varierende værforhold, og når på døgnet de trekker.

Myteområder for andefugler, i hovedsak for grågås, ærfugl og sjøorre innenfor utredningsområdet, er delvis kjent. Regelmessige tellinger av mytende grågås langs kysten fra Møre til Helgeland gir god dekning av disse, mens det er dårlig dekning sør for Stad. Det er kjent at myteområdene for grågås kan endres over kort tid, men det er lite kjent hva som kan medvirke til at de oppgir noen myteområder, eller varierer i bruken av dem fra år til år. Dette er kunnskap som er nødvendig for å kunne overvåke langtidsvirkninger av kystnære vindenergianlegg.

Mytelokalitetene for ærfugl er basert på til dels svært gamle datasett, slik at det er lite kjent hvilke myteområder som i dag er viktige, og om noen har mistet noe av sin betydning for mytende ærfugl. På slutten av 1980-tallet ble det talt opp mot 36.000 mytende ærfuglhanner i Froan, langt mer enn det den lokale hekkebestanden skulle tilsi. I dag myter det på langt nær så mange, men antallet er ikke kjent. Dette er også et viktig område for mytende siland, og til en viss grad også for laksand. Disse artene lever av fisk og er dermed langt mer mobile, i alle fall før mytingen starter, enn arter som ærfugl og sjøorre som lever av bunndyr.

## 4.2 Kunnskapsbehov

Oppsummeringen etter en stor vindkraftkonferanse, "Wind, Fire and Water: Renewable energy and birds" i Leicester 2005, peker på en rekke behov for økt kunnskap i forbindelse med videre utvikling av vindkraft både på land og offshore (Langston et al. 2006). Det er tidligere pekt på at det bare er gjennomført etterkantundersøkelser ved fire av de ni offshore anleggene som var i drift i Europa pr. 2003 (Fox et al. 2006). Det skjer en stadig utvikling av nye erfaringer med offshore vindkraft på det marine miljø, særlig fra landene rundt Nordsjøen (se Petersen et al 2006, Morkel et al. 2007). Flere forfattere (se bl.a. Fox et al. 2006) påpeker imidlertid at en må være forsiktig med å overføre resultatene av deres studier til andre offshore vindenergianlegg, andre arter og andre områder. Vi må derfor vurdere overføringsverdien ut fra at:

- de er nesten i sin helhet fra helt andre naturmiljøer enn de som finnes langs kysten av Norge (f.eks. sandbunn versus fjellbunn)
- langs norskekysten og i åpent hav utenfor norskekysten blir andre arter med andre økologiske krav berørte av vindmøller
- en overfokusering på mulig kollisjonsfare har medført en manglende forståelse for arealbruk og reduksjon i kvalitet av områdene rundt et vindenergianlegg

Langs Norskekysten er det altså viktige problemstillinger som ikke har blitt undersøkt i Danmark, pga farvannenes ulike funksjoner for sjøfugl gjennom året. Grundige studier både før og etter at vindenergianlegget blir bygget, er derfor påkrevet for å dokumentere offshore vindenergianleggs effekter på våre trekkfugler og sjøfuglbestander. I noen utenlandske studier har det vært fokus på videreutvikling av standardiserte metoder, bl.a. for kartlegging av sjøfugl i åpent hav (Camphuysen et al. 2004). Dette vil trolig også være viktig å gjøre i Norge for å få bedre kunnskap om sjøfuglenes fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og bestandsstørrelser i områder som er aktuelle for vindenergianlegg, som grunnlag for å kunne utarbeide mer presise vurderinger av miljøeffekter.

Kunnskapen om hvordan fugler vil kunne påvirkes av offshore vindmøller, er i dag for liten til at vi på en god nok måte kan vurdere om de vil påvirke noen individer negativt gjennom økt mortalitet (kollisjonsrisiko) eller redusert reproduksjon (først og fremst ved nedsatt kondisjon i hekkesesongen og redusert næringstilgang til ungene). Sjøfuglene kjennetegnes ved høy

overlevelse for voksne fugler, og økt mortalitet gjennom kollisjoner med vindmøller vil derfor være uheldig.

Tidligere studier av hvordan sjøfugl reagerer på vindenergianlegg, er utført på forholdsvis små vindenergianlegg. Vi mangler erfaringer fra vindenergianlegg som er så store at fuglene ikke ser ytterkantene på dem (vindmøllene "forsvinner" bak horisonten). Vil de stoppe opp eller forsøke å passere gjennom vindenergianlegget, slik en liten andel av ærfuglene gjorde i studiet fra Danmark (Desholm & Kahlert 2005), og vil noen arter (i så fall hvilke) over tid kunne venne seg til å søke mat inne i vindenergianlegget? Hvordan vil dette i så fall påvirke kollisjonsrisikoen og mortalitetsraten for sjøfugl som krysser vindenergianlegget eller beiter inne i den?

For en bedre forståelse av konfliktpotensialet mellom vindenergianlegg og fugl er nødvendig med videre studier, blant annet på:

- metodiske spørsmål knyttet til
  - studier av ulike former for fugletrekk i tid og rom
  - kartlegging av sjøfugl i åpent hav
  - studier av kollisjonsrisiko ved offshore vindkraftverk (der død fugl vil havne i vannet)
- spørsmål knyttet til fordeling av fugl i åpent hav
  - variasjoner i tetthet av sjøfugl i åpent hav (relatert til bl.a. næringsforekomst)
  - variasjoner i fugletrekket i tid og rom, især langs kysten.
  - relasjoner mellom fordelingsmønstre og værforhold
- atferd til fugler i forbindelse med vindenergianlegg, bl.a.
  - variasjoner i flygehøyde (relatert bl.a. til værforhold)
  - oppdagbarhet av vindenergianlegg (bl.a. unnvikelsesatferd)
- sjøfuglers habitatbruk gjennom året
- endringer i næringstilgang for sjøfugl i vindenergiparker
- forekomsten av sjøfugl, gjess og vadere gjennom året
- risikobegrensende tiltak
  - geografisk plassering og utforming av offshore vindenergianlegg
  - andre tiltak for å redusere kollisjonsfaren

### **4.3 Forutsetninger for bruk av materialet**

Ved anvendelse av resultatene i denne rapporten forutsettes det, at det blir gitt referanse til arbeidet i henhold til vanlig praksis for kildehenvisning. Datagrunnlaget skal ikke benyttes i andre arbeider eller implementeres i andre databaser uten at det er avklart gjennom skriftlig avtale med NINA.

Vi forutsetter at bruken av resultatene i denne rapporten sees i forhold til begrensninger som er beskrevet i rapporten. Rapporten er ingen konsekvensanalyse for utbygging av vindenergianlegg. I hvert tilfelle hvor spesifikke områder vurderes for utbygging må det foretas separate undersøkelser på en mye finere skala.

## 5 Referanser

- Anderson, R., Morrison, M., Sinclair, K. & Strickland, D. 1999. Studying wind energy/bird interactions: A guidance document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. - Prepared for the National Wind Coordinating Committee Avian Subcommittee: 88 s.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. - NINA Oppdragsmelding 571: 1-33.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H. og Tveraa, T. 2007. SEAPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006. - [NINA Report 249](#), 63 pp.
- Baerwald, E.F., D'Amours, G.H., Klug, B.J. & Barclay, R.M.R. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. - *Current Biology* 18: R695-R696
- Bakken, V., Boertmann, D., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Strøm, H. & Goodwin, Harvey 2006. Nordic Seabird Colony Databases. - *TemaNord* 2006: 512.
- Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. *Atlantic Seabirds* 8: 97-126.
- Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. *Ibis* 136: 412-425
- Bevanger, K., Berntsen, F.E., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., Hoel, P.L., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Steinheim, Y. & Vang, R. 2009. "Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway"(BirdWind). Progress Report 2009. - NINA Rapport 505. 70 s.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 12)
- Broström G. 2008. On the influence of large wind farms on the upper ocean circulation. *Journal of Marine Systems* 74: 585-591
- Burger, J. & Gochfeld, M. 2002. Effects of chemicals and pollution on seabirds. S. 485-525 I. Schreiber, E. A. & Burger, J. Biology of marine birds. CRC Press, London.
- Camphuysen, C.J., Fox, A.D., Leopold, M.F. & Petersen, I.K. 2004. Towards Standardized Seabirds at Sea Census Techniques in Connection With Environmental Impact Assessments for Offshore Wind Farms in the U.K. Royal. - Netherlands Institute for Sea Research (RNIOZ), Texel, Den Burg, Nederland, s. 36. Rapport til COWRIE (<http://www.thecrownestate.co.uk>).
- Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. - Seascape Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2, 47 s.
- Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J. O., Follestad, A., Systad, G. H., Eriksen, J. M., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet NINA rapport 338. 161 s
- Christensen, T.K., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2003. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev, and results from the year of construction. - NERI Report 2003, April 10<sup>th</sup> Edition, National Environmental Research Institute, Denmark
- Christensen, T.K. & Houinsen, J.P. 2005. Investigations of migratory birds during operation of Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2004. - National Environmental Research Institute, Denmark, 35 s.
- Cramp, S. 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic Oxford: Oxford University Press Volume II. Hawks to Bustards.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1983. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: The birds of the western Palearctic. Volume 3. Waders to gulls. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Dahlmann, G., Timm, D., Averbek, C., Camphuysen, C., Skov, H. & Durinck, J. 1994. Comparative investigations on oiled seabirds and oiled beaches in the Netherlands, Denmark and Germany (1990-93). *Mar. Pollut. Bull.* 28: 305-310.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds). 1994. Handbook of the birds of the world Lynx Editions. Barcelona Volume 2. New world vultures to guineafowl.

- Desholm, M. 2005. Wind farm related mortality among avian migrants - a remote sensing study and model analysis. - PhD thesis. Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, NERI & Dept. of Population Biology, Univ. Copenhagen. National Environmental Research Institute, Denmark. 128 s.
- Desholm, M. 2009. Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management* 90: 2672-2679
- Desholm, M. & Kahlert, J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. - *Biological Letters* 1: 296-298.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Handlingsplan for hubro *Bubo bubo*. Rapport 2009-1.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *IBIS* 148: 29-42
- Everaert, J. & Stienen, E. W. M. 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). - *Biodiversity and Conservation* 16: 3345-3359.
- Exo, K.-M., Hüppop, O. & Garthe, S. 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. - *Wader Study Group Bull.* 100: 50-53.
- Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 2006. Utbredelsen av sjøfugl i Skagerrak, Kattegat og Nordsjøen. NINA rapport 171. 54 pp.
- Fischer, W. 1982. Die Seeadler Die Neue Brehm-Bücherei 221. Wittenberg Lutherstadt.
- Folkestad, A. O. 2003. Status of the white-tailed sea eagle in Norway. in: Helander, B., Marquiss, M. & Bowerman, W. (eds) . SEA EAGLE 2000. Proceedings from the international sea eagle conference in Björkö, Sweden, 13-17 September 2000
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K. & Petersen, I.B. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. - *Ibis* 148: 129-144.
- Garthe, S. 1997. Influence of hydrography, fishing activity and colony location in summer sea-bird distribution in the southeastern North Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 54: 566-577.
- Garthe, S. & Hüppop, O. 1996. Nocturnal scavenging by gulls in the southern North Sea. *Colonial Waterbirds*, 19: 232-241.
- Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *J. Appl. Ecol.* 41: 724-734.
- Ginn, H. B. & Melville, D. S. 1983. Moults in birds. - *BTO Guide* 19, Tring, Hertfordshire, England
- Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 1998. Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. - National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report 227, 60 s.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red). 1994. Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1982. Handbuch der vögel Mitteleuropas. Band 8 Charadriiformes (3. teil). Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Germany.
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.M., Fredrich, E. & Hill, R. 2006. Bird Migration studies and potential risk with offshore wind turbines. *IBIS* 148: 90-109
- Iverson, S. J., Springer, A. M., & Kitaysky, S. 2007. Seabirds as indicators of food web structure and ecosystem variability: qualitative and quantitative diet analyses using fatty acids. - *MEPS* 352: 235-244.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species.
- Jacobsen, K.O., Øien, I.J., Steen, O.F., Oddane, B. & Rørv, N. 2008. Hubroens status i Norge. - *Vår Fuglefauna*. Årgang 31: 150-158.
- Joensen, A.H. 1974. Waterfowl Populations in Denmark 1965-1973. A survey of the non-breeding populations of ducks, swans and coot and their shooting utilization. *Danish Review of Game Biology*. Vol. 9 no. 1.
- Kaiser, M.J., Galandi, M., Showler, D.A., Elliott, A.J., Caldow, R.W.G., Rees, E.I.S., Stillman, R.A. & Sutherland, W.J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. - *Ibis* 148: 110-128
- King, S., Maclean, I., Norman, T. & Prior, A. 2009. Developing Guidance on Ornithological Cumulative Impact Assessment for Offshore Wind Farm Developers. COWRIE.

- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Langston, R.H.W., Fox, A.D. & Drewitt, A.L. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. - *Ibis* 148: 210-216.
- Larsen, J.K. & Clausen, P. 2002. Potential wind park impacts on whooper swans in winter: the risk of collision. *Waterbirds* 25: 327-330.
- Lorentsen, S.-H. 2007. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2007. - NINA Rapport 313, 54 s.
- Lorentsen, S.-H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. - NINA Rapport 439, 53 s.
- Lorentsen, S.-H. & Larsen, B.H. 1988. Opptelling av hekkende ærfugl og teist på Tarva, Været, Tristein og Melstein i Bjugn kommune og Froan i Frøya kommune, Sør-Trøndelag mai 1988 - Feltrapport. DN, Viltforskningen 16 s.
- Lucas, M.L., Guyonne, F.E.J. & Ferrer, M. (eds.) 2007. Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation. - Quercus, Madrid. 255 s.
- Masden A. E., Haydon, D. T., Fox, A. D. & Furness, R. W. 2010. Barriers to movement: modeling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.01.016
- Mitchell, P. I., Newton, S. F., Ratcliffe, N. & Dunn, T. E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. T & A. D. Poyser, London.
- Morkel, L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (eds.). 2007. Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy by the Federal Ministry for the Environment 20. and 21. February 2007 in Berlin. 181 pp. [http://www.erneuerbare-ener-gien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee\\_tagungsband\\_zweite\\_wissenschaftstage\\_en.pdf](http://www.erneuerbare-ener-gien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_tagungsband_zweite_wissenschaftstage_en.pdf)
- Nielsen, R. D. & Krag Petersen, I. 2010. Moulting birds in Lofoten and Vesterålen, August 2009 NERI Technical Report 782, 24s.
- Oddane, B. & Undheim, O. 2007. Kartlegging av hubro på Høg-Jæren - våren 2007. Naturforvalteren AS. Rapport nr 2007-7.
- Ot.prp. nr. 107. 2008-2009. Om lov om fornybar energiproduksjon til havs (havenergilova). Olje- og energidepartementet. <http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/dok/regpubl/otprp/2008-2009/otprp-nr-107-2008-2009-.html>
- Ottersen, G. & Auran, J. A. (red.) 2007. Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse. - Fisken og Havet 6/2007, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S. & Reid, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. - *ICES J. Mar. Sci.* 65: 1520-1526.
- Piatt, J. F., Harding, A. M. A., Shultz, M., Speckman, S. G., van Pelt, T. I., Drew, G. S. & Kettle, A. B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. - *MEPS* 352: 221-234.
- Petersen, I. K., Christensen, T. K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A. D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nystad and Horns Rev, Denmark. NERI Report commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S. 163 s.
- Petersen, I. K. & Fox, A. D. 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Commissioned report by Vattenfall A/S. 36 pp. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Petersen, I. K., Fox, A. D. & Kahlert, J. 2008. Waterbird distribution in and around the Nystad offshore wind farm, 2007. Commissioned report by Dong Energy. 42 s. National Environmental Research Institute, Denmark
- Røv, N. (ed.) 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. Viltrapport 35, 109 s.
- Schroeder, A. 2007. Impacts of offshore wind energy turbines on marine bottom fauna. Pp. 132-141 in: Morkel, L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (eds.). 2007. Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy by the Federal Ministry for the Environment 20. and 21. February 2007 in Berlin. 181 s.



- Skov, H. & Prins, E. 2001. Impact of estuarine fronts on the dispersal of piscivorous birds in the German Bight. *Marine Ecology Progress Series* 214: 279-287.
- Speakman, J., Gray, H & Furness, L. 2009. University of Aberdeen report on effects of offshore wind farms on the energy demands on seabirds. Institute of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen. 23 s.
- Stenmark, G. & Wrånes, E. 1984. Ærfuglregistreringer langs Skagerrakkysten 1983. – Stensil 22 s.
- Stewart, G. B., Coles, C. F. & Pullin, A. S. 2004. Effects of Wind Turbines on Bird Abundance. Systematic review no 4. Birmingham, UK: Centre for Evidence-based Conservation.
- Systad, G. H., Hanssen, S. A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2007. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i Nordsjøen og Norskehavet –NINA rapport 230. 54 s.
- Sæther, B. E., and Ø. Bakke. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81:642-653.
- Tasker, M. L., Jones, P. H., Dixon, T. J. & Blake, B. F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.
- Thelander, C.G. & Ruge, L. 2000. Avian risk behavior and fatalities at the Altamont Wind Resourca Area. March 1998 to February 1999. - Report to National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz, California NREL/SR-500-27545.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. Birds in Europe: Their conservation sttus. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge.
- Wetlands International. 2006. *Waterbird Population Estimates – Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands
- Wiese, F.K., Montevecchi, W.A., Davoran, G.K., Huettmann, F., Diamond, A.W. & Linke, J. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. - *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1285-1290.
- Williams, P. H. & Araujo, M. B. 2002. Apples, oranges, and probabilities: Integrating multiple factors into biodiversity conservation with consistency. - *Environmental Modeling & Assessment* 7: 139-151
- Wood, S. N. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC. [ISBN 9781584884743](https://doi.org/10.1007/978-1-58488-474-3).
- Wrånes, E. 1982. Seasonal fluctuations and movements of the Common Eider *Somateria mol-lissima* (L.) at the Norwegian Skagerrak coast. – *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 5: 49-52.
- Øien, I.J., Jacobsen, K.O., Oddane, B. & Steen, O.F. Hubroens år! Vår Fuglefauna. Årgang 31: 6-9.



