

1521

NINA Rapport

Hywind Tampen vindpark. Vurdering av konsekvenser for sjøfugl.

Børge Moe, Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad, Sveinn Are Hanssen,
Geir Helge Rødli Systad, Svein-Håkon Lorentsen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære 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. 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.

Hywind Tampen vindpark. Vurdering av konsekvenser for sjøfugl.

Børge Moe
Signe Christensen-Dalsgaard
Arne Follestad
Sveinn Are Hanssen
Geir Helge Rødli Systad
Svein-Håkon Lorentsen

Moe, B., Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Hanssen, S.A., Systad, G.H.R. & Lorentsen S-H. 2018. Hywind Tampen vindpark. Vurdering av konsekvenser for sjøfugl. NINA Rapport 1521. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, juni 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426- 3259-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Per Fauchald

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Morten Kjørstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Equinor

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ove Vold

FORSIDEBILDER

Lundefugler på sjøen og krykkje på reir, Foto: Signe Christensen-Dalsgaard, NINA

Hywind vindpark, illustrasjon av Equinor

NØKKEWORD

-konsekvensutredning

-Nordsjøen

-vindpark

-vindkraft til havs

-sjøfugl

-fornybar energi

KEY WORDS

-environmental impact assessment, The North Sea, offshore windfarm, seabirds, renewable energy

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Moe, B., Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Hanssen, S.A., Systad, G.H.R. & Lorentsen S-H. 2018. Hywind Tampen vindpark. Vurdering av konsekvenser for sjøfugl. NINA Rapport 1521. Norsk institutt for naturforskning.

Equinor planlegger en flytende vindpark, Hywind Tampen, i den nordlige delen av Nordsjøen, omtrent 140 km fra Norskekysten. Den skal forsyne oljefeltene Snorre og Gullfaks med elektrisitet, og gi en årlig reduksjon i CO₂-utslipp på 200 000 tonn. Denne rapporten vurderer potensielle konsekvenser på sjøfugl og trekkende fugl.

Hywind Tampen planlegges utbygd med 11 flytende turbiner. Vårt utredningsområdet omfatter planområdet og en buffer på 10 km. Basert på tellinger i åpent hav beregner vi forekomst og antall sjøfugl i dette utredningsområdet. Vi beregner også forekomstene på sommeren som andeler av norske hekkestander ved Nordsjøen inkludert Runde. I tillegg viser vi fordeling av sjøfugl i funksjonsområder rundt hekkekoloniene. Basert på sporingsdata fra SEATRACK viser vi bestandstilhørighet til et utvalg arter utenfor hekkesesongen. Disse sporingsdataene har lav presisjon (± 200 km), og vi benytter da et utvidet utredningsområde. Her viser vi også månedlige andeler av posisjonene innenfor dette området. Vurdering av potensiell konsekvens er gjort med bruk av sensitivitetsindekser og vurdert separat for risiko for kollisjon med turbiner og habitatforstyrrelse.

Resultatene viser at havhest har de største forekomstene i utredningsområdet i alle sesongene blant alle artene. De største forekomstene av havhest er på høsten. Etter havhest har krykkje de største forekomstene, deretter svartbak og gråmåke. Disse artene har sine største forekomster på vinteren. Vi har benyttet en maksimal aksjonsradius på 99 km ut fra koloniene i hekketiden, og ingen av de norske hekkebestandene ved Nordsjøen inkludert Runde har da funksjonsområder som overlapper med utredningsområdet. Vi vet imidlertid at sjøfugler kan operere med større maksimal aksjonsradius. Særlig gjelder det de overflatebeitende pelagiske artene, eksempelvis havhest og krykkje. Antall havhest i utredningsområdet om sommeren tilsvarer 214% av hekkebestanden til de norske koloniene i Nordsjøen inkludert Runde. Det betyr at det ikke kan være kun havhest fra disse koloniene, selv om havhest skulle ha en aksjonsradius >140 km. Det er relativt store bestander av havhest som hekker sørvest og nordvest for utredningsområdet. Sporingsdata fra SEATRACK viser også at havhestene i det utvidede utredningsområdet kommer fra Storbritannia, Færøyene og Sør-Norge. Det er mange arter på trekk i Nordsjøen om våren og høsten. Hvitkinngås flyr på tvers av Nordsjøen mellom Norge og Skottland og vil potensielt komme innenfor utredningsområdet. Det er imidlertid dårlig datagrunnlag for å vurdere potensielle konsekvenser, og flere sporingsstudier vil være nødvendig for en rekke trekkende arter.

Vi konkluderer med at en etablering av Hywind Tampen trolig vil ha lite effekter på sjøfugler. For de fleste sjøfuglartene vil det sannsynligvis ikke medføre målbare effekter. For havhest er konsekvensen i kategorien lav i alle sesongene, og for havsule, gråmåke, svartbak og krykkje er konsekvensen i kategorien lav om vinteren. For de andre artene og de andre sesongene er det antatt ingen konsekvenser. Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til potensielle effekter. Mange sjøfuglbestander har negative trender og har status som truet. Ytterligere negative endringer vil gjøre sjøfuglene mer sårbare.

Vi anbefaler oppfølgende studier i før- og driftsfasen med formål å dokumentere eventuelle kollisjoner og fordeling av sjøfugl innenfor og utenfor vindparken. Vi foreslår svartmaling av rotorblad som viktig avbøtende tiltak. Samtidig understreker vi viktigheten med å sette det inn i et studiedesign som kan dokumentere eventuelle positive effekter av avbøtende tiltak. Dette for at framtidige vindparker til havs kan benytte seg av samme løsninger med dokumentert effekt. Maling av rotorblad på turbiner gjennomført i et kontrollert studie-design, vil derfor være både et avbøtende tiltak og et utviklingsarbeid som potensielt kan gi gode løsninger for fornybar energiproduksjon til havs og sjøfugl.

Børge Moe, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
borge.moe@nina.no

Signe Christensen-Dalsgaard, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, signe.dalsgaard@nina.no

Arne Follestad, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
arne.follestad@nina.no

Sveinn Are Hanssen, Norsk institutt for naturforskning, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø, sveinn.a.hanssen@nina.no

Geir Helge Rødli Systad, Norsk institutt for naturforskning, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen, geir.systad@nina.no

Svein-Håkon Lorentsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, svein.lorentsen@nina.no

Abstract

Moe, B., Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Hanssen, S.A., Systad, G.H.R. & Lorentsen S-H. 2018. Hywind Tampen wind farm. Assessment of potential consequences on seabirds. NINA Report 1521. Norwegian Institute for Nature Research.

Equinor is planning an offshore wind farm, Hywind Tampen, in the northern part of the North Sea, approximately 140 km from the Norwegian coast. It will supply the oilfields Snorre and Gullfaks with electricity, which may reduce CO₂-emission by 200 000 metric tonnes yr⁻¹. This report assesses the potential consequences on seabirds and migrating birds.

Hywind Tampen is planned with eleven floating turbines. The assessment area considered includes the planned site and a surrounding buffer of 10 km. Based on counts of seabirds at sea, we have calculated the distribution of seabirds in the assessment area. The summer occurrence of seabirds is also calculated as proportions of the Norwegian breeding populations in the North Sea (including Runde). In addition, we describe the expected foraging distribution of breeding seabirds from Norwegian colonies. Based on tracking-data from SEATRACK we show the population-origin of selected species. As the precision of these tracking data are low (± 200 km), we use an extended assessment area for this. The potential consequences are considered using a sensitivity index for wind power, which separate collision risk and habitat disturbance.

The results show that the northern fulmar has the highest occurrence in the assessment area in all seasons among all species considered, with highest numbers in autumn. The black-legged kittiwake had the second highest occurrence, followed by great black-backed gull and herring gull, all with highest occurrence in winter. We used 99 km as the maximum range from the colonies during the breeding season, and no breeding population from the Norwegian colonies overlapped in foraging ranges with the assessment area. However, some pelagic surface feeding seabirds, like fulmars and black-legged kittiwakes, may have larger foraging ranges than what we have used. The estimated number of northern fulmars present in the assessment area is equivalent to 214% of the Norwegian breeding population in the North Sea. This means that it cannot exclusively be Norwegian birds present. There are large populations of northern fulmars breeding southwest and northwest of Hywind Tampen. Indeed, tracking data from SEATRACK shows that northern fulmars from Great Britain and the Faroe Islands were present along with birds from Norway. Many species are known to migrate in the North Sea during spring and autumn. For instance, barnacle geese cross between Norway and Scotland, and could, thus, potentially fly within the assessment area. There is, however, a lack of knowledge for migrating birds for assessing potential consequences. It is, thus, recommended to carry out more tracking studies, to get a better understanding of the bird migration patterns.