## 6 Vedlegg

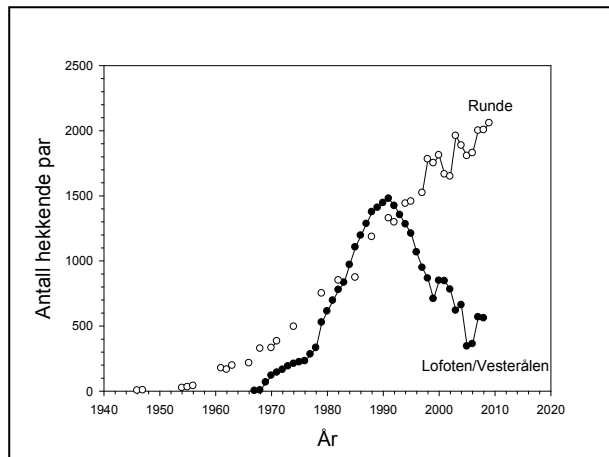
### Vedlegg 1. Artsnavn på norsk, engelsk og latin

Norsk navn	Engelsk navn	Latinsk betegnelse
Smålom	Red-throated diver	<i>Gavia stellata</i>
Storlom	Black-throated diver	<i>Gavia arctica</i>
Islom	Great northern diver	<i>Gavia immer</i>
Gulnebbblom	White-billed diver	<i>Gavia adamsii</i>
Gråstrupedykker	Red-necked grebe	<i>Podiceps grisegena</i>
Toppdykker	Great crested grebe	<i>Podiceps cristatus</i>
Horndykker	Slavonian grebe	<i>Podiceps auritus</i>
Havhest	Northern fulmar	<i>Fulmarus glacialis</i>
Havsule	Northern gannet	<i>Morus bassanus</i>
Storskarv	Great cormorant	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Toppskarv	European shag	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>
Gråhegre	Grey heron	<i>Ardea cinerea</i>
Stokkand	Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>
Ærfugl	Common eider	<i>Somateria mollissima</i>
Praktærfugl	King eider	<i>Somateria spectabilis</i>
Stellerand	Steller's eider	<i>Polysticta stelleri</i>
Havelle	Long-tailed duck	<i>Clangula hyemalis</i>
Svartand	Black scoter	<i>Melanitta nigra</i>
Sjørørre	Velvet scoter	<i>Melanitta fusca</i>
Siland	Red-breasted merganser	<i>Mergus serrator</i>
Laksand	Common merganser	<i>Mergus merganser</i>
Havørn	White-tailed eagle	<i>Haliaeetus albicilla</i>
Tyvjo	Arctic skua	<i>Stercorarius parasiticus</i>
Storjo	Great skua	<i>Stercorarius skua</i>
Hettemåke	Common black-headed gull	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>
Fiskemåke	Mew gull	<i>Larus canus</i>
Sildemåke	Lesser black-backed gull	<i>Larus fuscus</i>
Gråmåke	Herring gull	<i>Larus argentatus</i>
Svartbak	Great black-backed gull	<i>Larus marinus</i>
Krykkje	Black-legged kittiwake	<i>Rissa tridactyla</i>
Rødnebbterne	Arctic tern	<i>Sterna paradisaea</i>
Makrellterne	Common tern	<i>Sterna hirundo</i>
Lomvi	Guillemot	<i>Uria aalge</i>
Polarlomvi	Brünnich's guillemot	<i>Uria lomvia</i>
Alke	Razorbill	<i>Alca torda</i>
Teist	Black guillemot	<i>Cepphus grylle</i>
Alkekonge	Little auk	<i>Alle alle</i>
Lunde	Atlantic puffin	<i>Fratercula arctica</i>
Hubro	Eurasian eagle-owl	<i>Bubo bubo</i>

## Vedlegg 2. Figurer og tabeller, bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter

Kilde: Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

### Havsule



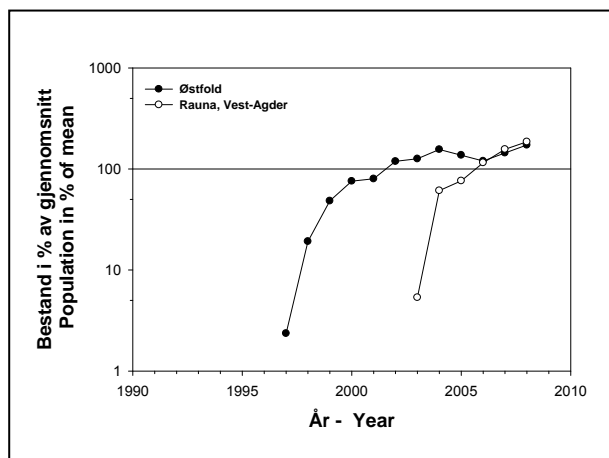
**Figur 1.** Utvikling hekkebestandene av havsule på Runde og i Lofoten/Vesterålen fra koloniene ble etablert. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

**Tabell 1.** Trendanalyser for havsule på Runde og i Vesterålen (samlet alle kolonier). I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, antall kolonier og prøvefelt innenfor regionen/kolonien, bestandsendring pr. år (%), trend (+/0/-) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer. \*\*\* =  $p < 0,01$ , \*\* =  $p < 0,05$ , \* =  $p < 0,1$ , n.s. = ikke signifikant. For områder med tilstrekkelige datamengder er også trend siste 10 år (1999-2008) vist. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

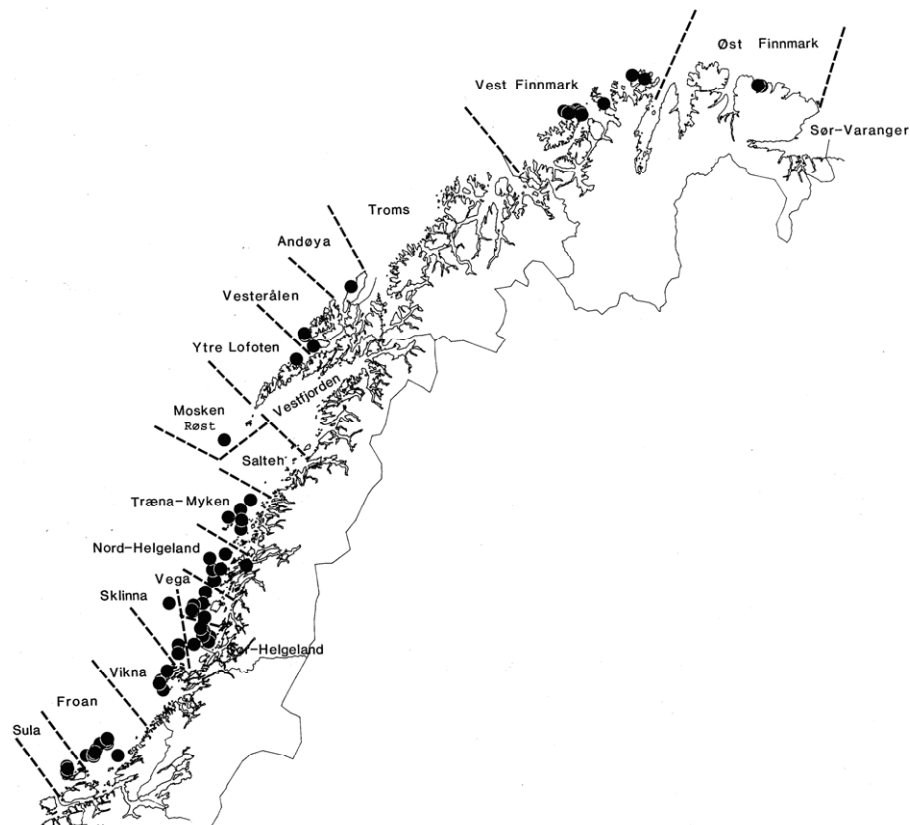
Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Antall kolonier/prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Runde	1946-2009	34	1/0	8,3	+	***
	2000-2009	10		1,9	+	*
Vesterålen	1967-2008	42	1-7 <sup>1</sup>	8,1	+	***
	1999-2008	10	2-5(6)	-5,8	-	**

1. Varierende antall kolonier talt i perioden.

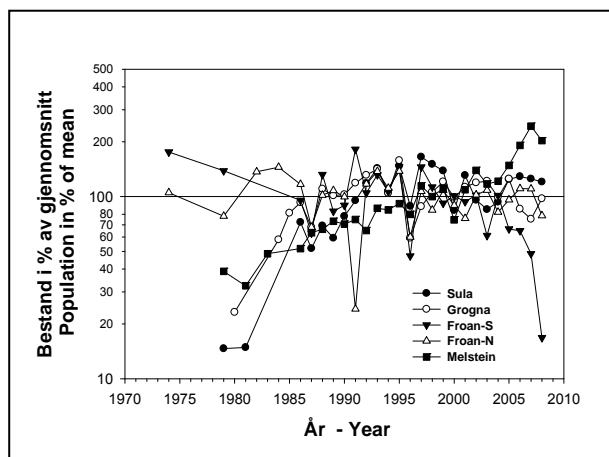
### Storskarv



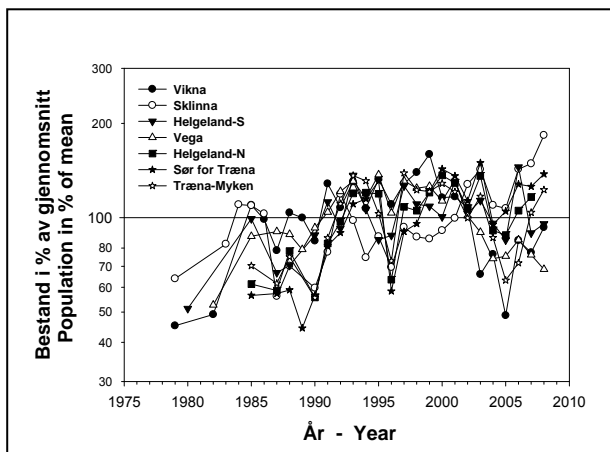
**Figur 2.** Utviklingen i hekkebestanden (tilsynelatende okkuperte reirplasser) av storskarv underart *sinensis* i Øraområdet (Østfold) og Markøy (Vest-Agder) vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. Legg merke til at y-aksen er logaritmisk. Gjennomsnitt er satt til 100 slik at 200 representerer en dobbelt så stor bestand, 300 tre ganger så stor bestand, 50 halvparten av bestanden osv.



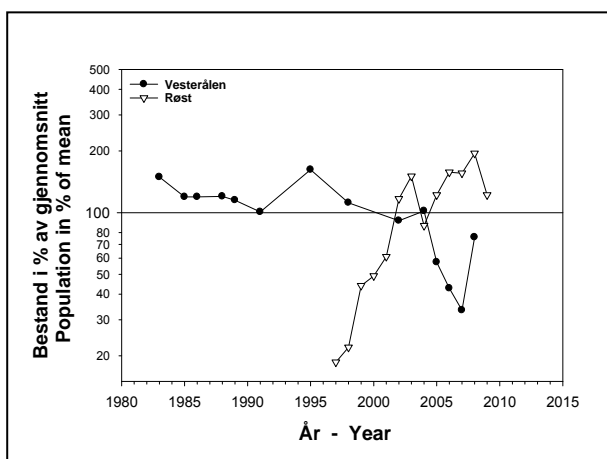
**Figur 3.** Overvåkingslokaliteter og områdeinndeling for storskarv.



**Figur 4.** Utviklingen i hekkebestanden (tilsynelatende okkuperte reir) av storskarv, underart *carbo* i noen områder i Sør-Trøndelag vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.



**Figur 5.** Utviklingen i hekkebestanden (tilsynelatende okkuperte reir) av storskarv underart *carbo* i ulike områder på Helgeland vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

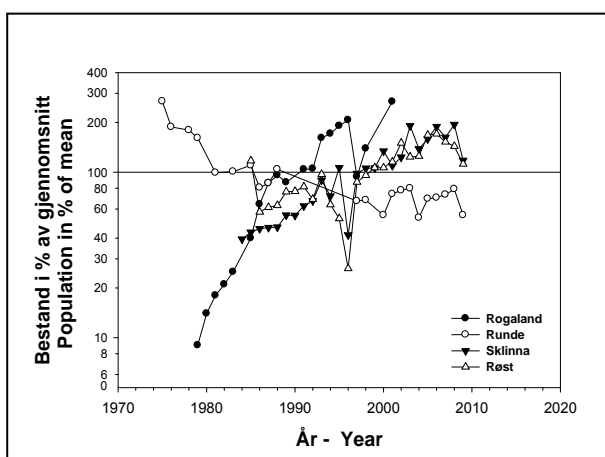


**Figur 6.** Utviklingen i hekkebestanden (tilsynelatende okkuperte reir) av storskarv underart *carbo* i noen kolonier i Røst og Vesterålen, vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

**Tabell 2.** Trendanalyse for storskarv i forskjellige områder langs norskekysten (se figur 3). For tabellforklaring se tabell 1.

Lokalitet/område/fylke	Tidsperiode	Antall år med data	Antall kolonier/prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Øra, Fredrikstad	1997-2009	13	3-7/0	26,7	+	***
Rauna, Vest-Agder	2002-2009	8	1/0	40,3	+	*
Sula, Frøya	1979-2009	26	4-8/0	4,7	+	**
	2000-2009	10		-1,0	0 (-)	n.s.
Grogna	1980-2009	27	9-11/0	1,8	+	*
	2000-2009	10		-3,3	0 (-)	n.s.
Froan sør for Finnværet	1974-2009	26	4/0	-4,0	-	***
	2000-2009	10		-17,0	-	**
Froan nord for Finnværet	1974-2009	28	5/0	-0,4	0 (-)	n.s.
	2000-2009	10		-0,5	0 (-)	n.s.
Melstein	1979-2009	27	1/0	5,5	+	***
	2000-2009	10		9,1	+	*
Vikna	1979-2009	27	7/0	-0,9	0 (-)	n.s.
	2000-2009	10		-12,7	-	**
Sklinna	1979-2009	27	5/0	2,7	+	**
	2000-2009	10		8,2	+	**
Helgeland Sør	1980-2009	24	7/0	1,3	+	*
	2000-2009	10		-2,7	0 (-)	n.s.
Vega	1982-2009	25	8/0	-0,6	0 (-)	n.s.
	2000-2009	10		-8,2	-	***
Sør for Træna	1985-2009	24	2/0	3,6	+	**
	2000-2009	10		-2,8	-	*
Træna-Myken	1985-2009	23	5/0	1,0	0 (+)	n.s.
	2000-2009	10		-3,4	-	*
Røst	1997-2009	13	1-5/0	19,1	+	***
Vesterålen	1983-2008	13	1/0	-3,0	-	**
	1999-2008	5		-6,7	0 (-)	n.s.

## Toppskarv

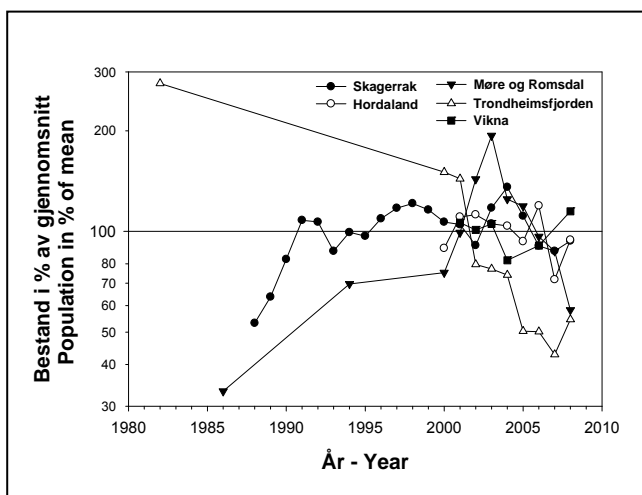


**Figur 7.** Utviklingen i hekkebestanden (tilsynelatende okkuperte reir) av toppskarv i utvalgte kolonier vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

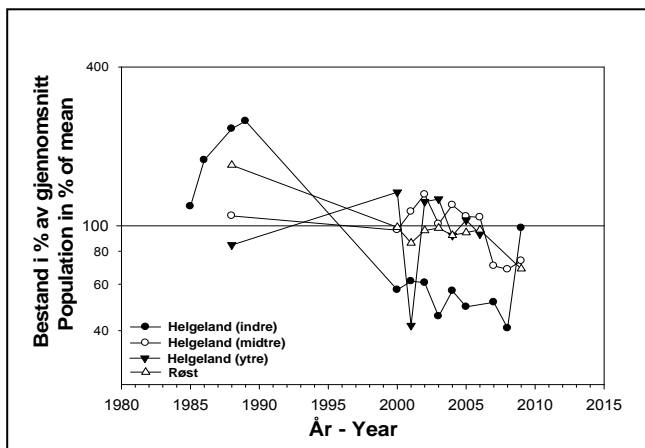
**Tabell 3.** Trendanalyse for toppskarv i forskjellige områder og kolonier langs norskekysten. For tabellforklaring se tabell 1.

Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Antall kolonier/ prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Rogaland	1979-2001	19	1/0	15,0	+	***
Runde	1975-2009	22	1/0	-3,0	-	***
	2000-2009	10		0,8	0 (+)	n.s.
Skinna	1984-2009	26	1/4	6,5	+	***
	2000-2009	10		2,7	0 (+)	n.s.
Ellefsnyken	1985-2009	25	1/0	3,8	+	*
	2000-2009	10		2,0	0 (+)	n.s.

## Ærfugl



**Figur 8.** Utviklingen i hekkebestanden (hannet i hekkeområde) av ærfugl langs Skagerrakkysten, Hordaland, Møre og Romsdal, Trondheimsfjorden og Vikna vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.