We conclude that Hywind Tampen most likely will have little effects on seabirds. For most seabird species there will likely be no measurable effects. The consequences are in the category low during all seasons for the northern fulmar, and the category low for the northern gannet, herring gull, great black-backed gull and black-legged kittiwake during winter. For all other seasons and considered seabird species, we have assigned the category no effect. There are, however, large uncertainties related to potential effects. Many seabird populations are in decline and thus regarded as endangered. Further negative impact might make the populations even more vulnerable.

We recommend monitoring before and during the operating phase, to document potential effects on seabirds, including both collision with turbines and distribution of seabirds within and outside the wind farm. We suggest painting of rotor blades for improved visibility as a mitigating measure. It is important to document the positive effect of such measures, as this can be applied in future developments. Blades painted black in a controlled study-design may serve as a mitigating action and innovation, potentially providing good solutions for offshore renewable energy and seabirds.

Børge Moe, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 NO-Trondheim, Norway, borge.moe@nina.no

Signe Christensen-Dalsgaard, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim, Norway, signe.dalsgaard@nina.no

Arne Follestad, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim, Norway, arne.follestad@nina.no

Sveinn Are Hanssen, Norwegian Institute for Nature Research, The Fram Centre, P.O. Box 6606 Langnes, NO-9296 Tromsø, Norway, sveinn.a.hanssen@nina.no

Geir Helge Rødli Systad, Norwegian Institute for Nature Research, Thormøhlens gate 55, 5006 NO-Bergen, Norway, geir.systad@nina.no

Svein-Håkon Lorentsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim, Norway, svein.lorentsen@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Sjøfugløkologi og utbredelse	10
1.2.1 Rødlistede arter	12
1.3 Effekter av vindkraft på sjøfugl	12
1.3.1 Dødelighet som følge av kollisjon	12
1.3.2 Endring og tap av habitat	13
1.3.3 Forstyrrelser	14
1.3.4 Barriereeffekter	14
1.4 Viktige områdefunksjoner til sjøfugl gjennom året	14
1.4.1 Strømsystemer i Nordsjøen	15
1.4.2 Hekkeområder	16
1.4.3 Svømmetrekk	16
1.4.4 Trekkruiter	17
1.4.5 Utbredelse utenom hekkesesongen	17
1.5 Konfliktpotensial mellom fugl og vindparker	17
1.5.1 Kumulative effekter	17
2 Materiale og metoder	19
2.1 Tekniske løsninger og områdebeskrivelser for utredningsområdet	19
2.1.1 Utredningsområde	21
2.1.2 Utvidet utredningsområde	21
2.2 Forekomst av sjøfugl	21
2.2.1 Innledning/bakgrunn	21
2.2.1.1 Sjøfugl langs kysten	21
2.2.1.2 Registreringer av høst- og vårtrekk	22
2.2.1.3 Sjøfugl i åpent hav	22
2.2.1.4 Bevegelsesmønstre for sjøfugl utenom hekketiden	23
2.3 Fra sårbarhet til konsekvens	25
2.3.1 Vurdering av sårbarhet	25
2.3.2 Vurdering av konsekvens, metode I	26
2.3.3 Vurdering av konsekvens, metode II	27
2.3.4 Endelig vurdering av konsekvens	28
3 Resultater	29
3.1 Hekkende sjøfugl	29
3.2 Høst- og vårtrekk	35
3.3 Fordeling av sjøfugl i åpent hav	36
3.3.1 Havhest	37
3.3.2 Havsule	38
3.3.3 Fiskemåke	39
3.3.4 Gråmåke	40
3.3.5 Svartbak	41
3.3.6 Krykkje	42
3.3.7 Alkekonge	43
3.3.8 Alke	44

3.3.9 Lomvi	45
3.3.10 Lunde	46
3.4 Bevegelsesmønstre for sjøfugl utenom hekketiden	47
3.4.1 Havhest	47
3.4.2 Krykkje	50
3.4.3 Alkekonge	53
3.4.4 Lomvi	56
3.4.5 Lunde	59
4 Vurdering av konsekvenser	62
4.1 Hekkende sjøfugl	62
4.2 Svømmetrekk	63
4.3 Høst- og vårtrekk	64
4.4 Sjøfugl i åpent hav	64
5 Konklusjoner og avbøtende tiltak	67
5.1 Avbøtende tiltak	67
6 Kunnskapshull og oppfølgende studier	69
7 Referanser	71
8 Vedlegg	76

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag av Equinor som planlegger en flytende vindpark, Hywind Tampen, i den nordlige delen av Nordsjøen. Vindparken skal forsyne oljefeltene Snorre og Gullfaks med elektrisitet, og gi stor reduksjon i CO₂-utslipp fra plattformene. Rapporten vurderer potensielle konsekvenser på sjøfugl og trekkende fugl, og er en del av konsekvensutredningen for tiltaket.

Vi takker SEATRACK og SEAPOP for hhv. sporingsdata utenfor hekkesesongen, forekomster av sjøfugl i åpent hav, samt bestandsdata fra de norske hekkekoloniene. Vi har satt inn en egen artsliste med norske, engelske og latinske navn på familier og arter (vedlegg 2).

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Ove Vold. Vi takker for godt samarbeid og god tilrettelegging av informasjon om planene for tiltaket. Fotografiene og illustrasjonen på forsiden kommer fra Signe Christensen-Dalsgaard (NINA) og Equinor. Vi takker også Per Fauchald (NINA) for kvalitetssikring og Roel May (NINA) for gode innspill angående avbøtende tiltak.

25. juni 2018, Børge Moe

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Equinor planlegger å bygge en flytende vindpark, Hywind Tampen, i den nordlige delen av Nordsjøen. Vindparken skal forsyne oljefeltene Snorre og Gullfaks med elektrisitet, og vil kunne gi en årlig reduksjon i CO₂-utslipp på 200 000 tonn. I den forbindelse skal det utarbeides en konsekvensutredning som skal beskrive hvordan utbyggingen vil påvirke miljø- og samfunnsinteresser, samt hvilke muligheter som finnes for å redusere eller unngå negative effekter og øke eventuelle positive effekter. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har hatt ansvaret for denne delutredningen, der mulige konsekvenser for sjøfugl utredes.

Rapporten omhandler fordeling og tetthet av sjøfuglforekomstene i det foreslåtte området til ulike tider på året. Dette blir vurdert i forhold til den eksisterende kunnskapen om konflikter mellom sjøfugl og vindparker. Det er tatt spesielt hensyn til de ulike artenes sårbarhet overfor vindparker av denne typen.

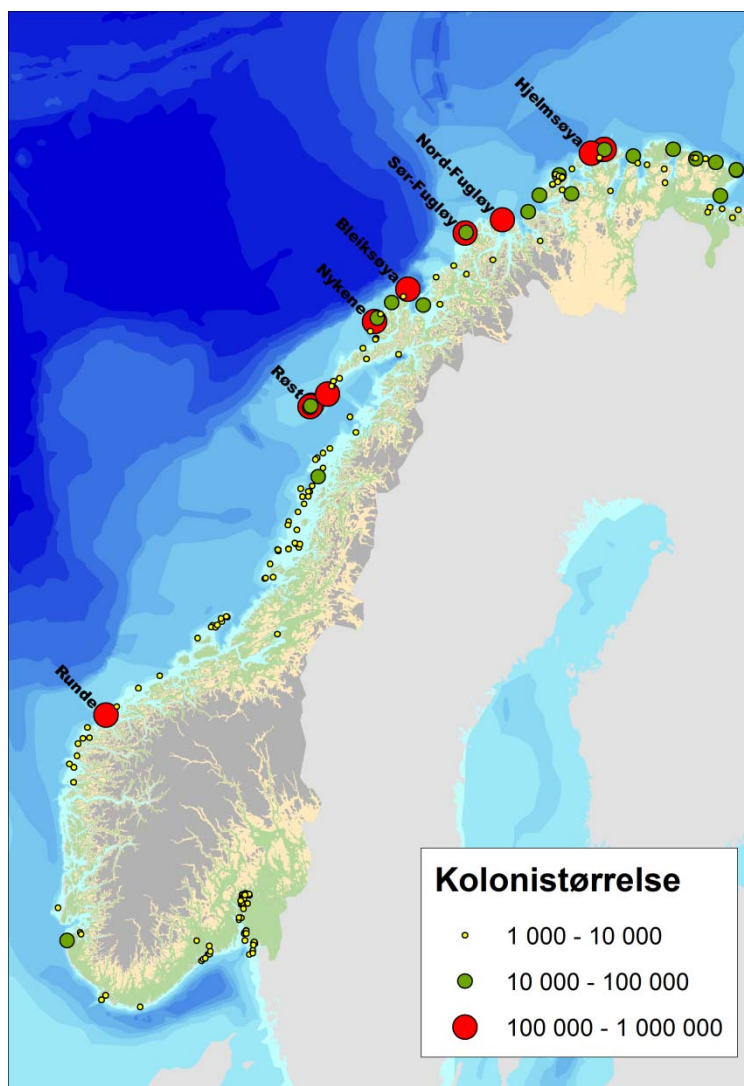
1.2 Sjøfugløkologi og utbredelse

De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på havet hvor de henter all sin næring. Andre arter er derimot avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under fjærfelling og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler). Tilknytningen til marine områder medfører at utbygging av vindparker vil kunne påvirke sjøfuglene som bruker områdene. Graden av påvirkning vil imidlertid avhenge av fordelingen av fugl i områdene, forekomst av byttedyr, fuglens adferd ved næringssøk og reaksjon på menneskelig aktivitet (Garthe & Hüppop 2004).

Sjøfuglene lever i et variabelt miljø, der tilgangen på næring ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Dette reflekteres i deres hekkestrategi. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. De mest typiske sjøfuglene blir først kjønnsmodne 5-10-år gamle og legger bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at vellykket hekking ikke kan forventes hvert år, men forutsetter at de voksne fuglene har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. En eller flere sesonger med mislykket hekking har isolert sett ikke nødvendigvis vesentlig betydning for bestandenes størrelse, mens faktorer som påvirker dødelighet eller fertilitet 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.

Hywind Tampen er planlagt i den nordlige delen av Nordsjøen. Dette området har flere funksjoner for sjøfugl. Det er flere bestander som overvintrer her, men utbredelsen vinterstid er trolig svært dynamisk og avhenger av temporære endringer i byttedyrenes utbredelse. Sjøfuglbestandene vår og høst består både av bestander som overvintrer i området og fugl på trekk til og fra hekkeområdene. Sjøfuglbestandene som finnes i Nordsjøen på sommerstid (hekkesesongen) er hovedsakelig representert av de hekkende bestandene, 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. Den planlagte plassering av Hywind Tampen gjør at det både kan være sjøfugl fra den norske og den britiske delen av Nordsjøen som kan bli påvirket.

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 (**Figur 1.1**).



Figur 1.1 Størrelsen på sjøfugl-kolonier i Norge. Kun en av koloniene med over 100 000 individer ligger sør for Polarsirkelen. De aller fleste koloniene over 10 000 par ligger nord for Vestfjorden (data fra NINA).

1.2.1 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). Dette er reflektert i den norske rødlista (Henriksen og Hilmo 2015, **tabell 1.1**).

Tabell 1.1. Rødliste for de mest typiske sjøfuglartene (Henriksen og Hilmo 2015). Vadefugl, gressender og gress er utelatt. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT).

Kritisk truet (CR)	Sterkt truet (EN)	Sårbar (VU)	Nær truet (NT)
lomvi	alke	lunde	Ærfugl
	polarlomvi	teist	Fiskemåke
	krykkje		Tyvjo
	makrellterne		Stormsvale
	havhest		

1.3 Effekter av vindkraft på sjøfugl

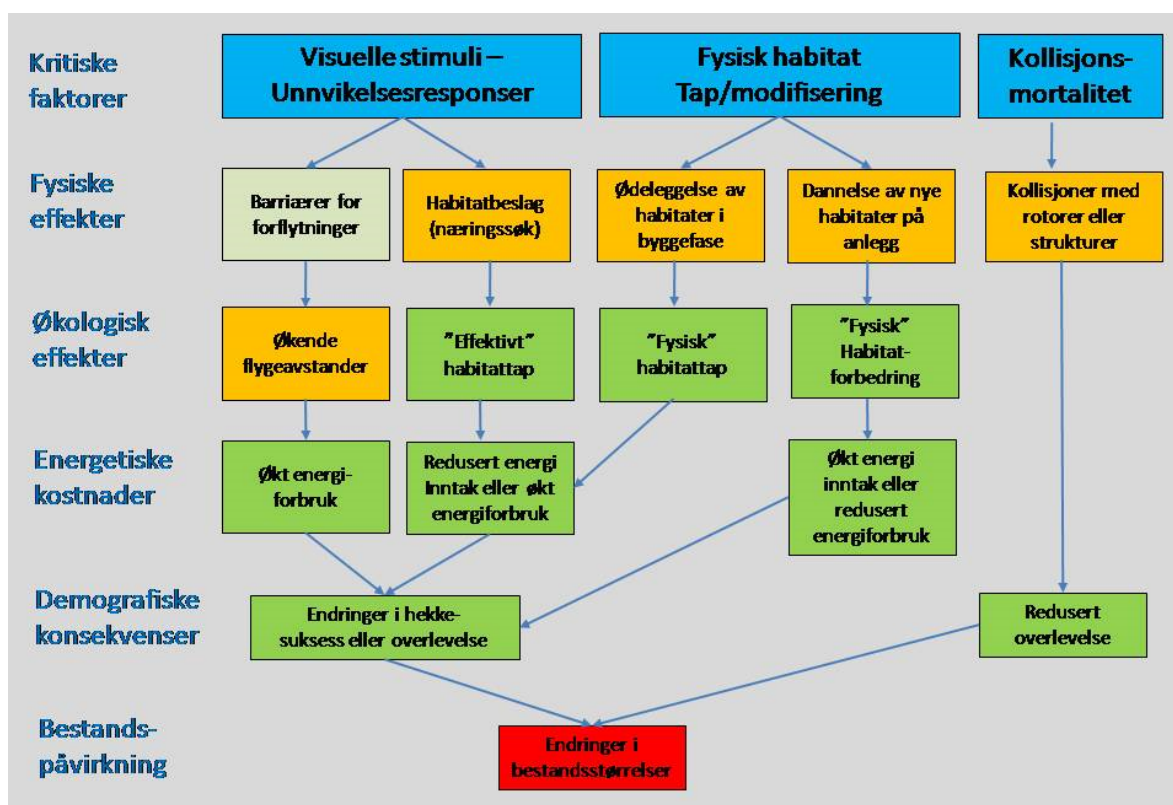
Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindparkeres virkning på fugl (e.g. Drewitt & Langston 2006, **Figur 1.2**):

1. dødelighet som følger av kollisjoner med vindturbiner (tårn og rotorblad)
2. unnvikelse pga. forstyrrelser, fra installasjoner i drift og fra tilknyttet aktivitet
3. habitattap, gjennom nedbygging, habitatforringelse og fragmentering
4. barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglenes energibehov

1.3.1 Dødelighet som følge av kollisjon

Direkte dødelighet som følge av kollisjon i vindparker kan skje enten ved at fuglene blir rammet av turbinenes rotorblad eller hvis de kolliderer med tårn eller andre konstruksjoner i tilknytning til vindparken. Risikoen for at det vil forekomme kollisjon av fugl i en vindpark avhenger av en rekke faktorer knyttet til de ulike artenes representasjon i området og bruk av området. Antall individer (tetthet), fuglenes atferd og værforhold er viktige (Drewitt & Langston 2006). Danske undersøkelser har f.eks. vist at fugler som beveger seg mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindparkene (Christensen & Hounisen 2005), hvilket øker kollisjonsrisikoen.

Det er kjent at lyskilder på offshore installasjoner som for eksempel oljeplattformer kan tiltrekke sjøfugler (Wiese et al. 2001). Lys på vindturbiner 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 fuglenes atferd (Casella Stanger 2002). I forhold til en mulig utbygging av Hywind Tampen, må det imidlertid tas med i betraktningene at olje- og gassinstallasjonen som vindparker bygges i tilknytning til, kan ha en tiltrekkende effekt på sjøfugl, noe som kan øke kollisjonsrisikoen.



Figur 1.2 Mulige påvirkninger av vindturbiner på fugl, med tilhørende konsekvensmekanismer og forventede effekter på enkeltindivider og på bestandsnivå. (etter Langston et al. 2006).

1.3.2 Endring og tap av habitat

Utbygging av vindparker til havs kan påvirke fordeling av fugler gjennom to mekanismer (Kaiser et al. 2006):

- De kan unngå områder med menneskeskapte strukturer 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 byttedyrarter (se også Schroeder 2007). Dette kan virke både positivt og negativt i forhold til aktuelle byttedyr for sjøfugl.