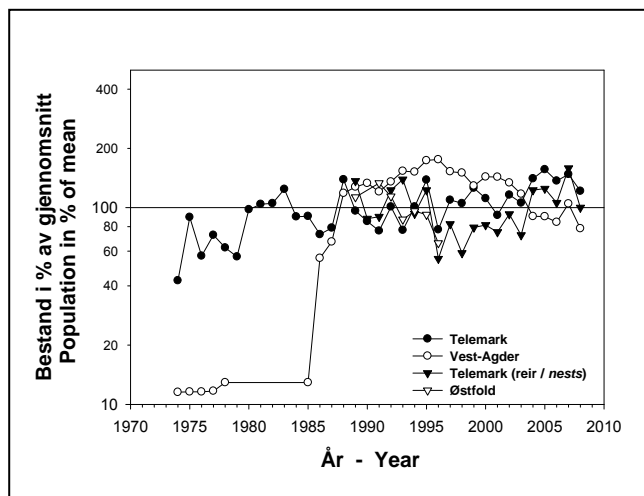
**Figur 9.** Utviklingen i hekkebestanden (hanner i hekkeområde) av ærfugl i tre områder på Helgelandskysten og Røst vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

**Tabell 4.** Trendanalyse for ærfugl i de forskjellige overvåkingsområdene langs kysten. For tabellforklaring se tabell 1.

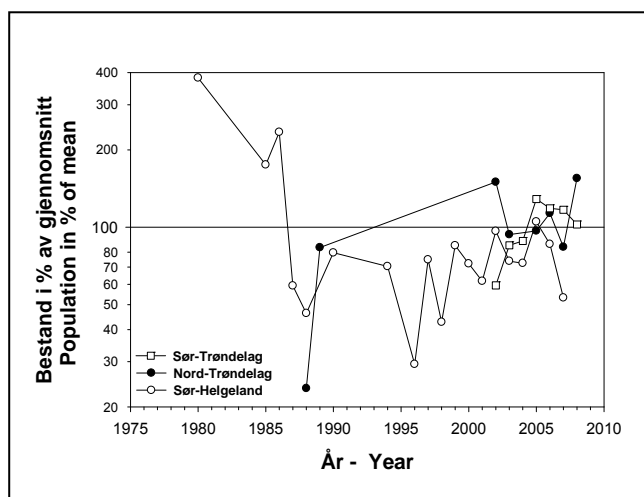
Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Østfold <sup>1</sup>	1988-2009	22	3,7	+	***
	2000-2009	10	-1,4	0 (-)	n.s.
Oslo/Akershus <sup>1</sup>	1990-2009	18	14,3	+	***
	2000-2009	10	7,3	+	**
Buskerud <sup>1</sup>	1990-2009	18	6,9	+	**
	2000-2009	10	1,4	0 (+)	n.s.
Vestfold <sup>1</sup>	1988-1997	10	6,3	+	**
Telemark <sup>1</sup>	1988-2009	22	0,4	0 (+)	n.s.
	2000-2009	10	-3,7	-	*
Aust-Agder <sup>1</sup>	1988-1997	10	2,5	0 (+)	n.s.
Vest-Agder <sup>1</sup>	1988-2009	20	0,0	0 (+)	n.s.
	2000-2009	10	-4,1	-	**
Skagerrak, samlet <sup>1</sup>	1988-2009	22	1,3	+	*
	2000-2009	10	-2,0	0 (-)	n.s.
Rauna & Mandal	1988-2009	22	10,1	+	***
Vest-Agder	2000-2009	10	0,4	0 (+)	n.s.
Hordaland	2000-2009	10	-3,2	0 (-)	n.s.
Møre og Romsdal	1986-2009	12	0,1	0 (+)	n.s.
Trondheimsfjorden	1982-2009	11	-7,1	-	***
Vikna	2001-2008	7	0,0	0 (+)	n.s.
Holmholmen	1962-2006	44	0,6	+	**
	1997-2006	10	-3,7	0 (-)	n.s.
Helgeland, indre	1985-2009	13	-5,8	-	**
	2000-2009	9	1,5	0 (+)	n.s.
Helgeland, midtre	1988-2009	11	-1,9	0 (-)	n.s.
Helgeland, ytre	1988-2006	8	1,0	0 (+)	n.s.
Røst	1988-2009	9	-3,7	-	**

1. Telling fra fly

## Sildemåke

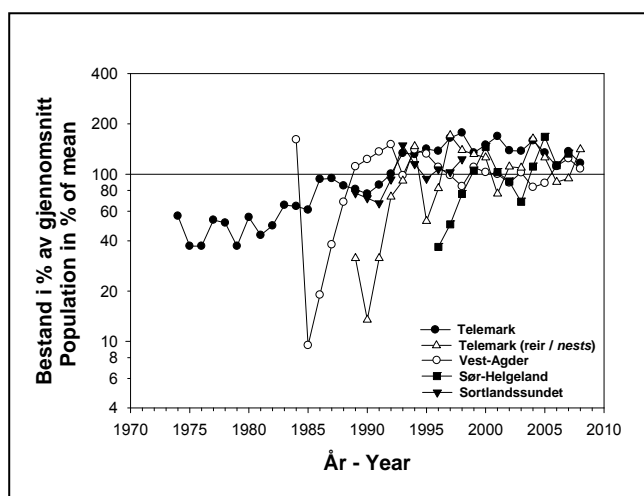


**Figur 10.** Utviklingen i hekkebestanden (tilsynelatende okkuperte reir) av sildemåke underart intermedius i Østfold, Telemark og Vest-Agder vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.



**Figur 11.** Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i kolonien) av sildemåke underart fuscus for utvalgte kolonier i Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Sør-Helgeland vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

## Svartbak



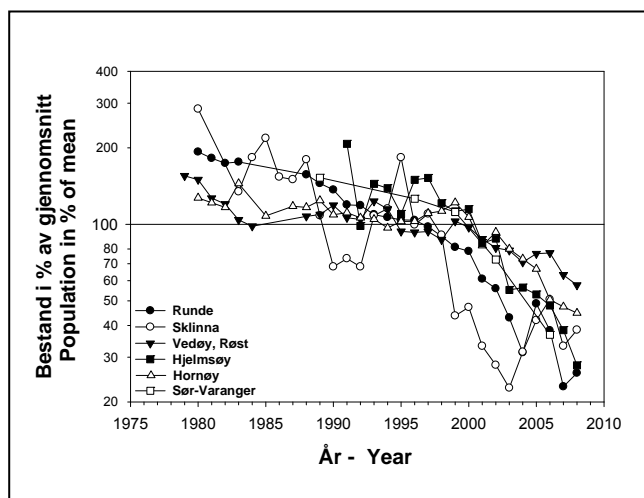
**Figur 12.** Utviklingen i hekke-bestanden (totalt antall individer i koloniene) av svartbak i Telemark, Vest-Agder, Sortlandssundet og Sør-Helgeland vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

**Tabell 5.** Trendanalyse for sildemåke og svartbak i forskjellige fylker og kolonier langs norskekysten. For tabellforklaring se tabell 1.

Art	Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Antall kolonier/prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Sildemåke <i>L. B-b. Gull</i>	Østfold	1989-96	7	7/0	-9,7	-	***
	Telemark	1974-2009	36	19/0	2,0	+	***
		2000-2009	10		3,4	+	*
	Telemark <sup>1</sup>	1989-2009	21	7/0	0,2	0 (+)	n.s.
		2000-2009	10		4,7	0 (+)	n.s.
	Vest-Agder	1988-2009	22	15/02	-2,3	-	*
		2000-2009	10		-6,4	-	**
	Rogaland	1988-96	7	1/0	-7,0	0 (-)	n.s.
	Sortna, Møre & Romsd.	1986-98	9	1/0	-2,4	0 (+)	n.s.
	Sør-Trøndelag	2002-2009	8	Mange/Many	6,5	0 (+)	n.s.
	Hortavær, N-Trøndelag	1989-2008	8	1-9	5,5	+	*
Sør-Helgeland	1980-2007	19	24/02	-3,5	-	**	
	1998-2007	10		2,9	0 (+)	n.s.	
Svartbak <i>G. B-b. Gull</i>	Østfold	1989-96	7	2/0	0,2	0 (+)	n.s.
	Telemark	1974-2009	36	26/0	4,2	+	***
		2000-2009	10		-2,3	0 (-)	n.s.
	Telemark <sup>1</sup>	1989-2009	21	7/0	6,9	+	***
		2000-2009	10		2,5	0 (+)	n.s.
	Vest-Agder	1988-2009	22	15/02	-0,3	0 (-)	n.s.
		2000-2009	10		2,7	0 (+)	n.s.
	Sør-Helgeland	1996-2007	12	25/02	9,1	+	**
	Sortlandssundet	1989-98	10	7/0	5,5	+	*

## 1. Reirtelling

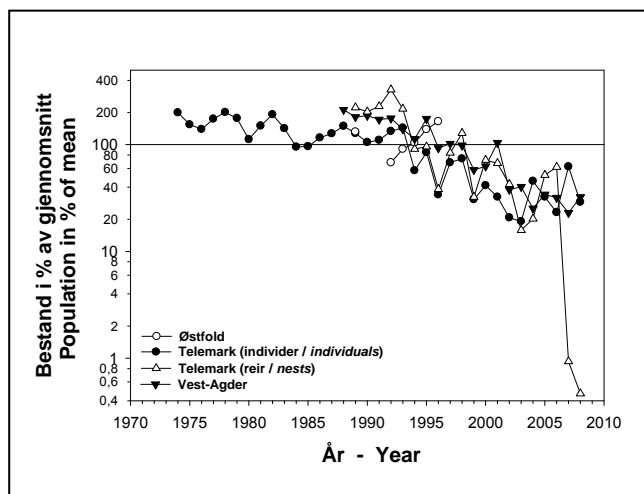
## Krykkje

**Figur 13.** Utviklingen i hekkebestanden av krykkje (tilsynelatende okkuperte reir) på Runde, Sklinna, Røst (Vedøy), Hjelmøy, Hornøya og Sør-Varanger vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.**Tabell 6.** Trendanalyse for krykkje i forskjellige kolonier innenfor utredningsområdet. For tabellforklaring se tabell 1.

Lokalitet/område/fylke	Tidsperiode	Antall år med data	Antall kolonier/prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Runde	1980-2009	26	1/10	-7,0	-	***
	2000-2009	10		-12,1	-	***
Sklinna	1980-2009	28	1/1	-8,4	-	***
	2000-2009	10		-8,8	-	*
Anda	2005-2009	5	1/10	3,9	+	**
Vedøy, Røst	1979-2009	28	1/5	-2,5	-	***
	2000-2009	10		-5,5	-	***



## Makrellterne



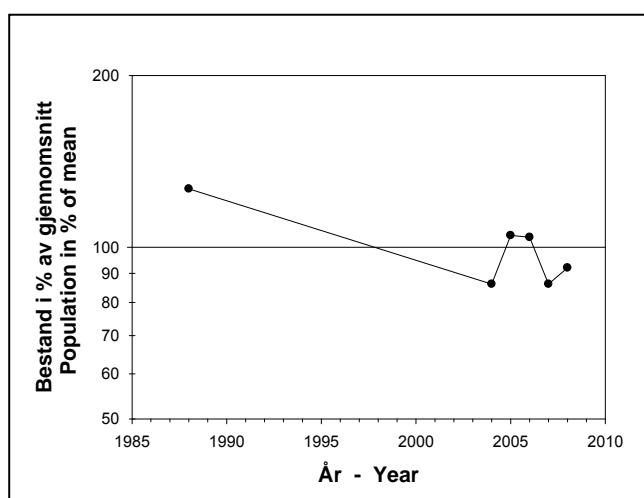
**Figur 14.** Utviklingen i hekke-bestanden (totalt antall individer i koloniene) av makrellterne i Østfold, Telemark og Vest-Agder vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

**Tabell 7.** Trendanalyse for makrell- og rødnebbterne i forskjellige fylker og kolonier langs norskekysten. For tabellforklaring se tabell 1.

Art	Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Antall kolonier/prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Makrellterne	Østfold	1989-96	7	2/0	4,3	0 (+)	n.s.
Common Tern	Telemark	1974-2009	36	24/0	-5,8	-	***
		2000-2009	10		1,8	0 (+)	n.s.
	Telemark <sup>1</sup>	1989-2009	21	15/0	-5,5	-	***
		2000-2009	10		-3,0	-	**
	Vest-Agder <sup>2</sup>	1990-2009	19	Mange	-10,5	-	***
		2000-2009	10		-9,2	-	*

1. Reirtelling 2. Gjelder Mandal og Farsund kommuner

## Teist

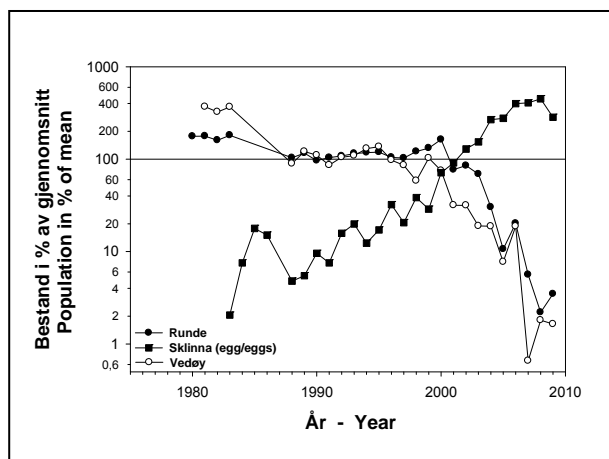


**Figur 15.** Utviklingen i hekkebestanden (individer) av teist i Froan, Frøya kommune, Sør-Trøndelag vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

**Tabell 8.** Trendanalyse for teist, lomvi og lunde i forskjellige kolonier innenfor utredningsområdet. For tabellforklaring se tabell 1.

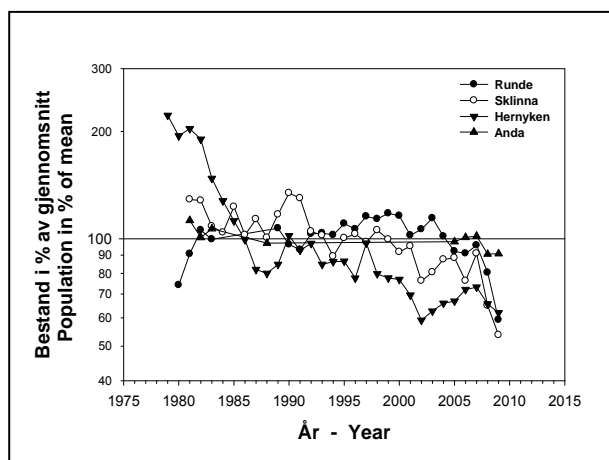
Art	Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Antall kolonier/ Prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Teist Lomvi	Froan, Sør-Trøndelag	1988-2009	7	2	-1,8	-	*
	Runde	1980-2009	26	1/22	-10,6	-	***
		2000-2009	10		-38,3	-	***
	Sklinna, eggfelt	1983-2009	26	6	20,6	+	***
		2000-2009	10		21,6	+	**
Vedøy	1981-2009	25	1/3	-3,1	-	***	
	2000-2009	10		-1,8	-	***	
Lunde <i>A. Puffin</i>	Runde	1980-2009	25	1/11	0,2	0 (+)	n.s.
		2000-2009	10		-5,3	-	**
	Sklinna	1981-2009	29	1/2	-1,9	-	***
		2000-2009	10		-4,0	-	**
	Hernyken	1979-2009	31	1/415	-3,5	-	***
		2000-2009	10		-0,5	0 (-)	n.s.
Anda	1981-2009	9	1/8 - Mange	-0,4	-	*	

## Lomvi



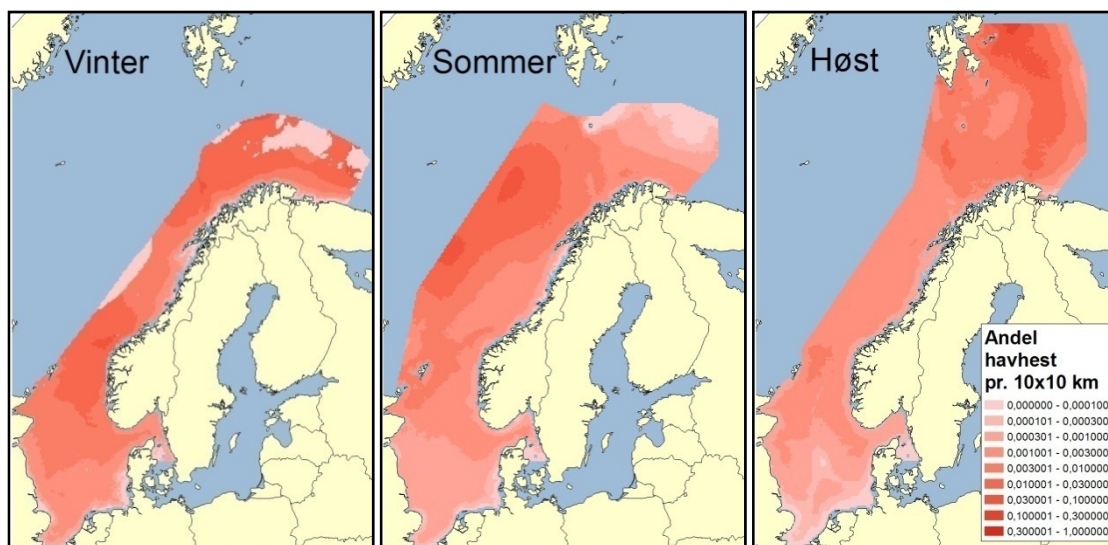
**Figur 16.** Utviklingen i hekke-bestanden (individer i prøvefelt) av lomvi på Runde, Sklinna og Vedøy (Røst) vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