Det direkte arealtapet for sjøfugl er lite i forbindelse med offshore anlegg. Det vil kun dreie seg om små arealer rundt turbinene som ikke lenger blir attraktive som områder for næringssøk. Den motsatte effekten kan muligens også oppstå, dersom fundamentene kan fungere som refugier for fisk (Inger et al. 2009). Det faktiske arealtapet kan derimot bli betydelig større enn de små arealene rundt turbinene. Dette skjer når fugler velger å ikke bruke arealer mellom turbinene, men unnviker hele vindparken (se f.eks. Casella Stanger 2002, Christensen et al. 2003). Det er få kjente studier som dokumenterer hvilke arter som vil være spesielt sårbare for slike forstyrrelser, og det foreligger ennå ikke studier som dokumenterer effekter på bestandsnivå. Undersøkelser fra vindparkene Horns Rev og Nysted i Danmark (Christensen et al. 2003, Petersen et al. 2006) har vist at trekkende fugler i stor grad unngikk vindparker, men at det var artsspesifikke forskjeller. Studier viser også at effekten av vindparker på sjøfugl varierer mye, og er både arts- og område-spesifikke. Denne variasjonen kan skyldes faktorer som sesong og forskjeller i døgnrytme, plasseringen av vindparken i forhold til viktige sjøfuglhabitat, tilgang på alternative habitater, samt utforming av turbiner og anlegg (Drewitt & Langston 2006). Resultater

fra undersøkelser fra en vindpark i et gitt område har derfor ikke direkte overføringsverdi til andre områder, men må alltid vurderes i relasjon til de lokale forholdene.

1.3.3 Forstyrrelser

Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl (se oppsummering i Follestad 2015 og Follestad et al. 2017). I utbyggingsperioden av en kystnær eller offshore vindpark vil det være stor aktivitet i området med mange båter, og kanskje med helikopter som skal løfte utstyr når det skal monteres. Dette kan skremme fugler vekk fra området, men det antas at denne effekten er temporær. Anleggene vil imidlertid nødvendigvis generere skipstrafikk også i driftsfasen. Konfliktpotensialet knyttet til båttrafikk relatert til vindparker må sees i sammenheng med annen mulig trafikk i nærheten, der den samlede forstyrrelseffekten kan være avgjørende for fuglenes fremtidige bruk av området. Båttrafikk til og fra en vindpark vil ha et annet mønster enn annen skipstrafikk langs kysten eller på tvers av Nordsjøen.

En studie i Tyskland viste at flere arter hadde en generell unnvikelse av områder med tett skipstrafikk (Schwemmer et al. 2011). Ettersom dette var fiskespisende arter som dermed ikke er avhengige av spesielle bunnforhold, ble deres forekomst antatt å reflektere soner hvor konflikter i forhold til skipstrafikk ville være mest intense. Resultatene viste også at noen arter i liten grad evnet å venne seg til skipstrafikken, på samme måte som de syntes å venne seg til offshore vindturbiner (se ref. i Garthe & Hüppop 2004). Dette kan få uheldige konsekvenser for disse artene og andre arter som denne studien ikke omfattet, dersom forstyrrelsene medfører midlertidige tap av viktige beiteområder og mindre tid til å lete etter næring (Schwemmer et al. 2011).

Merkel et al. (2009) påviste effekter av gjentatte forstyrrelser for ærfugl. Når forstyrrelsene gjentok seg med relativ kort avstand fra og kort tid etter forrige forstyrrelse (<1 time, <1 km) så det ut til å være en kumulativ effekt på tiden brukt på næringssøk, som nærmet seg null når de ble forstyrret tre ganger i løpet av en time. Så hyppige forstyrrelser kan ikke forventes i driftsfasen av en vindpark, men vi vet på den annen side ikke hvor sårbare noen av alkefuglene, som f.eks. alkekonge, er overfor båttrafikk. Erfaringer fra takseringer av sjøfugl i åpent hav viser at alkekongen mer enn andre arter kan lette på relativ lang avstand fra båten.

1.3.4 Barriereeffekter

En vindpark kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktreningen, slik at fuglene velger å fly eller svømme utenom anlegget, eller ikke passere i det hele tatt (Fox et al. 2006). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk. Barriereeffekter kan forekomme hvis vindparken er plassert slik at trekkende fugler må avvike fra trekktruten for å unngå anlegget (Hüppop et al. 2006) eller hvis det er plassert slik at det ligger mellom næringsområder (beiteområder) og hekkekolonier eller rasteområder (Drewitt & Langston 2006). For langdistansetrekke 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 hekkekolonier på land), kan effektene bli betydelig (Fox et al. 2006, Speakman et al. 2009, men se også Masden et al. 2010). Fordi sjøfugler har ulike beitestrategier, vil effektene av en barriere i hekkesesongen være artsspesifikk (Masden et al. 2010).

1.4 Viktige områdefunksjoner til sjøfugl gjennom året.

Konfliktpotensialet mellom vindparker og sjøfugl avhenger av anleggets plassering og størrelse. Hvilke sjøfuglarter som er mest sårbare for en eventuell utbygging, avhenger også av nærhet til kysten. 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 1.2**). 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 vindparker.

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 1.2**).

Tabell 1.2. De viktigste sjøfuglartene og arter med periodevis tilsvarende adferd, inndelt i økologiske grupper i henhold til deres næringssøksadferd i hekketiden (etter Anker-Nilssen 1994 og Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl		Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Våtmarks-tilknyttede arter
		Fiskespisende	Bentisk beitende		
Lomvi	Havhest	Smålom	Ærfugl	Hettemåke	Knoppsvane
Alke	Havsvale	Storlom	Praktærfugl	Fiskemåke	Sangsvane
Alkekonge	Stormsvale	Islom	Havelle	Sildemåke ²	Grågås
Lunde	Havsule	Horndykker	Svartand	Gråmåke	Kortnebbgås
	Storjo ¹	Gråstrupedykker	Sjørre	Svartbak	Hvitkinngås
	Tyvjo ¹	Storskarv	Toppand	Makrellterne ²	Gravand
	Krykkje	Toppskarv	Bergand	Rødnebbterne ²	Stokkand
		Laksand	Kvinand		
		Siland			
		Teist			

1) Bare delvis pelagisk, beiter også regelmessig kystnært

2) Kan periodevis beite pelagisk

Siden Hywind Tampen er planlagt midt i den nordlige delen av Nordsjøen og dermed over 100 km både fra det norske fastlandet og fra Shetland, vil det trolig primært være de pelagiske beitende sjøfuglartene som vil bli påvirket. I tillegg kan trekkende arter også passere området.

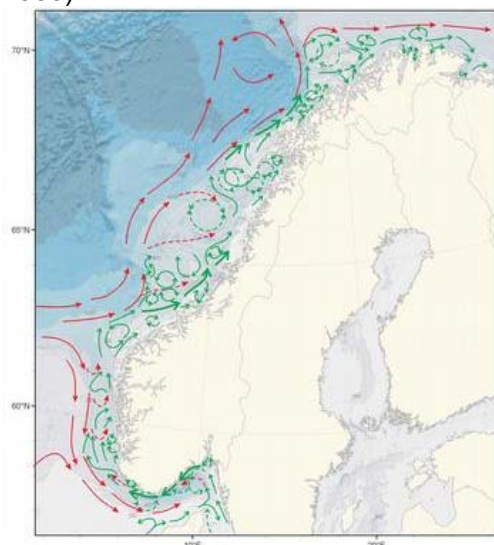
Sjøfuglers utbredelse er dynamisk og varierer gjennom året. Et område kan derfor ha flere funksjoner gjennom året og dermed meget varierende sårbarhet. Nedenfor er noen av de viktigste områdefunksjoner for sjøfugl skissert, disse vil også bli behandlet separat i analysen.

1.4.1 Strømsystemer i Nordsjøen

Det er to viktige vannmasser langs Norskekysten, det varme og salte atlantehavsvannet og den kalde og mindre salte Kyststrømmen. Den norske Kyststrømmen har sitt opphav i Skagerrak, følger hele norskekysten nordover og inn i Barentshavet. Den lave saltholdigheten har sitt opphav i utstrømning fra Østersjøen og ferskvannsavrenning fra land. Dette vannet blandes med Nordsjøvann og atlantisk vann, som ligger utenfor og under kyststrømmen, og driver nordover langs norskekysten som en kile-formet strøm med relativt lav saltholdighet. Saltholdigheten til Kyststrømmen øker gradvis etter hvert som mer og mer atlantehavsvann blandes inn (Sætre et al. 1979).

Atlantehavsvannet beveger seg saktere enn kyststrømmen, som i snitt beveger seg mellom 15 og 40 cm/sek. Høyeste hastighet er normalt i overflatelaget, der nordlige vinder kan reversere strømmen, fulgt av en rask bevegelse nordover. Slike høye hastigheter opptrer oftest et stykke fra land, som langs kanten av kontinentalsokkelen (Sætre et al. 1979). De to vannmassene møtes i et frontsystem, som går langs hele norskekysten (**Figur 1.3**). Fronten kan beskrives ved store horisontale gradienter i temperatur, saltholdighet og tetthet. Biologiske egenskaper ved slike fronter gjennom deres komplekse sirkulasjonsmønster, er bl.a. økt produksjon og

akkumulering av plankton, som dyr høyere opp i næringskjeden kan dra nytte av (Le Fevre 1986).



Figur 1.3. Forhold mellom den norske kyststrømmen (grønne piler) og strømmer med atlantisk vann (kilde: Havforskningsinstituttet).

Effekten av slike frontsystemer på fordelingen av sjøfugl er beskrevet av bl.a. Brown et al. 1975, Haney & McGillivray 1985, Kinder et al. 1983). Sjøfugler som ofte er assosiert med slike fronter, er gjerne planktonspisere som svømmesnipen, petreller og alkekonge (Briggs et al. 1984; Haney & McGillivray 1985), se også **kap. 4.3**. Alkekongen er den eneste atlantiske alkefuglen som primært spiser plankton, selv om også små fisk kan være viktige vinterstid (Blake 1983; Bradstreet & Brown 1985).

1.4.2 Hekkeområder

I hekkesesongen er sjøfugler knyttet til hekkeområdene. De hekker gjerne i kolonier og beiter ved kysten og i havområdene i tilknytning til disse. Sjøfuglunger trenger en viss mengde mat hver dag for å vokse tilstrekkelig til at de kan forlate hekkeplassene i en kondisjon som maksimiserer sannsynligheten for å overleve. De energetiske kostnadene ved flyging og tilgjengeligheten av næring i nærheten av koloniene bestemmer hvor langt voksenfuglene kan (og må) fly for å fore opp ungene. Hvis den foretrukne næringen er langt unna bruker voksenfuglene mye tid og energi for å hente den, noe som kan føre til redusert ungevekst, større ungedødelighet og lavere hekkesuksess (Houston et al. 1996, Davoren & Montevecchi 2003). Dette betyr med andre ord at de i denne perioden ikke har samme muligheter til å utnytte andre områder eller flytte på seg hvis de blir forstyrret, uten at det går ut over deres hekkesuksess. De pelagisk dykkende og overflatebeitende artene (jf. **Tabell 1.2**) kan fly svært langt etter mat og benytte seg av havområder flere hundre kilometer fra koloniene (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, Anker-Nilssen & Aarvak 2009, Christensen-Dalsgaard et al. 2018). Kystnære, overflatebeitende arter har imidlertid en mer begrenset aksjonsradius. For pelagisk beitende sjøfugler vil en vindpark plassert mellom kolonien og de viktigste beiteområdene fungere som en barriere. Dette vil øke voksenfuglenes energiforbruk dersom de velger å fly utenom eller ikke passere den i det hele tatt.

1.4.3 Svømmetrekk

Noen sjøfuglarter foretar det som kalles svømmetrekk. 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 en vindpark har en barriereeffekt for disse fuglene, kan det sannsynligvis ha store konsekvenser hvis adgangen til områder med gode næringsforhold blokkeres. Det samme kan skje dersom de prøver å svømme rundt anlegget og dermed må passere områder med dårlig næringstilgang.

Hos havsula blir ungene så tunge på slutten av reirtiden, at de ikke kan fly. Da hopper de ut av reiret, seiler vekk fra kolonien og lander på sjøen. Ungene svømmer og blir på sjøen til de har lært seg å fiske og fly. Det er svært lite som er kjent om dette svømmetrekket, hvor fort det går og hvor langt ut fra land de svømmer. For havsula kan man trolig forvente de samme barriereeffektene som for lomvi og alke, dersom de fortsatt svømmer sørover når og hvis de passerer utredningsområdet.

1.4.4 Trekkruiter

Trekkende fuglers sårbarhet for vindpark er knyttet både 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. Det er en rekke arter som trekker gjennom norske havområder, i hovedsak fra overvintringsområder i Storbritannia, Sentral-Europa eller Afrika til hekkeområder i Skandinavia, Svalbard og andre områder i Arktis. For de fleste artene mangler man detaljert kunnskap om trekkets forløp både i tid og rom. Denne type kunnskap er nødvendig for å gi presise vurderinger av bl.a. kollisjonsrisiko, mulige barriereeffekter og endring av habitatet i forbindelse med utbygging av offshore vindparker. 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).

Trekkrutene er grovt sett kjent for flere arter, men selv for de best studerte artene er en rekke sider ved trekket dårlig kartlagt.

1.4.5 Utbredelse utenom hekkesesongen

Utenom hekkesesongen er utbredelsen av sjøfugl primært styrt av tilgangen på egnede beiteområder. De kystbundne artene (**Tabell 1.2**) overvintrer i forholdsvis næringsrike områder langs fastlandskysten, gjerne i nærheten av hekkeplassene. 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 vindparker vil kunne påvirke fuglene. Generelt er imidlertid næringsrike beiteområder i vinterhalvåret gjerne knyttet til såkalte oppstrømsområder. Dette er områder med virvler og andre områder som har en naturlig høy produksjon av planktoniske organismer som er viktige for de fiskeslagene sjøfuglene beiter på.

1.5 Konfliktpotensial mellom fugl og vindparker

Hvordan de ulike sjøfuglartene blir påvirket ved en utbygging av en vindpark, avhenger av i hvor høy grad de unngår området hvor vindparken er bygget (makro-unnnvikelse), samt deres evne til å unngå de individuelle vindturbinene når de først er inne i området (mikro-unnnvikelse). Arter som har høy makro-unnnvikelse vil ofte ha liten kollisjonsrisiko fordi de ikke beveger seg inn i området. Disse artene vil følgelig være mer påvirket gjennom unnnvikelsesresponser og tap av habitat. I motsetning til dette vil arter med lav makro-unnnvikelse ha en høyere kollisjonsrisiko, men vil være mindre påvirket gjennom unnnvikelsesrespons.

Flere internasjonale studier beregner de ulike sjøfuglartenes antatte sårbarhet for vindparker ved hjelp av sensitivitetsindekser (e.g. Garthe & Hüppop 2004; Furness et al. 2013). Disse indeksene baserer seg på kunnskap om de forskjellige sjøfuglartenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende og nattlig flygeaktivitet, fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (i forbindelse med anleggsvirksomhet), hvor stor fleksibilitet de har i habitatbruk, samt artenes rødlistestatus. Disse beregningene har vist at det tilsynelatende er måkefugler, havsule og joer som er mest sårbare for kollisjon, fordi de ikke unngår vindparker og flyr i en høyde som gjør dem utsatt for kollisjon (Furness et al. 2013). Dykkere og marine dykkender er de viktigste gruppene som unngår områder med vindparker og de kan dermed være sårbare for tap av habitat (Furness et al. 2013).

1.5.1 Kumulative effekter

Det vil være stor forskjell på konsekvenser av noen få turbiner eller en liten vindpark, sammenliknet med et anlegg med flere hundre eller tusen vindturbiner. I tillegg vil

konsekvensene avhenge av graden av utbygging. Ved en omfattende utbygging av vindparker 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 vindparker nær kysten.

Det er mulig at det kan være en kumulativ effekt av at sjøfugl må forholde seg til både turbinene og de nærliggende oljefeltene. På avstand kan fra en gitt retning alle installasjonene samlet gi inntrykk av en vegg som det kan være nødvendig å fly rundt.

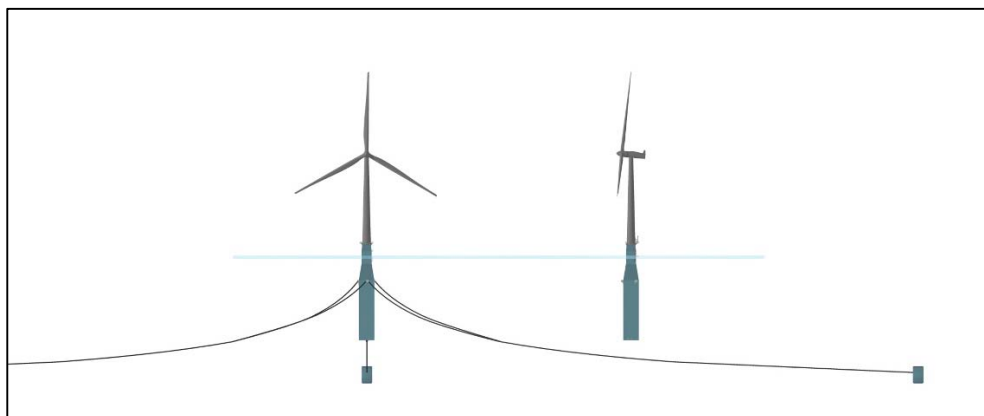
Sjøfugler er utsatt for ulike trusler og påvirkningsfaktorer. Klimaendringer og næringsmangel er blant de viktigste faktorene bak nedgang i mange norske sjøfuglbestander (Fauchald et al. 2015a). Miljøgifter, plast og bifangst er andre faktorer. For bestander som sliter og som har negative bestandstrender, kan forstyrrelser fra en vindpark gi store konsekvenser selv om den isolerte forstyrrelsen er liten.