## Lunde

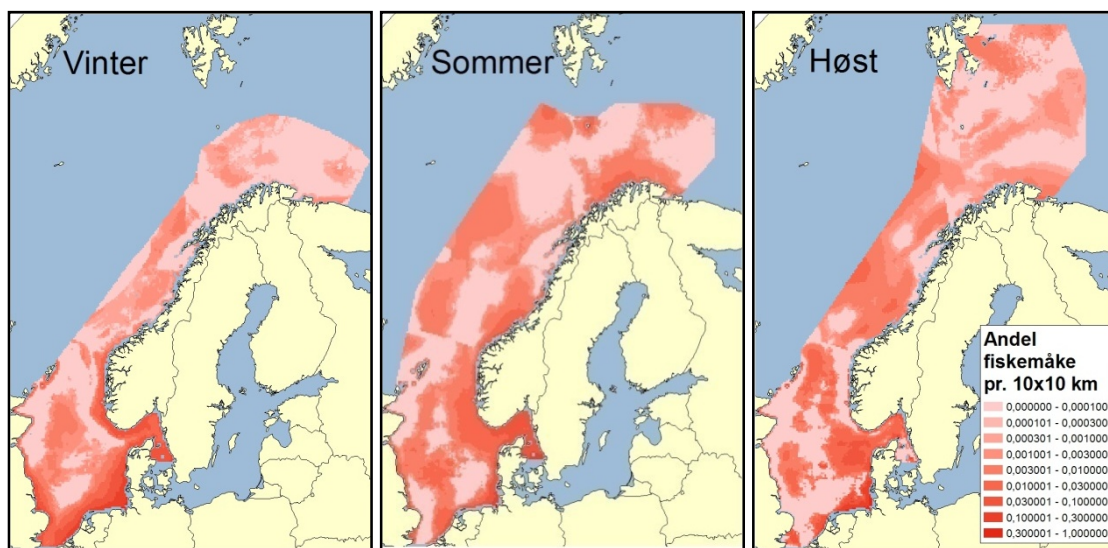


**Figur 17.** Utviklingen i hekke-bestanden (tilsynelatende okkuperte reinganger i prøvefelt) av lunde på Runde, Sklinna, Røst (Hernyken) og Anda vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For en mer detaljert forklaring, se figur 2. Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

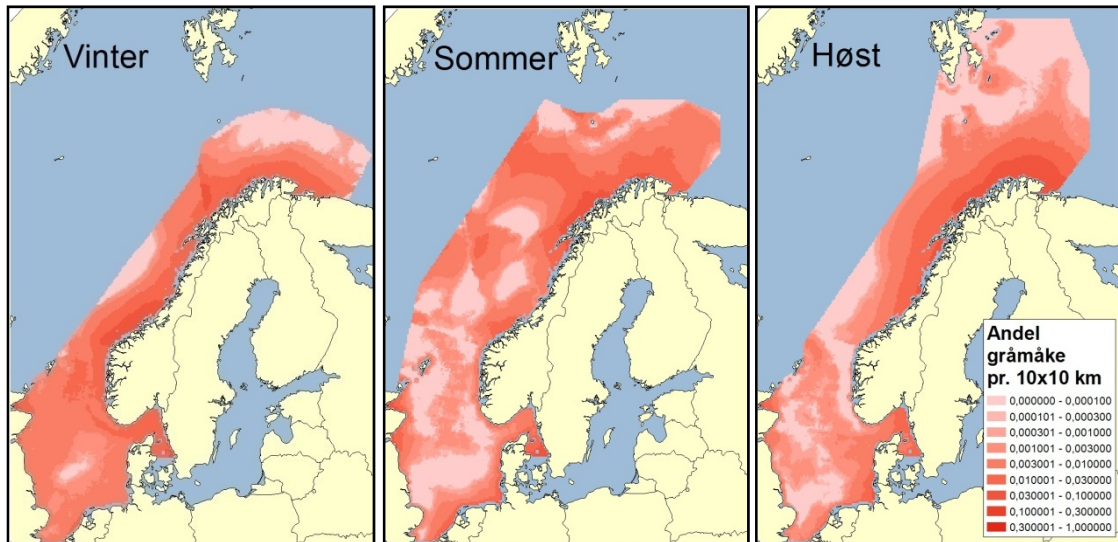
## Vedlegg 2. Arts- og sesongvis fordeling av sjøfugl i åpent hav



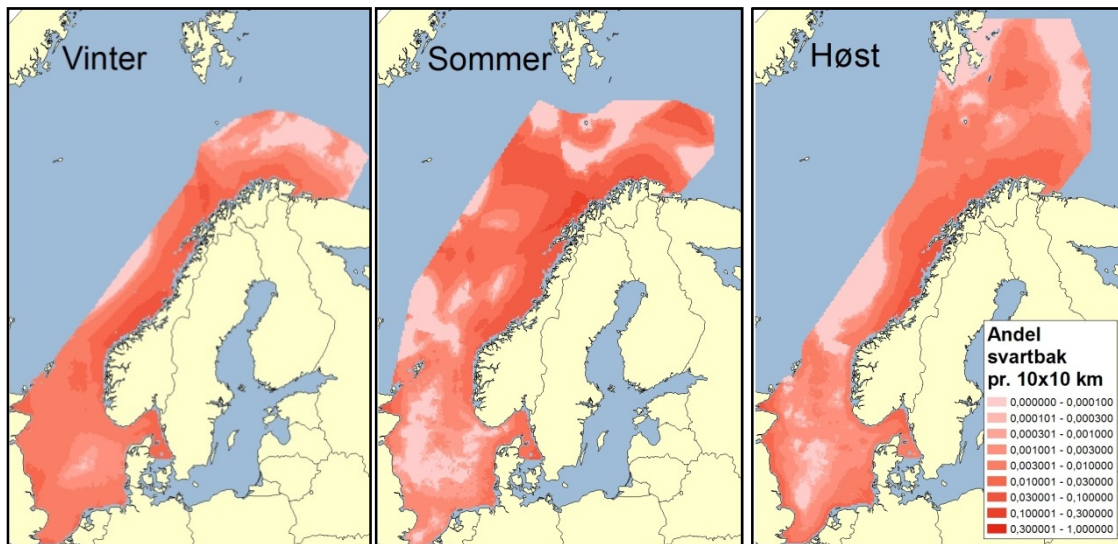
Relativ fordeling av havhest i vinter-, sommer og høstsesongen



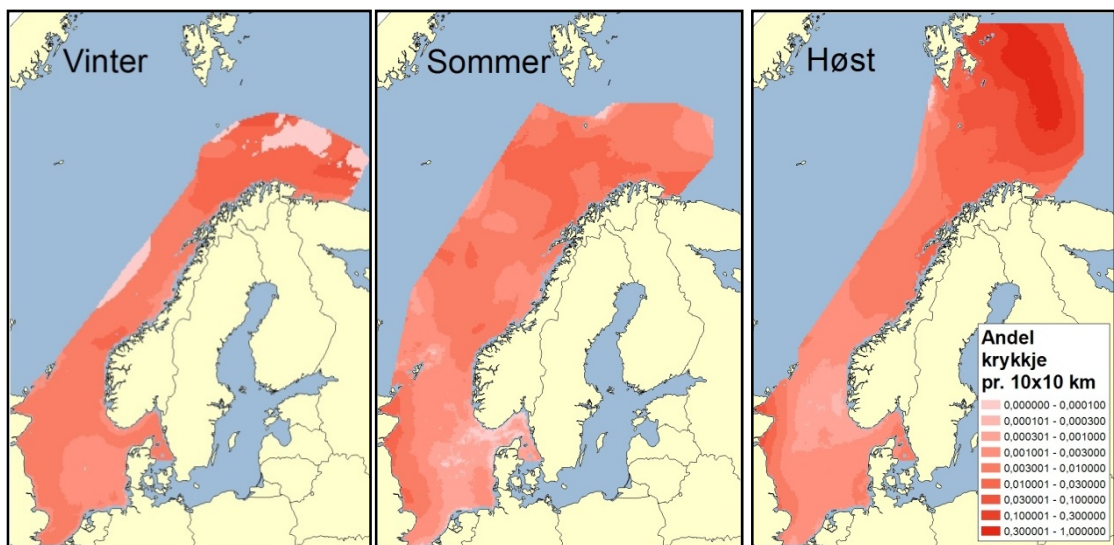
Relativ fordeling av fiskemåke i vinter-, sommer og høstsesongen