2 Materiale og metoder

2.1 Tekniske løsninger og områdebeskrivelser for utredningsområdet

Hywind Tampen er en flytende vindpark som planlegges i den nordlige delen av Nordsjøen mellom feltene Snorre og Gullfaks og omtrent 140 km fra land (**Figur 2.1**, **Figur 2.2**). Det planlegges at vindparken skal ha en årlig produksjon på omtrent 384 GWh. Den skal forsynes Snorre og Gullfaks med elektrisitet. Gassforbruket reduseres da på plattformene, og det vil kunne gi en antatt årlig utslippsreduksjon på 200 000 tonn CO₂.

Nøkkeltallene for Hywind Tampen og turbinene er gitt i **Tabell 2.1**. Avstanden mellom vannflaten og rotorspiss er 22 m og rotorhøyden er ca. 190 m. De 11 turbinene er planlagt med omtrent 1.5 km avstand og dekker et areal på 9 km².



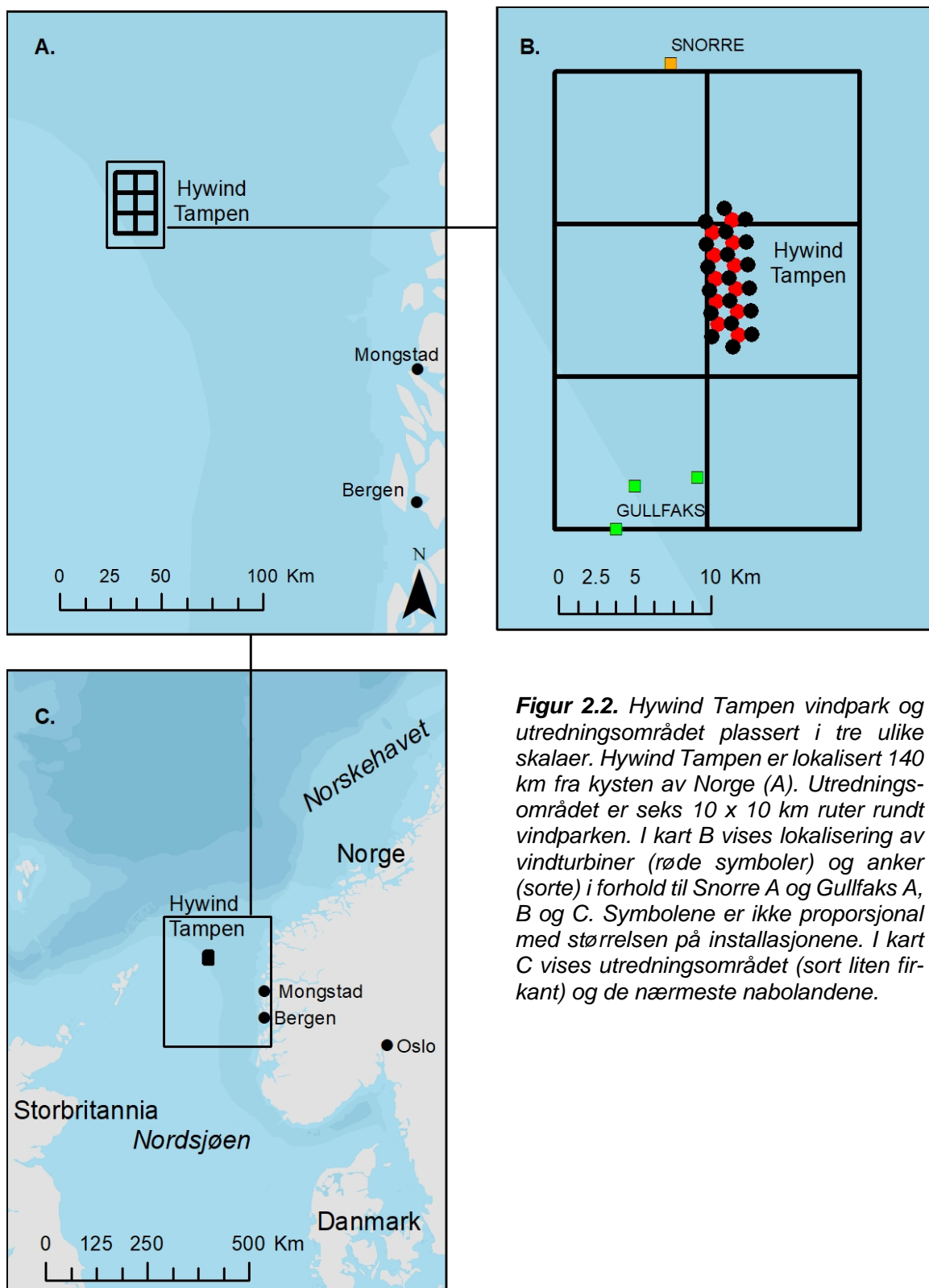
Figur 2.1. Enkel illustrasjon fra Equinor over konstruksjonen til turbinene. De flyter i vannet og har understrukturer i betong som stikker 90-100 m ned i havdypet. Turbinene er festet til tre ankerlinjer som strekker seg omtrent 900 m horisontalt fra turbinen til sugeanker på havbunnen. I tillegg går det elektriske kabler under vann mellom turbinene og til Gullfaks og Snorre.

Tabell 2.1. Nøkkeltall for Hywind Tampen vindpark.

Antatt samlet kapasitet	88 MW	Antall turbiner	11
Antatt årlig produksjon	384 GWh	Turbinhøyde over havet	105 m
Areal vindpark ved havoverflate	9 km ²	Rotor diameter	167 m
Areal anker på havbunn	22.5 km ²	Avstand mellom vannflate og rotorspiss	22 m
Havdybde	260-300 m	Antall anker*	19-33
Minste avstand til kyst	140 km	Avstand mellom turbiner	1.5 km

*avhengig av løsning med delt anker

Vindparken skal driftes og betjenes ved bruk av supplybåter og hurtiggående båter som kjører mellom base på fastlandet og Hywind Tampen. Helikopter kan også benyttes sammen med båter. Trafikken til Hywind Tampen vil bli liten sammenlignet med den eksisterende trafikken til feltene i området. Foreløpig planlegges det to faste turer per år med 1-2 ukers varighet. I tillegg påregnes det vedlikeholdsturer etter behov. Sammenstilling av turbinene vil skje i Bergensområdet, antageligvis ved Mongstad, og turbinene vil slepes derfra ut til Hywind Tampen (**Figur 2.2**). Anleggsarbeidene på feltet, med installasjon av sugeankere, forankringslinjer og kabler, samt oppkobling av vindturbinene, forventes å strekke seg over 4-5 måneder på vår- og sommerhalvåret.



Figur 2.2. Hywind Tampen vindpark og utredningsområdet plassert i tre ulike skalaer. Hywind Tampen er lokalisert 140 km fra kysten av Norge (A). Utredningsområdet er seks 10 x 10 km ruter rundt vindparken. I kart B vises lokalisering av vindturbiner (røde symboler) og anker (sorte) i forhold til Snorre A og Gullfaks A, B og C. Symbolene er ikke proporsjonal med størrelsen på installasjonene. I kart C vises utredningsområdet (sort liten firkant) og de nærmeste nabolandene.

2.1.1 Utredningsområde

Tellinger av sjøfugl i åpent-hav estimerer sannsynlig antall fugl i 10 x 10 km ruter. Det er vanlig å benytte en 10 km buffer-sone rundt et planområde som utredningsområde (Lorentsen et al. 2012). Vi har tilpasset denne buffersonen til dette rutenettet, og den mest hensiktsmessige buffersone er gitt av seks ruter i **Figur 2.2**. Alternativet er å benytte alle ruter som overlapper med en 10 km radius rundt yttergrensene til vindparken. Det vil gi langt flere ruter, og arealet for utredningsområdet blir dermed urealistisk stort.

2.1.2 Utvidet utredningsområde

Når det gjelder bevegelsesmønster for sjøfugl utenfor hekketiden basert på sporingsdata fra SEATRACK (<http://www.seapop.no/en/seatrack/>), har vi brukt en vesentlig større buffer (100 km) som er tilpasset presisjonen på posisjonene fra sporingsenhetene (heretter kalt utvidet utredningsområde). Vi benytter sporingsdataene til å angi hvilke bestander som kan befinne seg i det utvidede utredningsområdet, når de er der samt andelen av posisjoner for hver bestand innenfor det utvidede utredningsområdet. Disse dataene benyttes ikke til å beregne antall fugl eller bestandsstørrelser. Se **kapittel 2.2.1.4** for visualisering av det utvidede utredningsområdet og for detaljer om metodikk.

2.2 Forekomst av sjøfugl

2.2.1 Innledning/bakgrunn

God kunnskap om forekomst av sjøfugl til ulike årstider er viktig for å kunne forutsi eventuelle kort- og langsiktige effekter av etablering, drift og avvikling av Hywind Tampen. I dette kapitlet beskriver vi datagrunnlag og metodikk for å estimere forekomstene av hekkende- mytende og overvintrende sjøfugl i utredningsområdet og det omkringliggende havområdet.

2.2.1.1 Sjøfugl langs kysten

Datasettene som er brukt i analysene, baserer seg alle på de grunnlagsdatasettene for utbredelse av sjøfugl i kystsonen, samt på etablerte tabeller for bestandsstørrelse fra SEAPOPOP (www.seapop.no).

Hekkende sjøfugl er registrert som punktdata i kolonier. Disse fuglene bruker imidlertid et større eller mindre område rundt kolonien til næringssøk. Forskjellige arter og økologiske grupper bruker områder av forskjellig størrelse rundt koloniene – dvs. aksjonsradiusen varierer. 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 et 100-talls kilometer, slik at store områder rundt koloniene må regnes som viktige i forhold til å kunne vurdere mulig konflikt med vindparker. Tettheten av fugler i områdene lengst fra kolonien er i gjennomsnitt minst, men sjøfuglene beiter gjerne mer eller mindre samlet, slik at der det er tilgjengelig næring man tidvis finne store konsentrasjoner av pelagisk, beitende arter også langt fra koloniene i hekketiden.

Arealet som benyttes til næringssøk rundt en hekkekoloni er sjøfuglenes funksjonsområde i hekketiden. For å inkludere funksjonsområder tegner vi en buffer rundt kolonien som er inndelt i tre soner. Størrelsen på buffersonene varierer etter artsgruppe. De kystbundne dykkende artene har små, mens kystbundne overflatebeitende har middels og pelagisk beitende arter har store buffersoner (**Tabell 2.2**). I disse tre sonene er fordelingen av fugl utregnet som funksjon av størrelsen på kolonien (antall hekkende fugl), 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 (Systad et al. 2018).

Denne måten å angi funksjonsområder og beregne forekomster av sjøfugl rundt kolonien i hekketiden er en standardisert og forenklet metode. Det kreves omfattende studier med bruk av

sporingsenheter med høy presisjon (f.eks. GPS-loggere) for å angi dette på en mer realistisk måte for de aktuelle hekkebestandene.

Tabell 2.2. Oversikt over størrelsen (radius, km) på funksjonsområdene for de forskjellige gruppene av sjøfugl i hekketiden, oppgitt i kilometer. Pelagisk beitende arter omfatter både overflatebeitende og dykkende arter (tabell fra Systad et al. 2018)

	Kystbundne dykkende	Kystbundne overflatebeitende	Pelagisk beitende
Sone 1	5	20	33
Sone 2	10	40	66
Sone 3	15	60	99

2.2.1.2 Registreringer av høst- og vårtrekk

Hver vår og høst går det et omfattende trekk av mange arter langs kysten til og fra kontinentet, som krysser Nordsjøen enten via Danmark over til Sør-Norge eller ved å krysse Nordsjøen til og fra de britiske øyer. Tradisjonelt har man brukt ringmerking som verktøy for å kartlegge hvor fuglene oppholder seg til ulike tider av året. Dette er et rimelig og godt verktøy, men det er en rekke feilkilder knyttet til bruk av data fra funn av ringmerkede fugler. Den viktigste feilkilden er at det naturlig nok er størst sannsynlighet for å få gjenfunn av ringmerkede fugler fra områder der det bor flest mennesker. Ringmerkingsfunn representerer derfor ikke nødvendigvis de viktigste områdene gjennom året for de forskjellige artene. Et annet problem med ringmerking er at man kun får data fra merkested og gjenfunnsted, og sjeldent data fra trekkveiene som av og til går over åpent hav. Siden starten på norsk ringmerking i 1914 er det satt ring på ca. 9 millioner fugl (Ringmerkingssentralen Stavanger museum). Bakken et al. (2003 og 2006) gir en god oversikt over ringmerking som vitenskapelig metode og presenterer resultatene fra ringmerkingen av alle norske fuglearter.

Til bruk i vitenskapelig sammenheng erstattes ringmerking ofte med bruk av lysloggere (se 2.2.1.4) og satellittsendere (f.eks. Fiedler 2009). Disse metodene skiller seg først og fremst ved oppløsningen på datapunktene (lysloggere ± 185 km, satellittsendere ± 150 m, Phillips et al. 2004, ARGOS 1989), pris (lysloggere ca. 1500 kr pr stk, satellittsendere ca. 10 – 20 000 kr pr stk) og det at lysloggerne må samles inn for å hente ut data mens satellittsendere sender data ved jevne mellomrom via satellitter.

2.2.1.3 Sjøfugl i åpent hav

Tellinger av sjøfugl i åpent hav foregår i transekter etter internasjonalt standardisert metodikk (Tasker et al. 1984). Observatøren står som regel på brua, gjerne 8-10 m over havoverflaten. Mens skipet går framover med konstant hastighet telles alle sjøfugler innenfor en definert sektor med radius på 300 meter som er avgrenset av en 90-graders vinkel mellom rett forut, og ut til den ene siden av båten. Sjøfuglene bestemmes til art eller familie, og adferden til fuglen noteres (hvorvidt den ble observert flygende eller på vannet). Observasjonene foregår utelukkende under gode observasjonsforhold. Det vil si at observasjonsforholdene må være slik at fugl med stor sannsynlighet vil oppdages innenfor 300-meterstransektet. Noen arter følger aktivt fartøyet (skipsfølgere), og vil derfor bli overestimert med transektmetoden. I våre farvann gjelder dette alle måkeartene og havhest. I en del tilfeller blir disse artene registrert som punkttellinger innenfor sektoren ved jevne mellomrom. Punkttelling og stripetelling gir ulike tetthetsestimater, og i analysene skilles disse metodene fra hverandre ved å inkludere ulik metodikk som en faktor (f.eks. Fauchald 2012).

Sjøfugldataene for åpent hav i Nordsjøen er hentet fra den europeiske databasen ESAS (European Seabirds At Sea) og fra sjøfugldatabasene til Norsk Polarinstitutt og NINA. Fra 2005 er overvåking og kartlegging av sjøfugl koordinert gjennom programmet SEAPOP

(www.seapop.no), og dataene er samlet i en felles database der. I tråd med denne nye satsningen, er datagrunnlag og kunnskapsstatus for Nordsjøen betydelig forbedret de siste årene. Denne informasjonen er brukt til å beregne forventet forekomst av sjøfugl i området. De estimerte tetthetene av sjøfugl i Nordsjøen er basert på sjøfugltellinger fra båttoktene gjennomført i perioden 1981-2006. Tellingene utført er av varierende lengde, dekningsgrad og årstid. Dette råmateriale er så behandlet statistisk for å estimere sannsynlig antall av de forskjellige sjøfuglene oppgitt i 10x10 km ruter. I tillegg til estimert antall fugl i hver rute er også standardfeil og 95% konfidensintervall estimert. For flere detaljer om disse metodene vises det til SEAPOPS hjemmeside (<http://www.seapop.no/no/metoder/kartlegging-hav/dataanalyse.html>).

Sjøfuglenes utbredelse forandrer seg gjennom året. Det er derfor nødvendig å analysere ulike sesonger separat. Inndeling i sesonger ble gjort med utgangspunkt i når på året sjøfuglene generelt er tilknyttet hekkeplassen (sommer: 1. april - 31. juli), og når man regner med at fuglene er knyttet til overvintringsområdene (vår: 1 november - 31 mars). Høst er perioden mellom 1. august og 31. oktober. Dette vil for en del arter representere en periode med fjærfelling og migrasjon.