Relativ fordeling av gråmåke i vinter-, sommer og høstsesongen

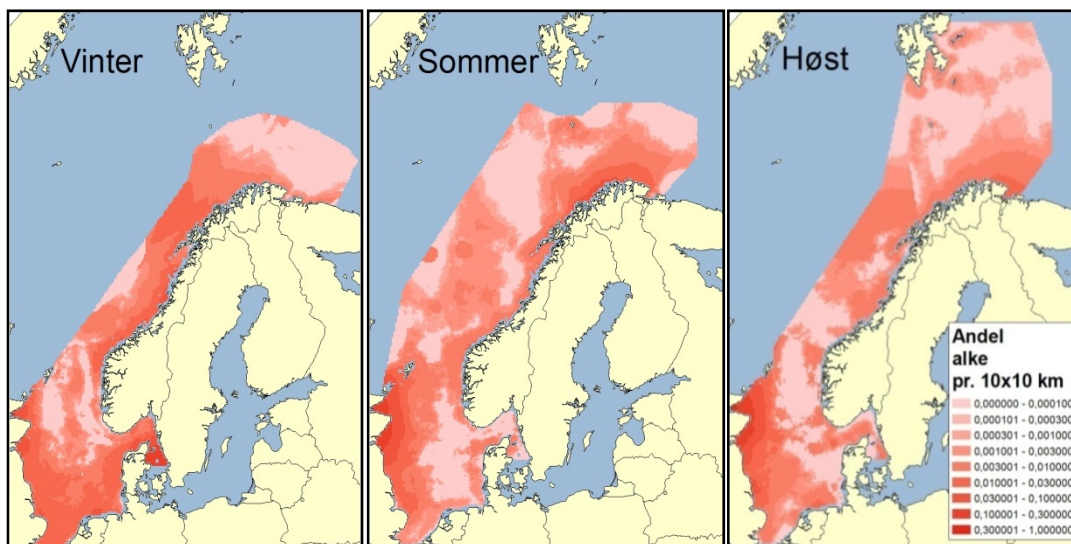


Relativ fordeling av svartbak i vinter-, sommer og høstsesongen

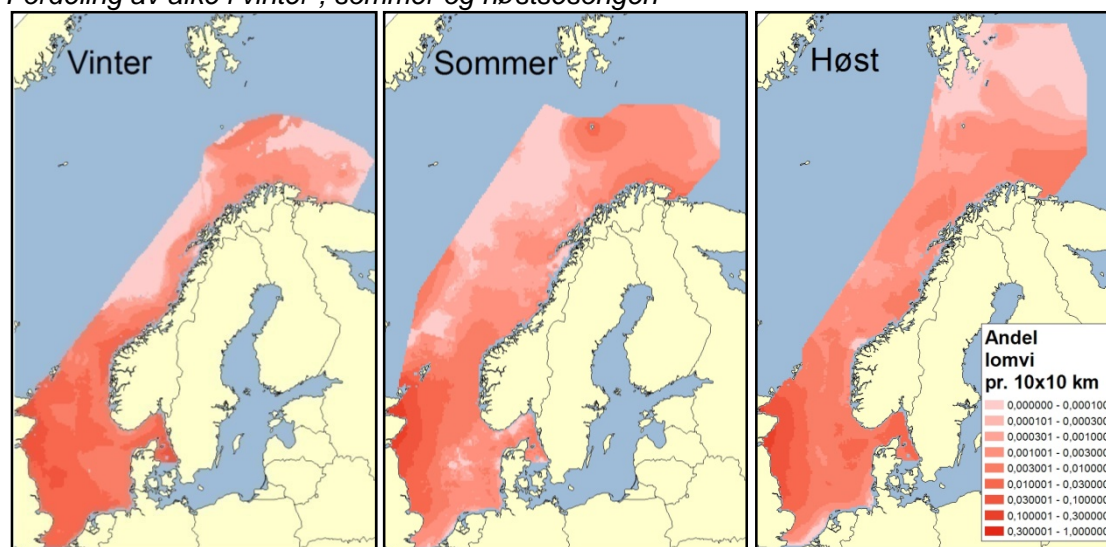


Relativ fordeling av krykkje i vinter-, sommer og høstsesongen

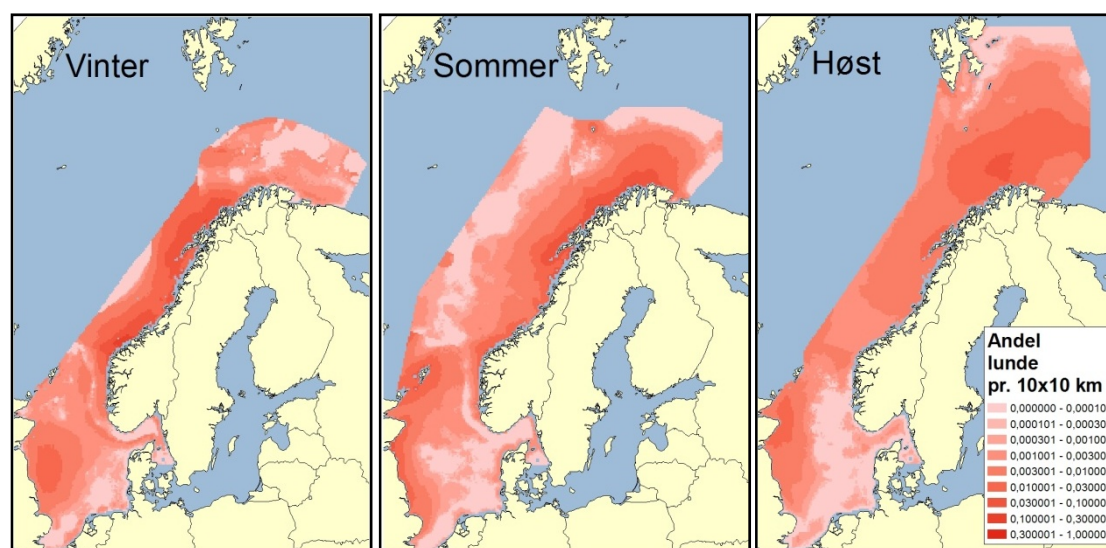




Fordeling av alke i vinter-, sommer og høstsesongen

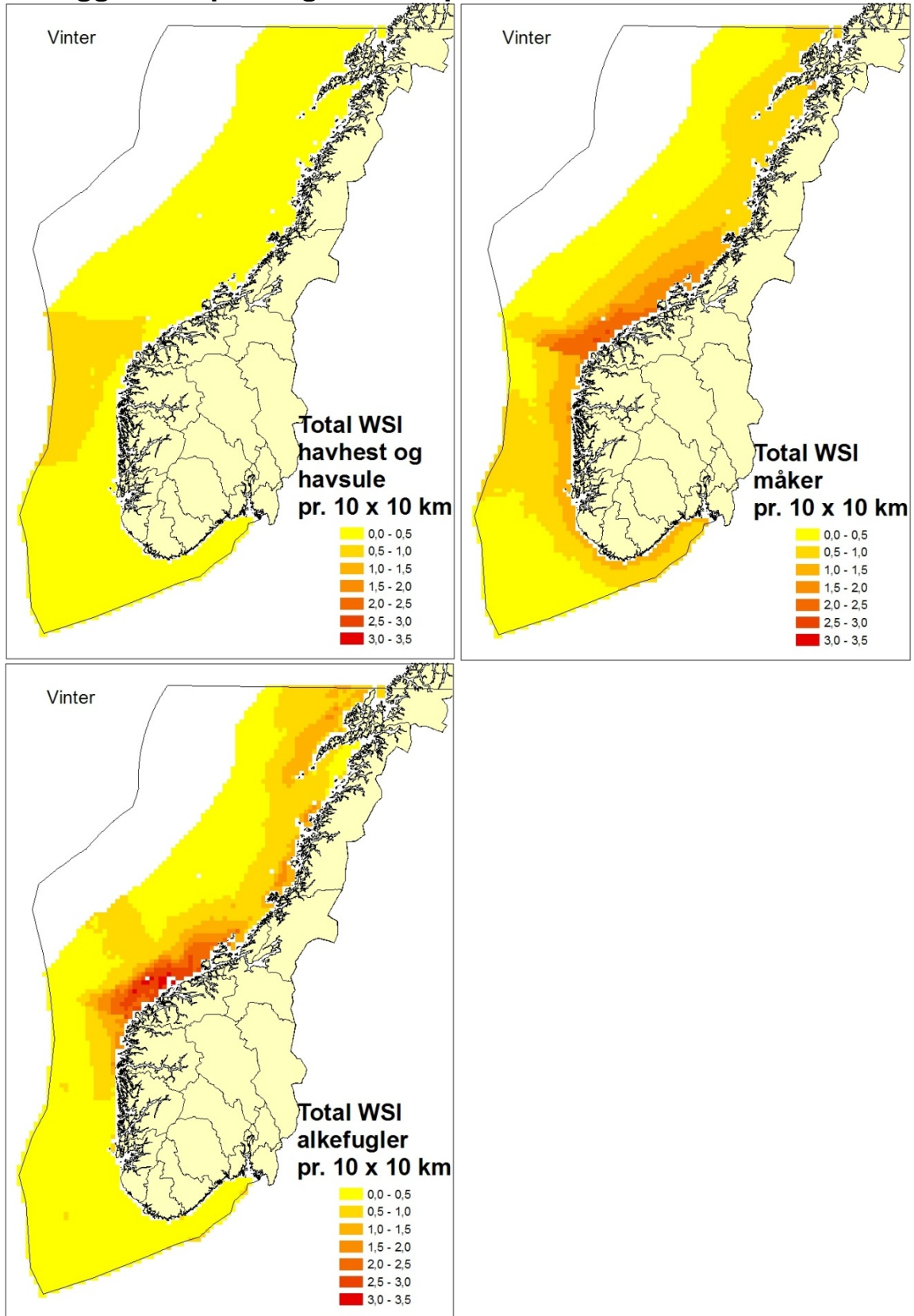


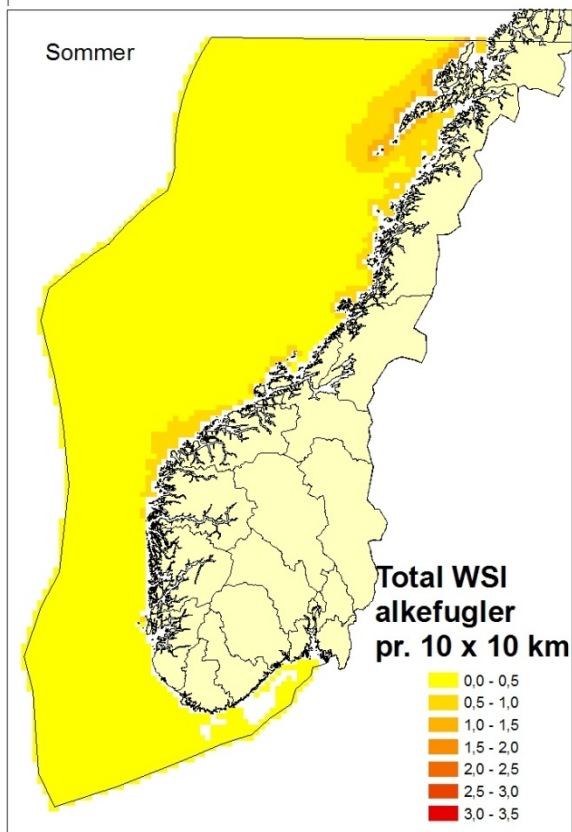
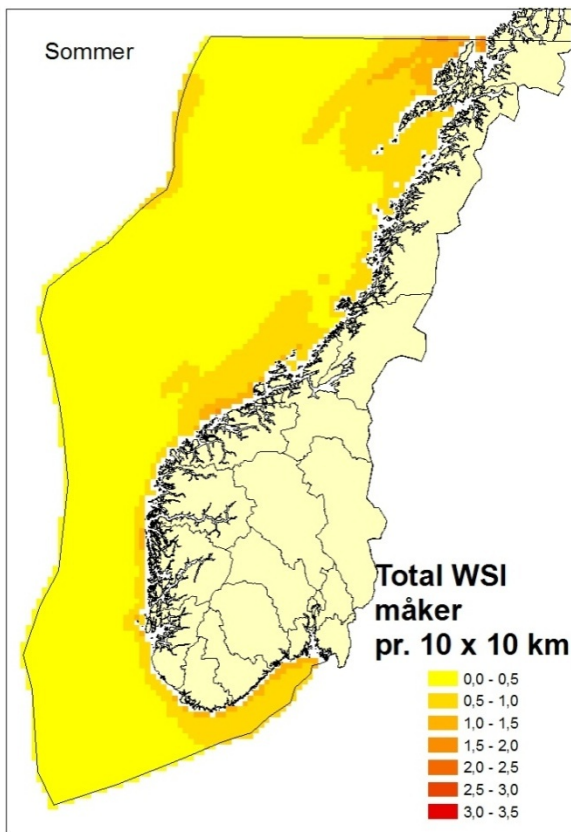
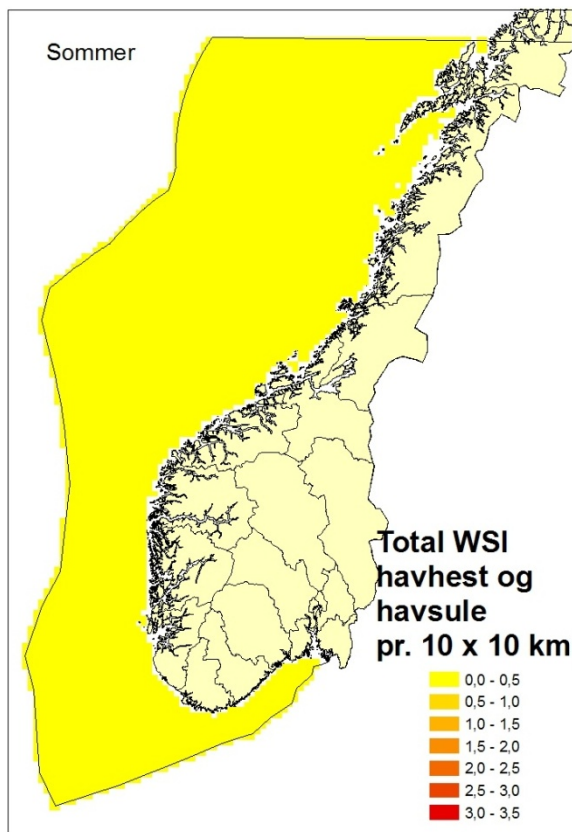
Fordeling av lomvi i vinter-, sommer og høstsesongen



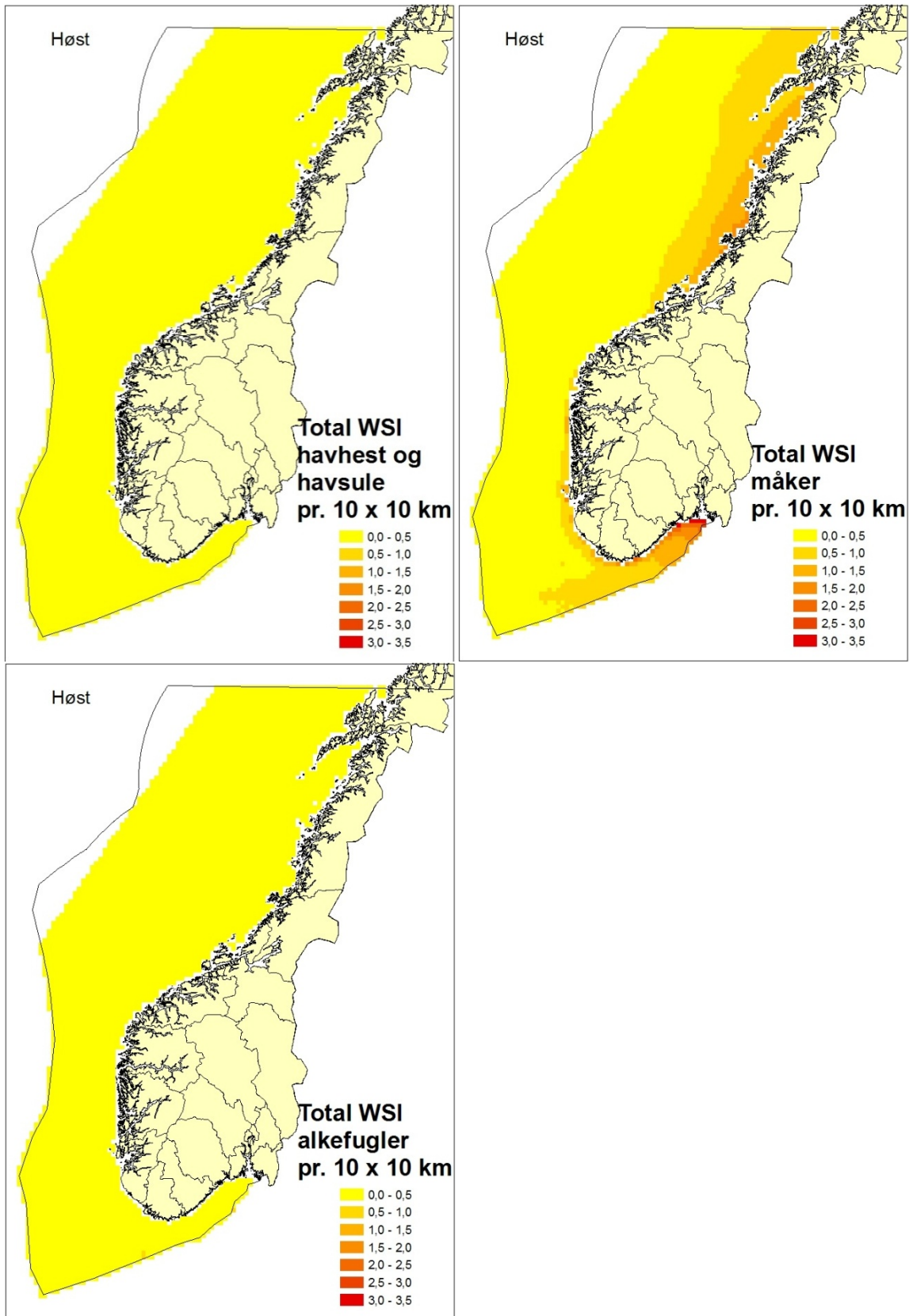
Fordeling av lunde i vinter-, sommer og høstsesongen

### Vedlegg 3. WSI på bakgrunn av åpent hav-data



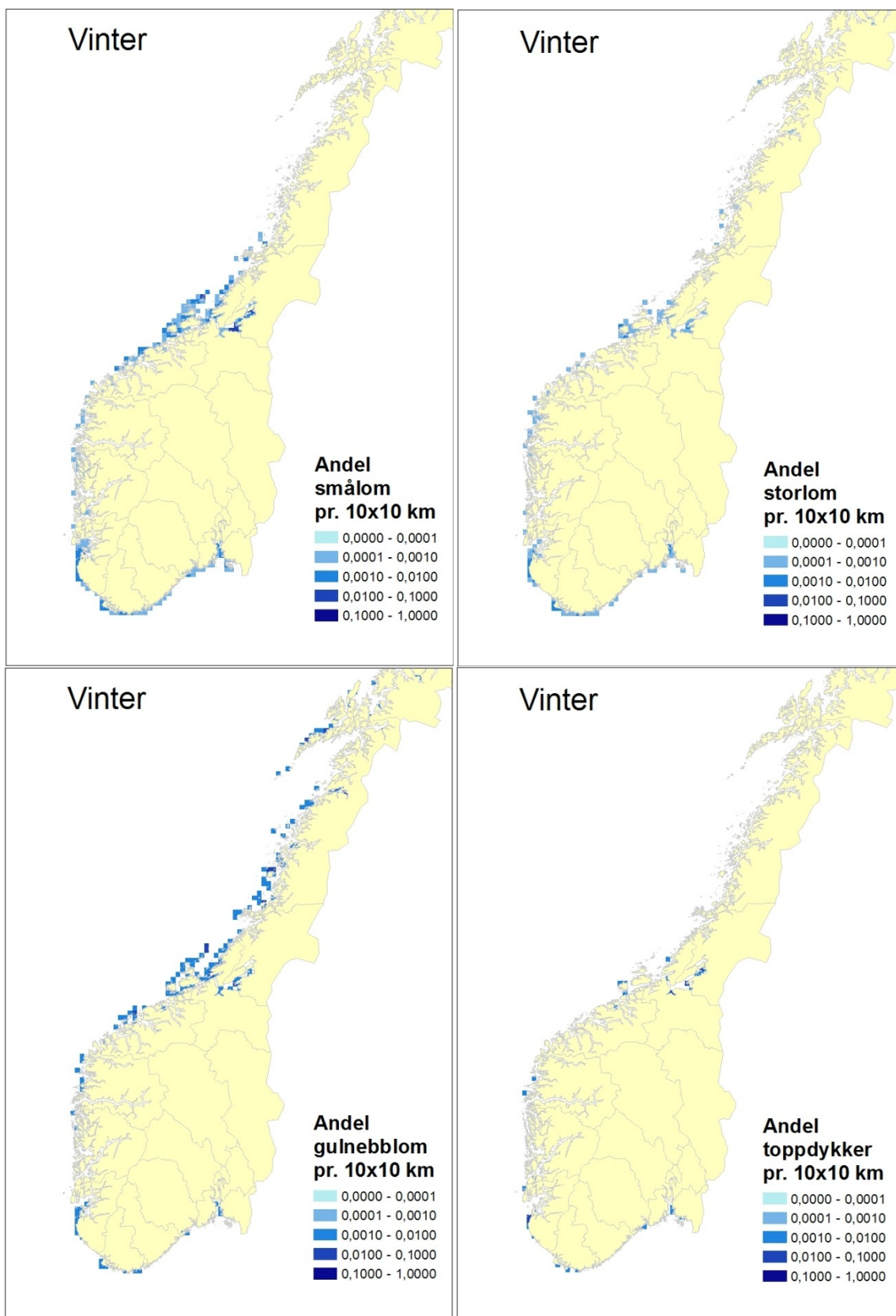


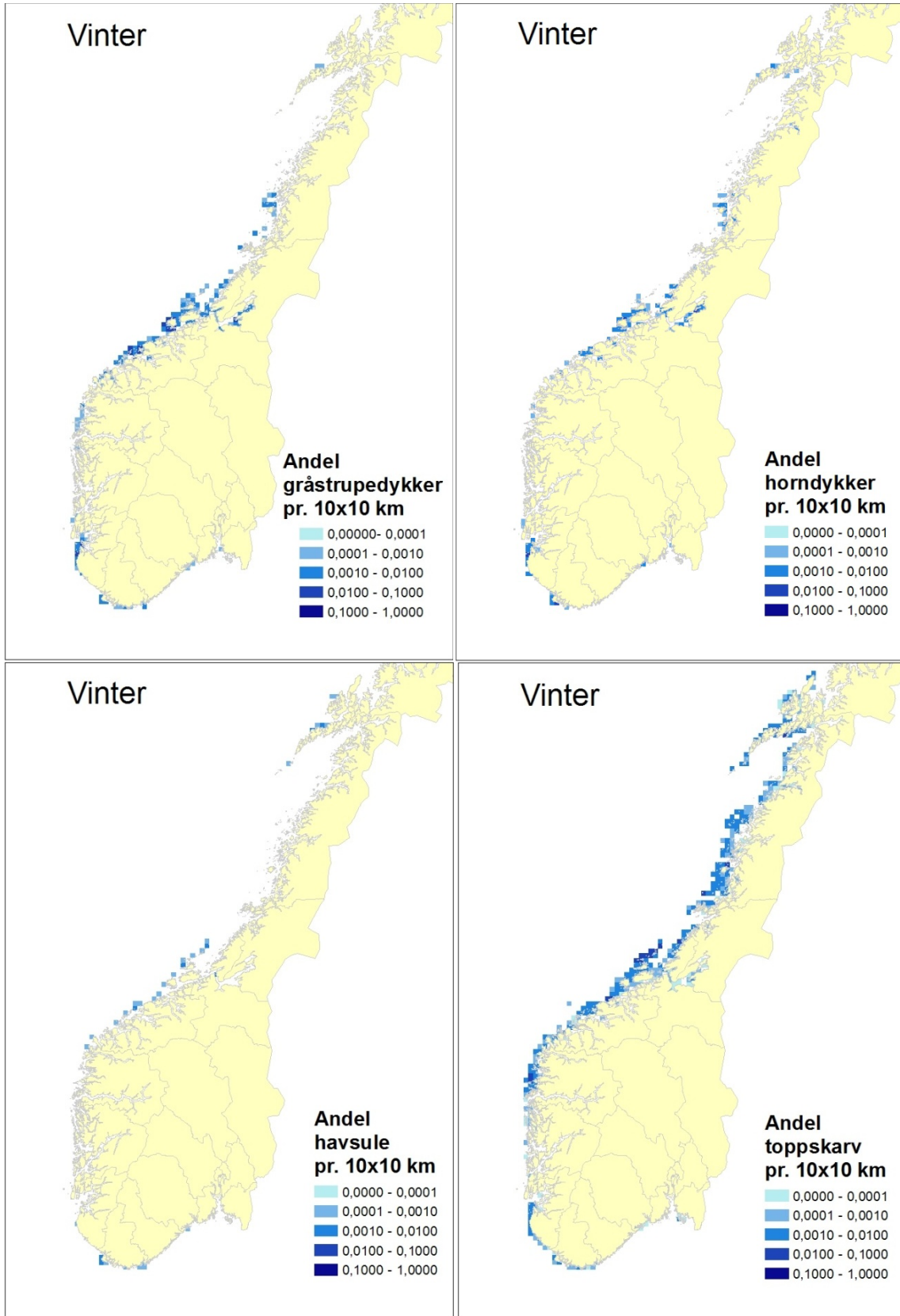


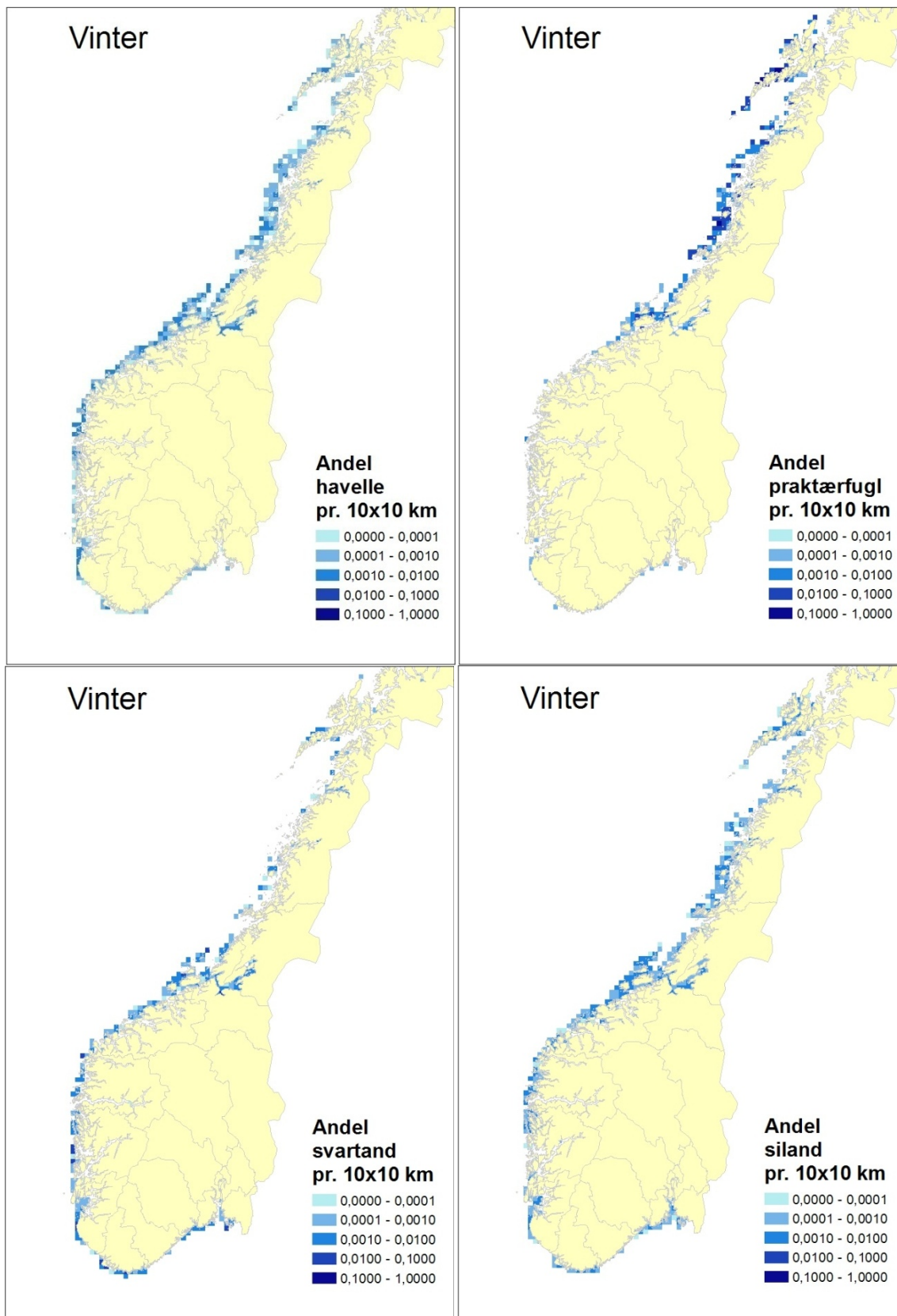


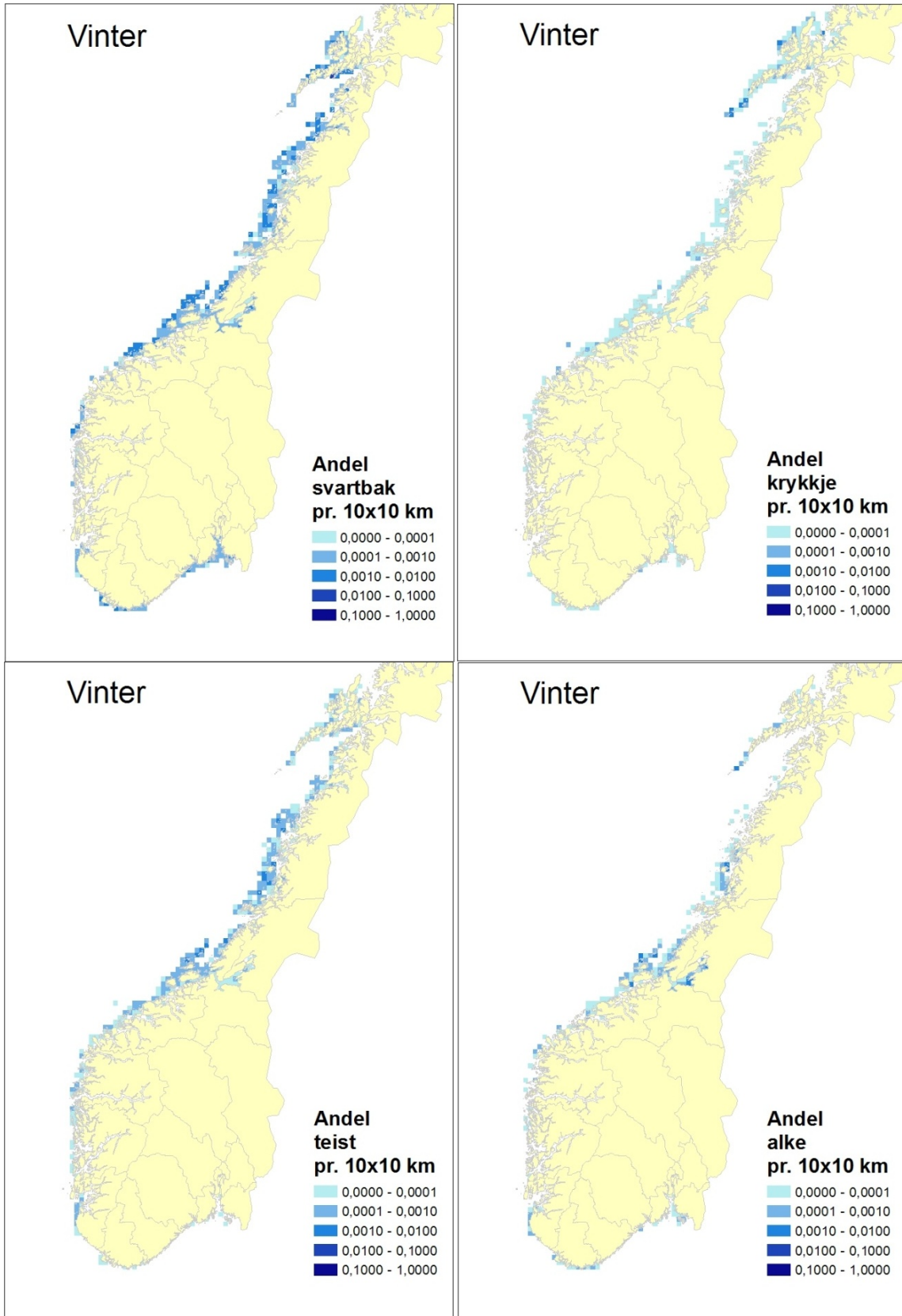


### Vedlegg 4. Fordeling vintersesong kyst

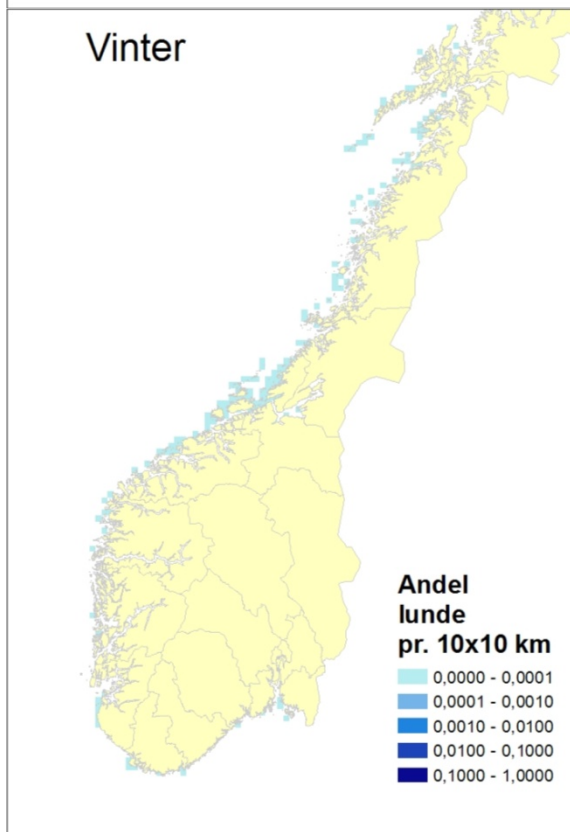
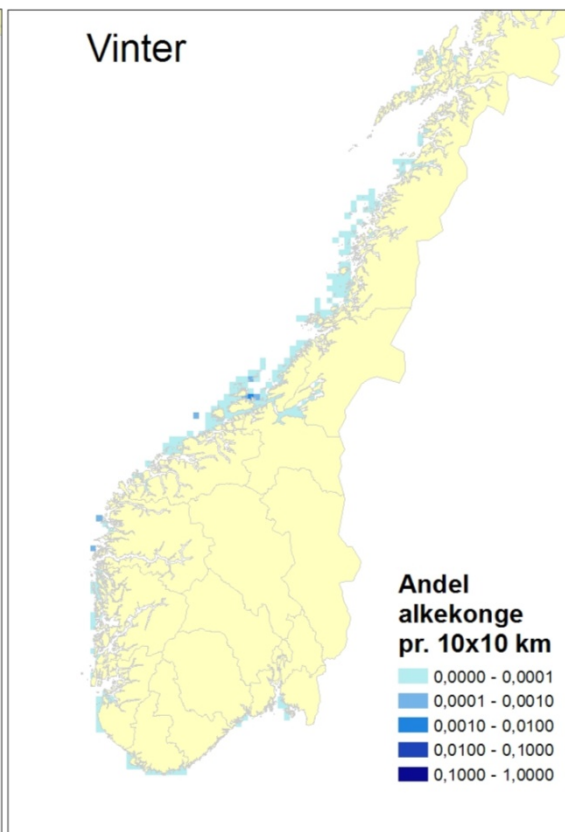
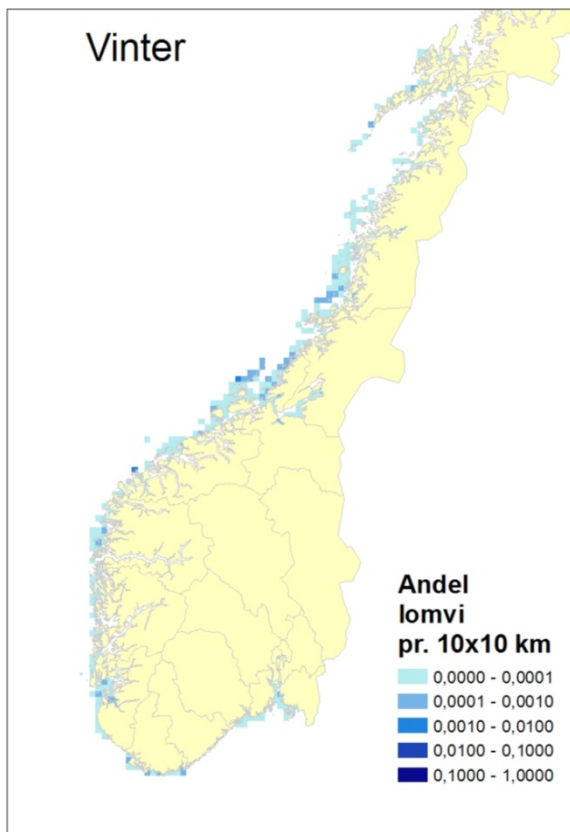




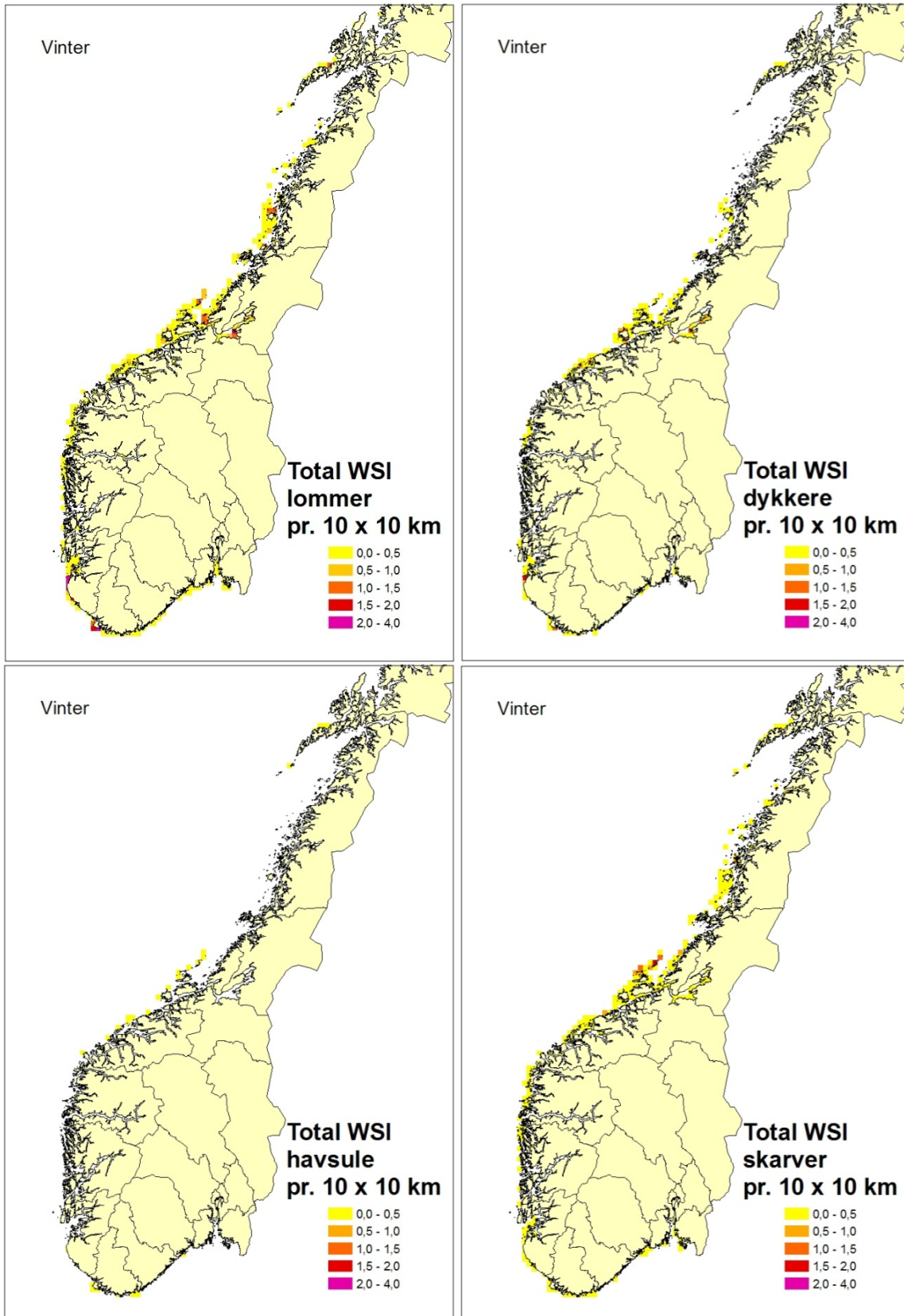


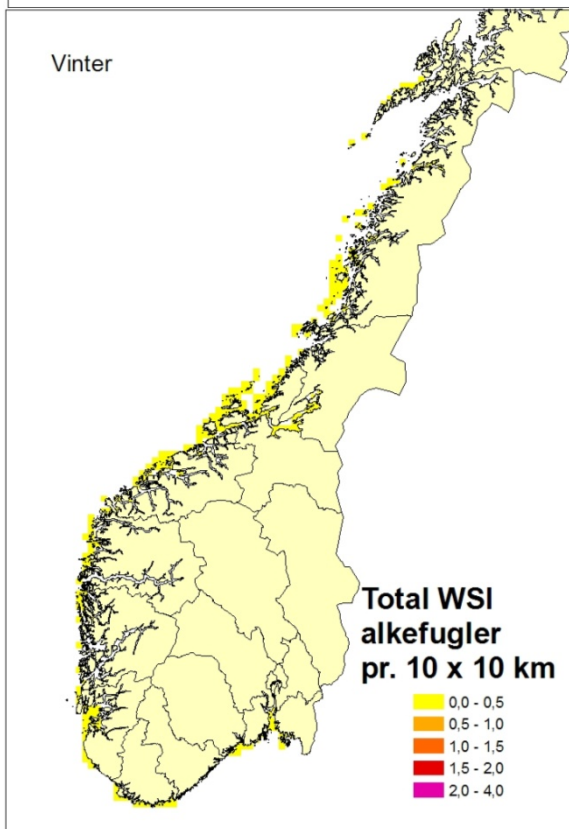
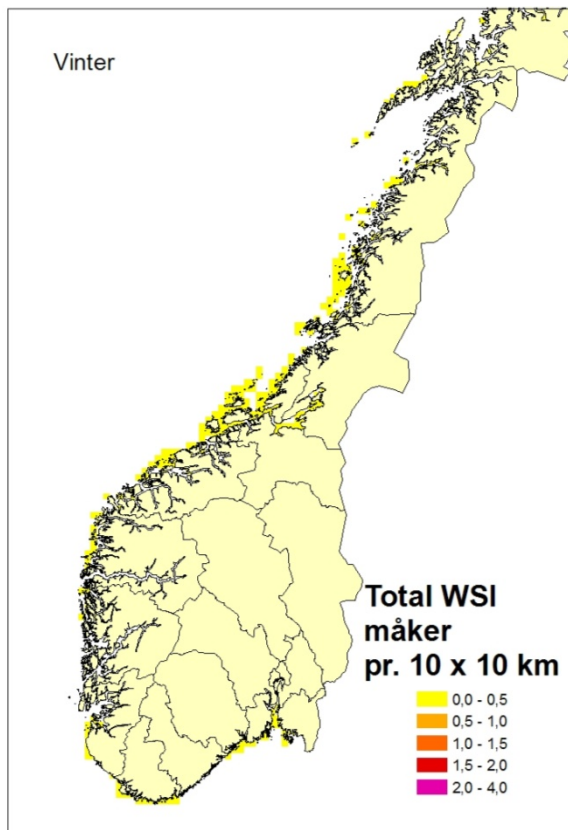
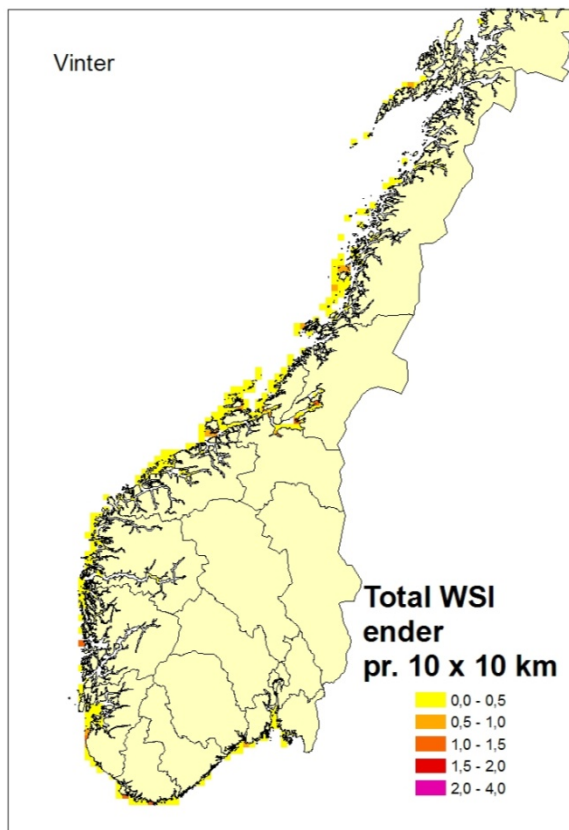




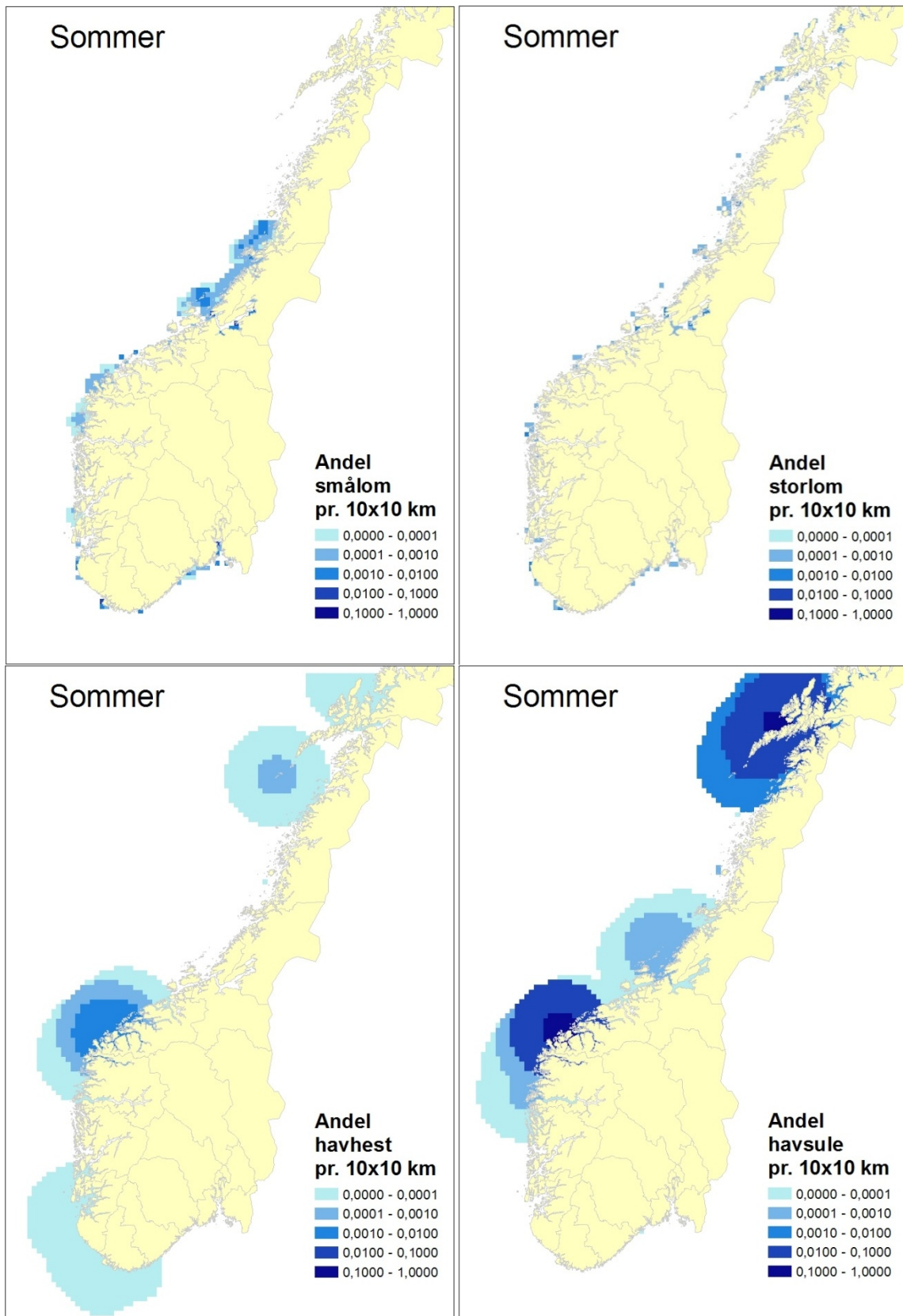


## Vedlegg 5. WSI for kystdata, artsgrupper i vintersesongen

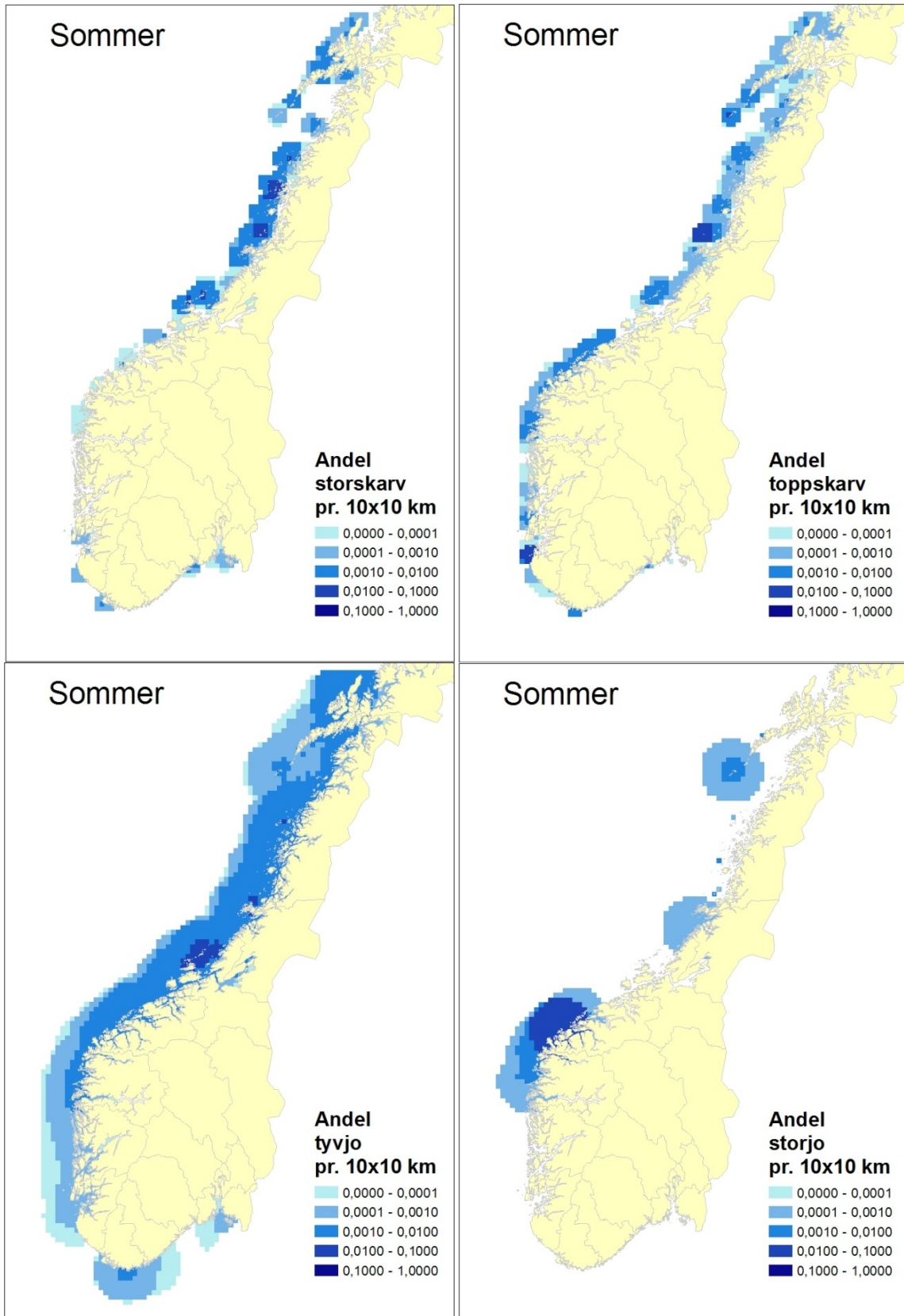


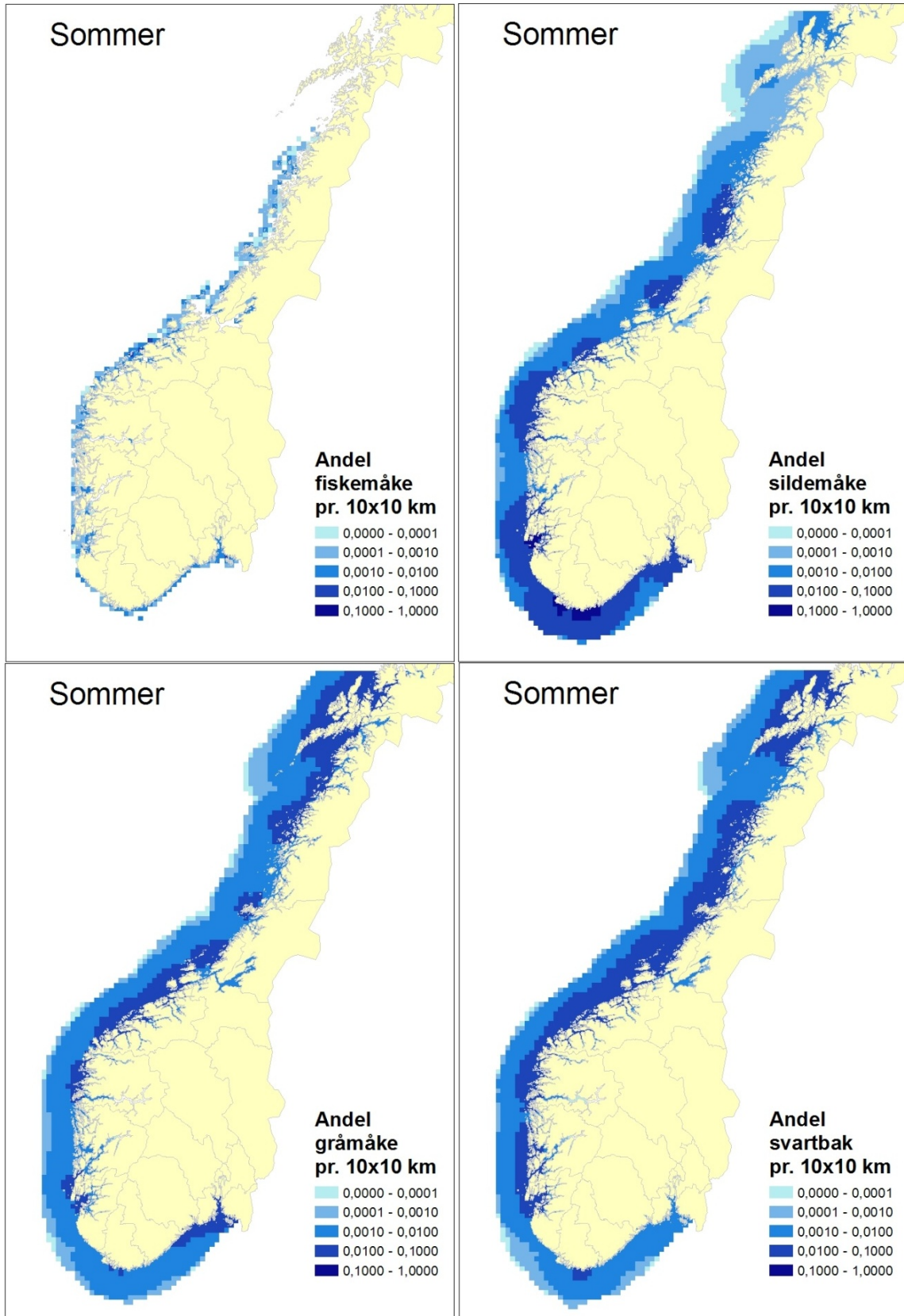


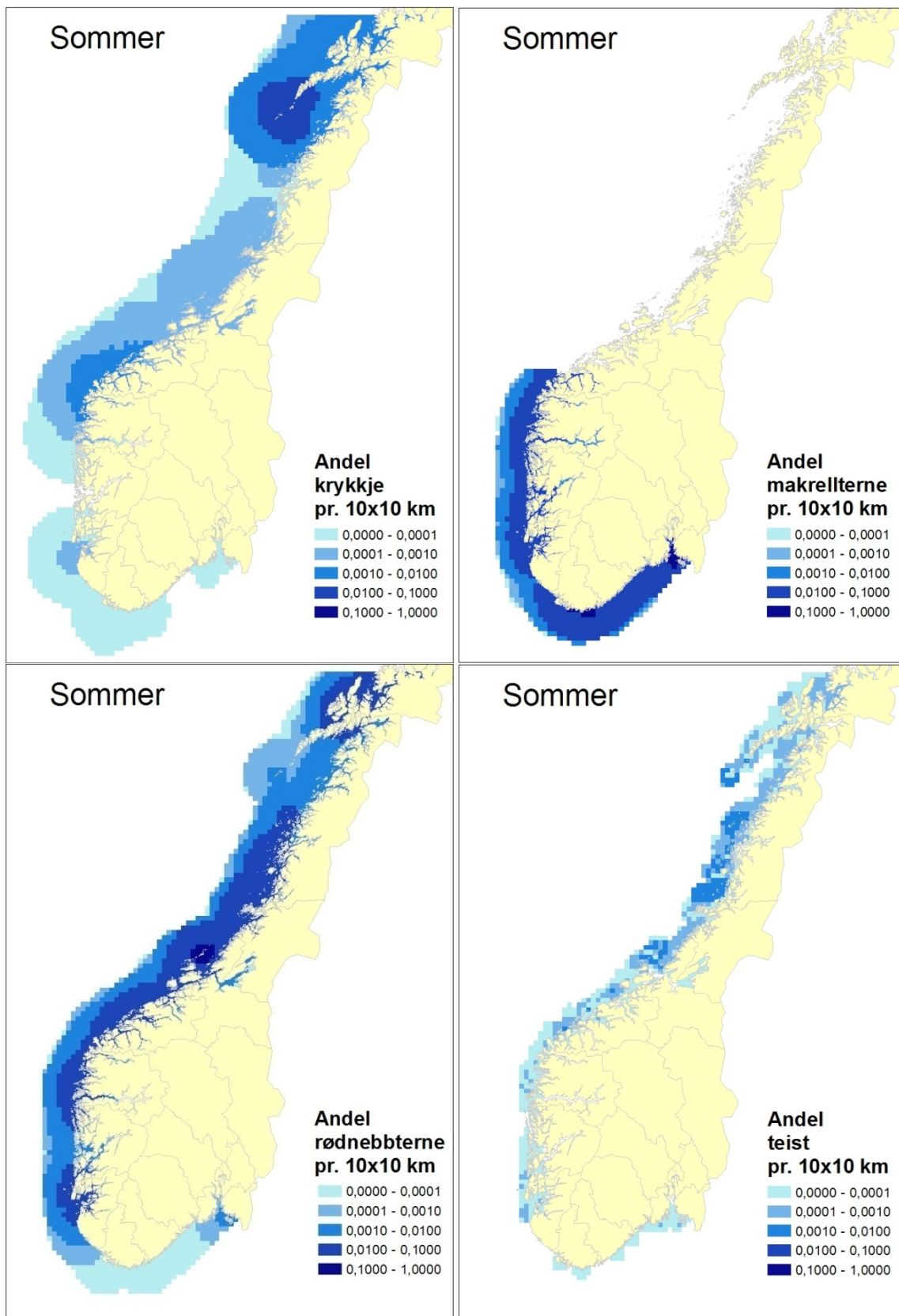
## Vedlegg 6. Fordeling hekkesesong

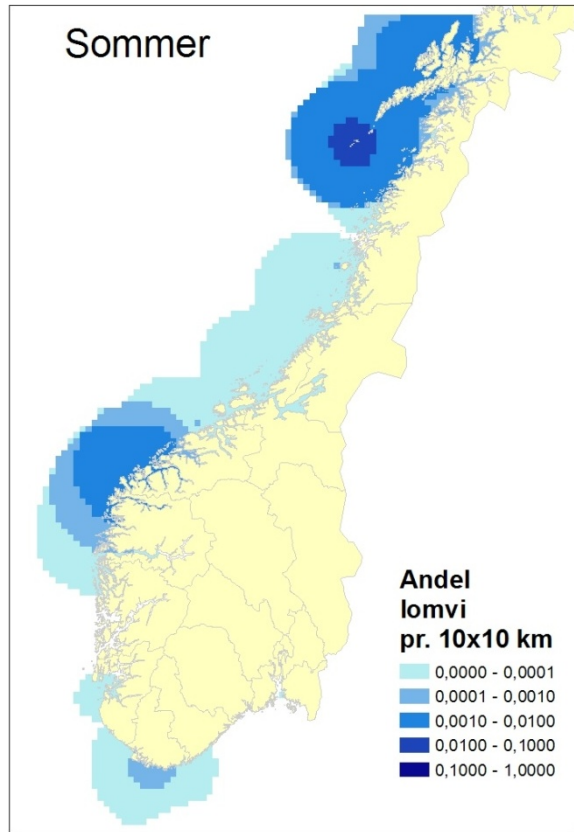
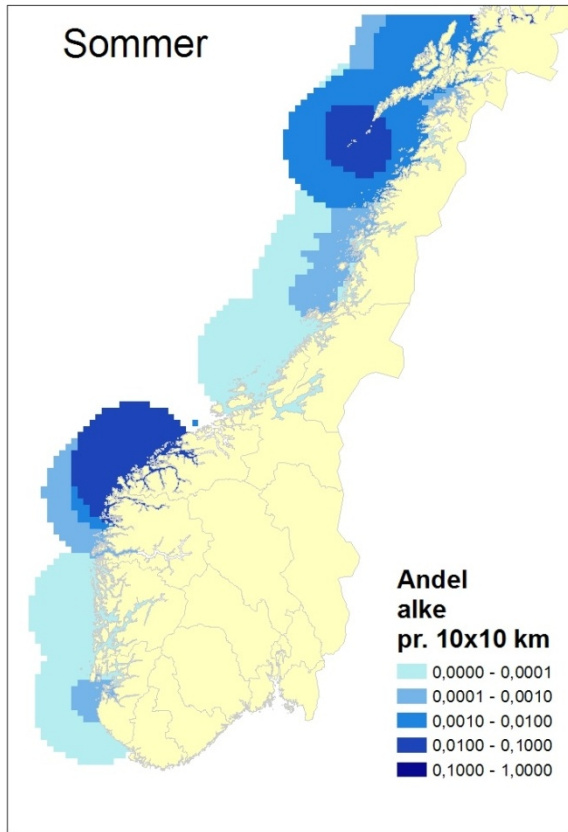






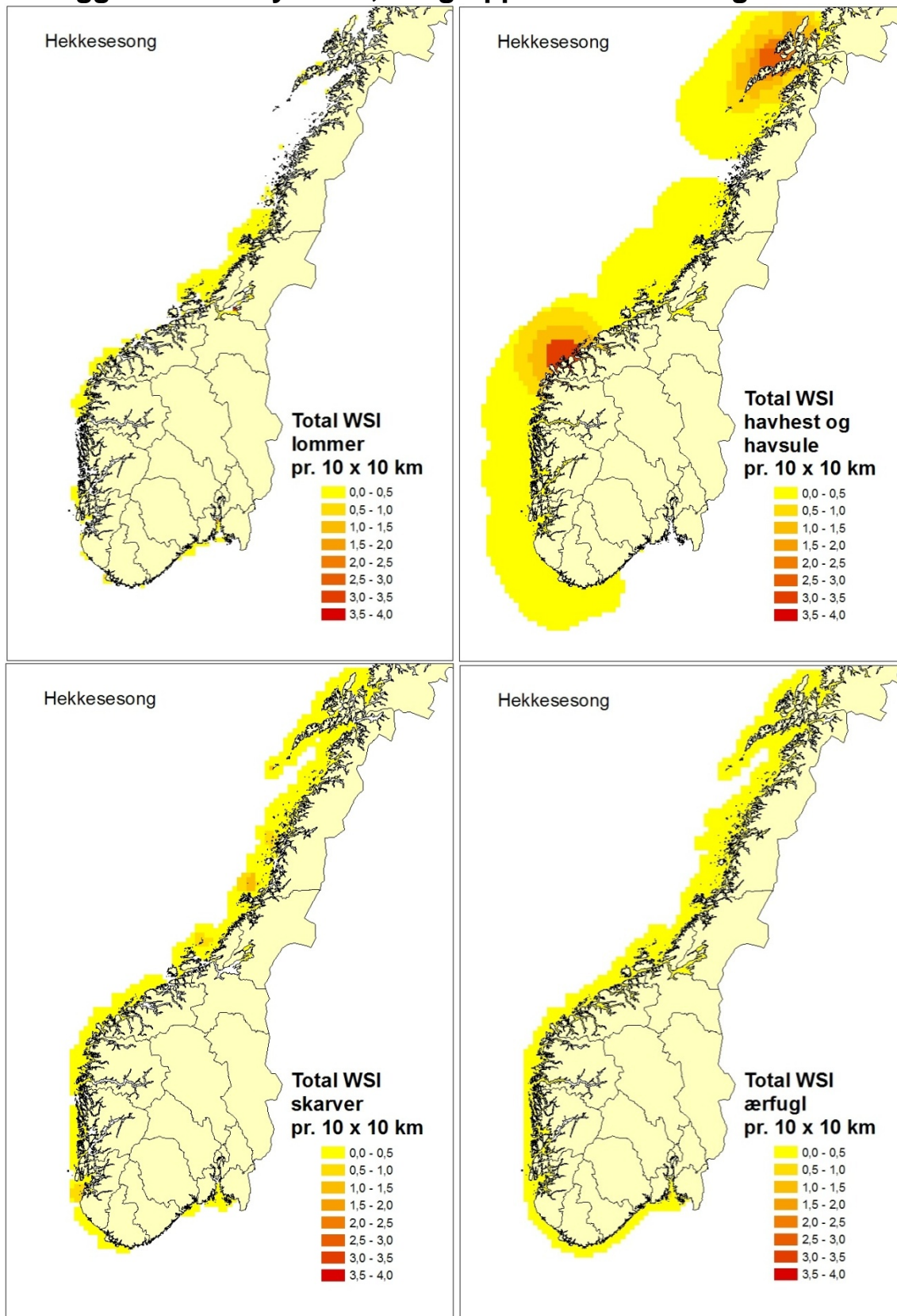


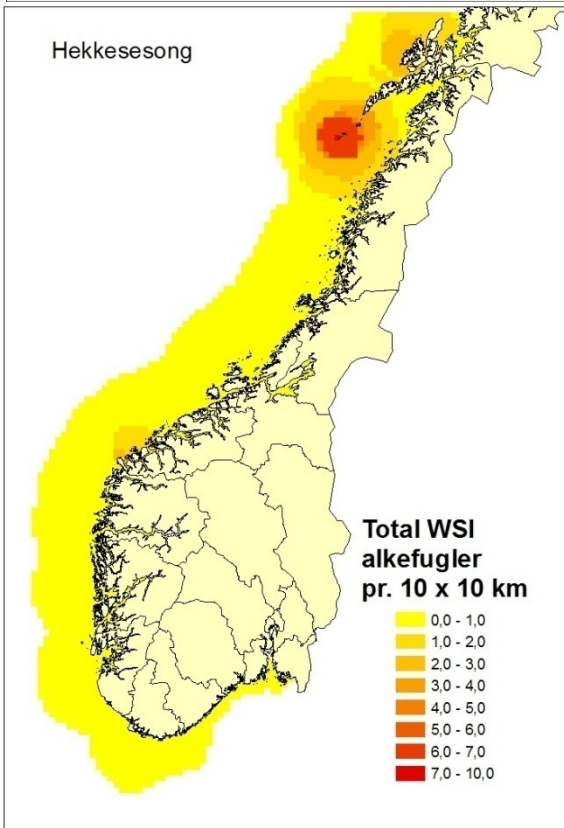
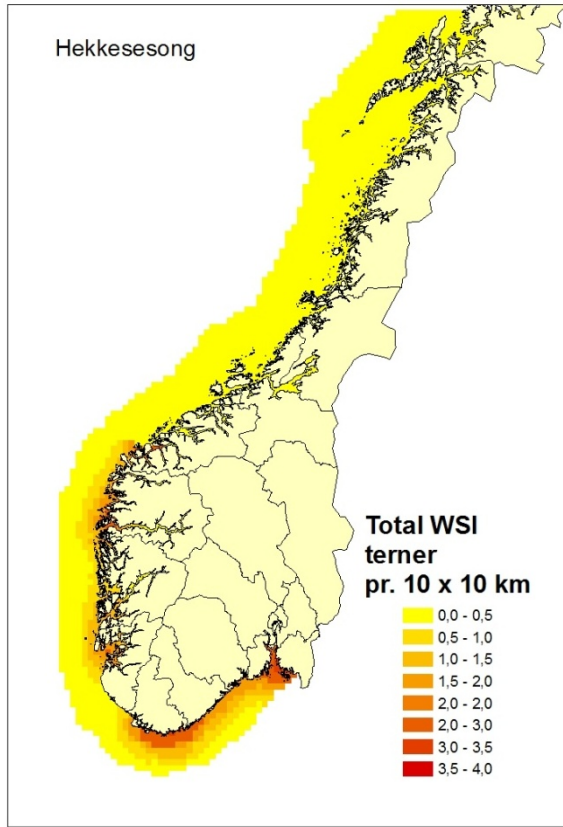
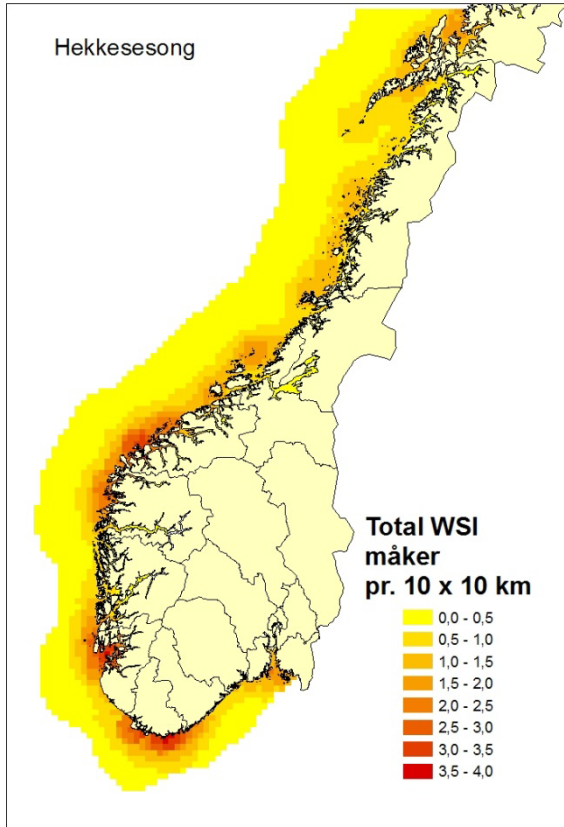




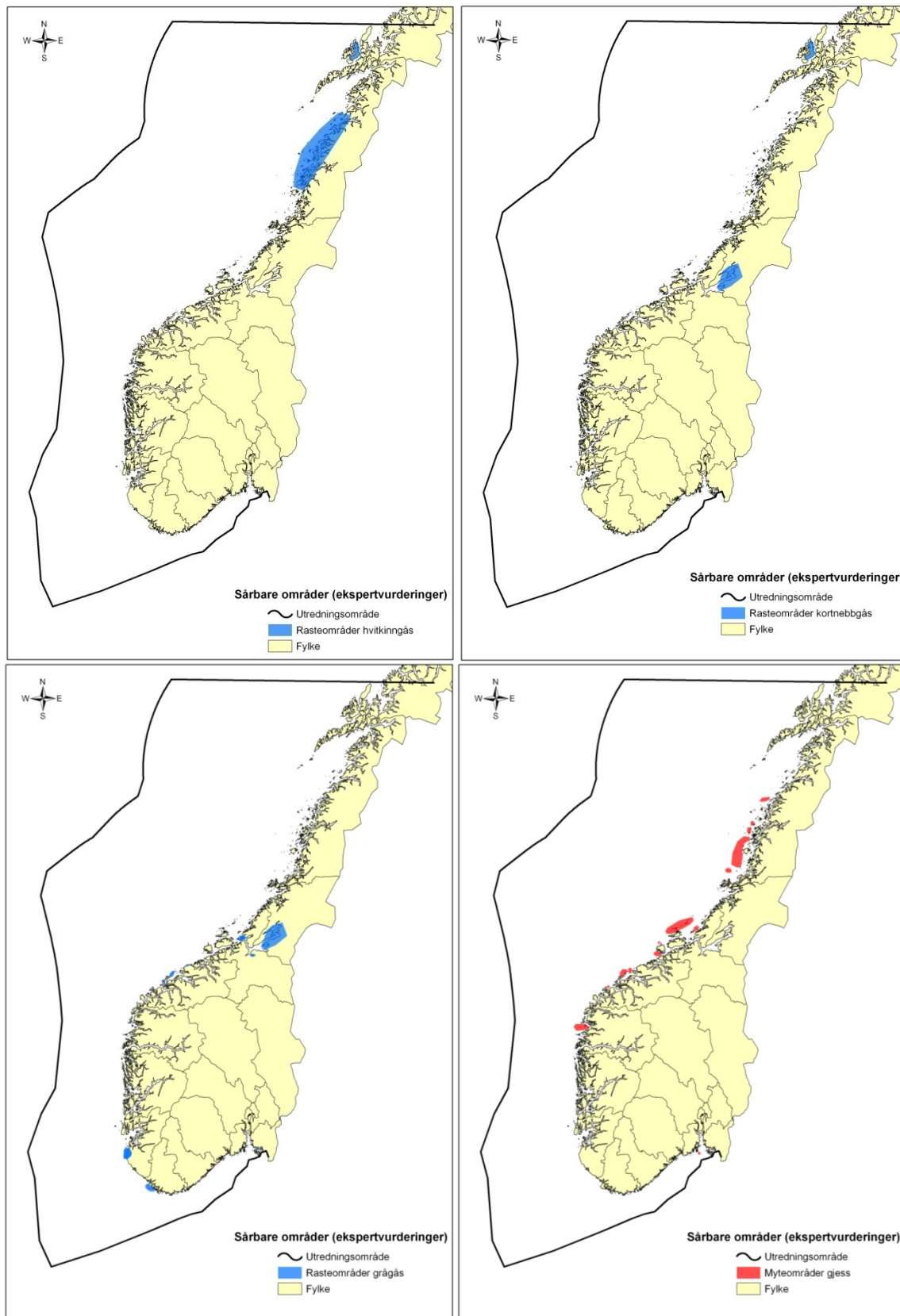


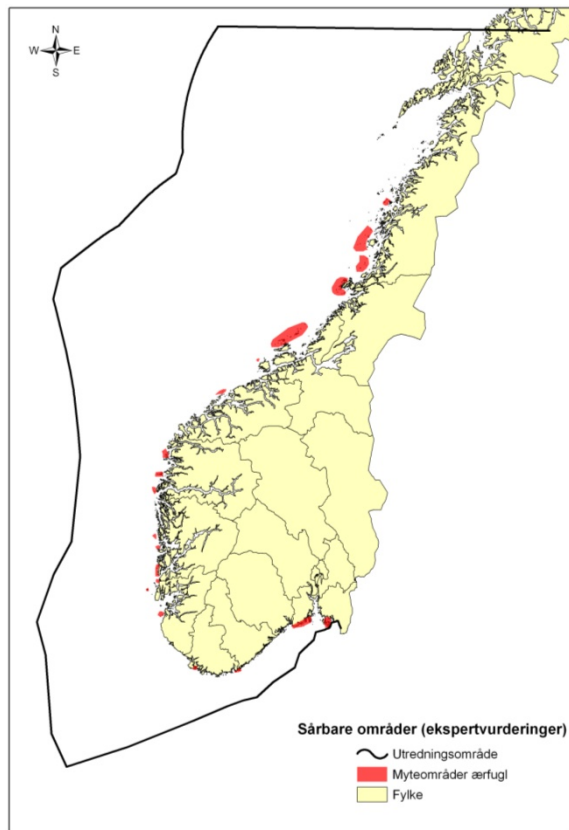
### Vedlegg 7. WSI for kystdata, artsgrupper i hekkesesongen





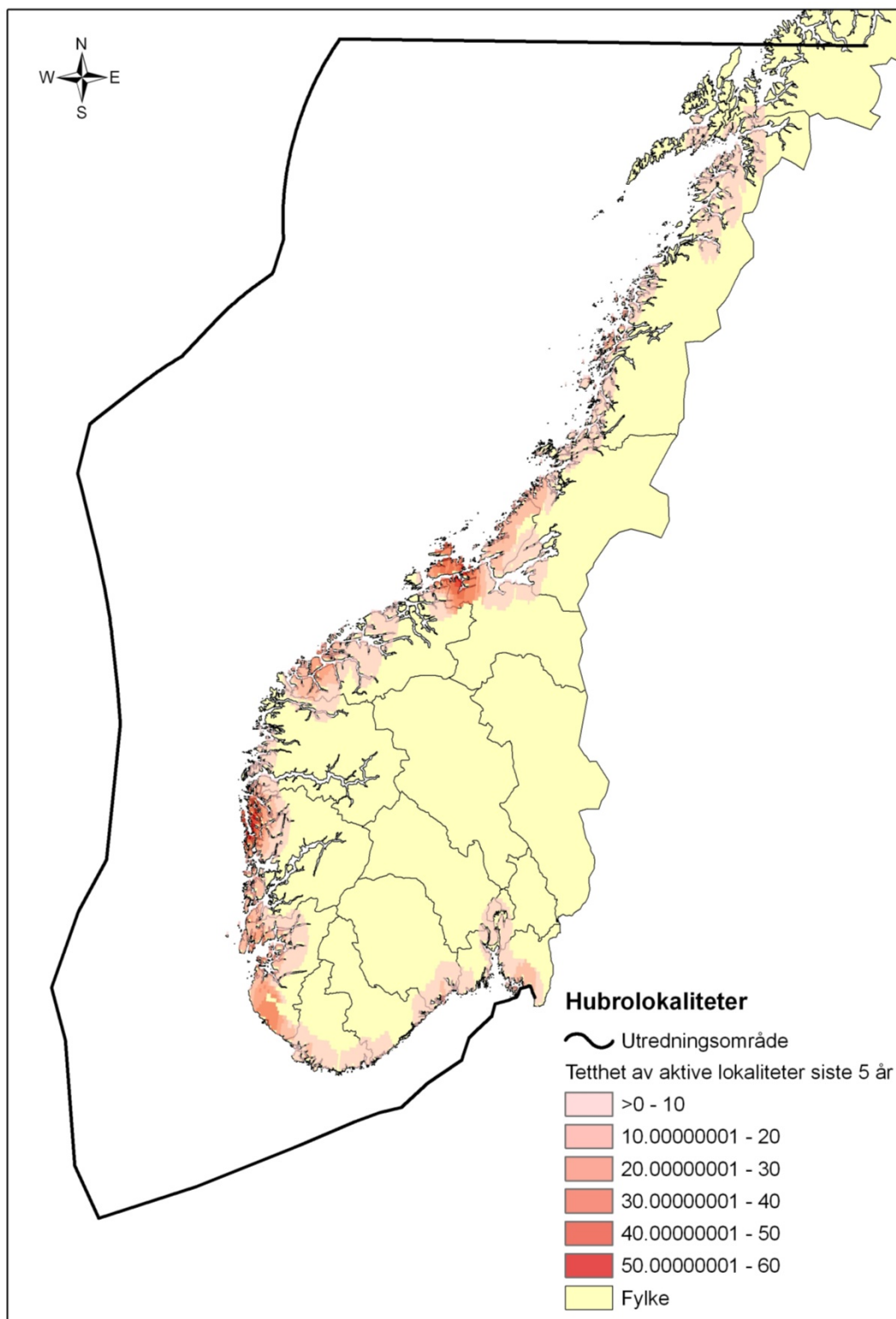
## Vedlegg 8. Arts- og artsgruppevise kart over viktige raste- og myteområder







## Vedlegg 9. Fordeling Hubro de siste 5 årene







# NINA Rapport 557

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2154-2



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

[www.nina.no](http://www.nina.no)