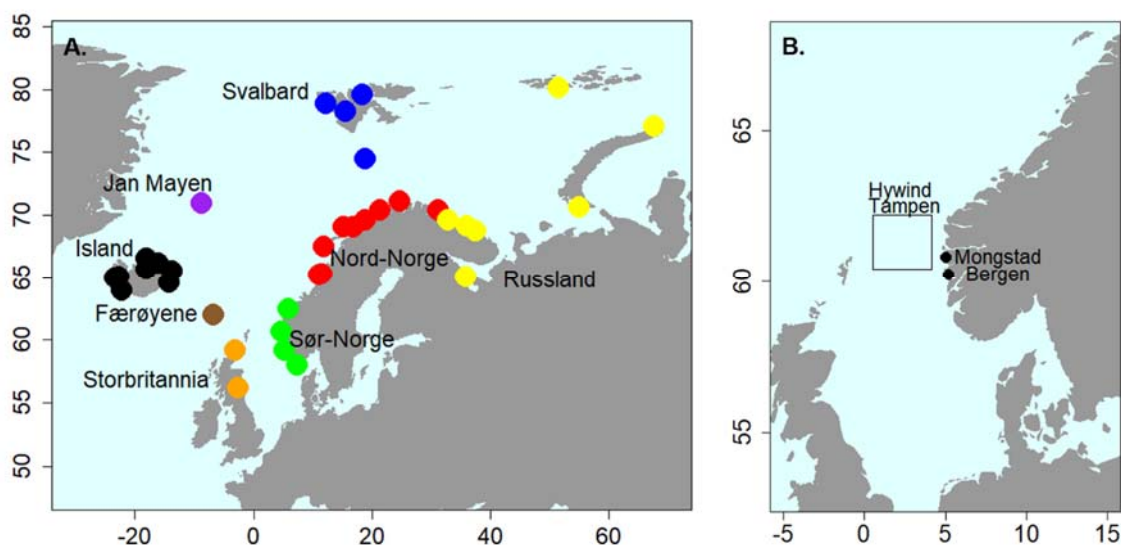
For å estimere det totale antallet av sjøfugl i utredningsområdet (**Figur 2.2**), ble antallet av sjøfugl i de 6 ruter som utgjør utredningsområdet summert. Dette ble gjort for artene: havhest, havsule, fiskemåke, gråmåke, svartbak, krykkje, alkekonge, alke, lomvi og lunde.

2.2.1.4 Bevegelsesmønstre for sjøfugl utenom hekketiden

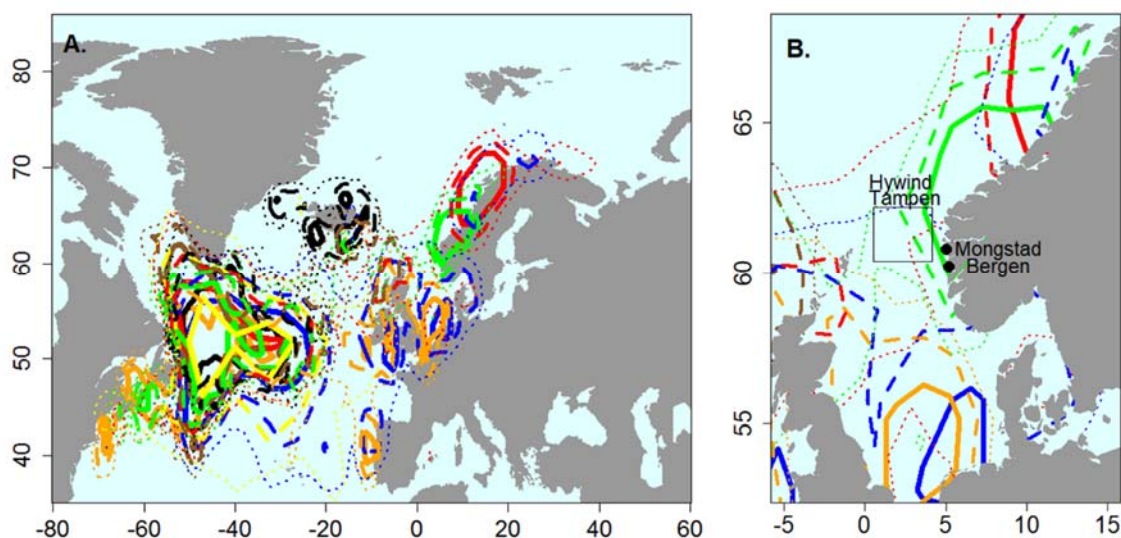
Denne rapporten inkluderer data på sjøfugls bevegelsesmønster utenfor hekketiden. Disse dataene kommer fra SEATRACK som er et internasjonalt program som sporer sjøfugl fra kolonier rundt de norske havområdene Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Sjøfuglene spores med lysloggere. De måler og lagrer lysintensitet, og ved angivelse av tidspunkt for soloppgang og solnedgang kan man beregne breddegrad fra daglengde og lengdegrad fra tidspunkt for midnatt eller middag (Wilson et al. 1992). Lysloggere anvendes i mange studier fordi de er små (1-3 gram) og har relativt lang batterikapasitet (1-5 år), og de har bidratt til å revolusjonere kunnskapen om sjøfuglers migrasjon og bruk av leveområder utenfor hekketiden (f.eks. Egevang et al. 2010, Frederiksen et al. 2012). I SEATRACK spores 11 arter med lysloggere fra kolonier i Norge (inkludert Svalbard og Jan Mayen), Russland, Island, Færøyene og Storbritannia. SEATRACK er stor-skala kartlegging av sjøfuglers bevegelser, fordi 1) det er inkludert 36 kolonier som dekker store deler av artenes hekkeutbredelse rundt de aktuelle havområdene (**Figur 2.3**), 2) sporingen har pågått over flere år (2014-2017), og 3) fordi lysloggerne har lav presisjon og er best egnet for å se på bevegelser på stor geografisk skala.

Vi har delt inn i 8 geografiske regioner og knyttet koloniene til disse. I denne rapporten lar vi disse regionene definere bestandene som fuglene tilhører; Sør-Norge, Nord-Norge, Russland, Svalbard, Jan Mayen, Island, Færøyene og Storbritannia (**Figur 2.3**). I denne rapporten bruker vi dataene fra SEATRACK til å identifisere hvilke bestander som sannsynlig vil være i nærheten av Hywind Tampen. Siden lysloggere har lav presisjon, med snittfeil på ca. 200 km (Phillips et al. 2004), velger vi å benytte et utvidet utredningsområde med en buffer på 100 km rundt Hywind Tampen (**Figur 2.3**). Vi gjør kernelanalyser på posisjonsdataene fra hver bestand innen hver sesong (høst, vinter og vår). Vi beregner såkalte kernelkonturer på 50, 75 og 90%. Overlapp mellom disse og det utvidede utredningsområdet, angir at det er sannsynlig at fugler fra denne bestanden er i nærheten av Hywind Tampen for den sesongen som er angitt. Kernelkonturene angir relative tettheter til posisjonene. Arealet innenfor 50% konturene angir arealet med de 50% høyeste tetthetene, og tilsvarer omtrent det arealet hvor 50% av posisjonene vil forekomme. Videre angir 75 og 90% konturene arealene med hhv. de 75 og 90% høyeste tetthetene. Tetthetene er størst innenfor 50% konturen, og gradvis lavere i feltene mellom 50-75% og 75-90% konturene. Utenfor 90% konturen finnes de aller laveste tetthetene, og dette feltet har ingen avgrensing til det arealet hvor det ikke er registrert posisjoner. De relative tetthetene sier ikke noe om de absolutte tetthetene til posisjonene, da det avhenger av arealet til kernelkonturene. Arealet er lavt hvis posisjonene er konsentrert i samme område, mens arealet er større hvis

posisjonene er mer spredt utover. Disse relative tetthetene sier heller ingen ting om antallet sjøfugl eller bestandsstørrelser ute til havs. Slik informasjon vil bli tilgjengelig på et senere tidspunkt, som en ny karttjeneste fra SEATRACK. Vi angir kun den antatte størrelser på selve hekkebestandene.



Figur 2.3. SEATRACK er kilden til dataene på sjøfuglers bevegelsesmønster utenfor hekkesesongen. Kartet til venstre viser koloniene som inngår i SEATRACK. De er lokalisert rundt de norske havområdene Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet, og er angitt med farger som viser hvilken bestand de tilhører (Sør-Norge, Nord-Norge, Russland, Svalbard, Jan Mayen, Island, Færøyene og Storbritannia). Til høyre viser vi det utvidede utredningsområdet som er 100 km buffer rundt Hywind Tampen.



Figur 2.4. Kartet til venstre viser et eksempel hvor kernelkonturene er illustrert i hele dataområdet. Fargene angir bestandstilhørigheten. De heltrukne linjene angir 50, de største stiplede linjene 75 og de tynne stiplede linjene angir 90% kernelkonturene. Kartet til høyre viser de samme kernelkonturene i kartutsnittet som vi bruker i rapporten for å illustrere hvilke bestander som sannsynlig befinner seg innenfor det utvidede utredningsområdet for Hywind Tampen.

Vi velger å definere høst som perioden august til oktober, mens vinter er november til mars. Dette er samme sesonginndeling som benyttes for tellinger av sjøfugl i åpent hav. Posisjonsdataene fra april og mai definerer vi som vår. Dette er ulikt inndelingen på åpent hav, der april og mai er en del av sommeren (april til juli). Lysloggere gir ikke posisjoner i juni og juli i utredningsområdet, da det er for lyst om natten på disse breddegrader. En annen viktig begrensning er at lysloggerne ikke gir pålitelige breddegrader i periodene rundt høst- og vårjevndøgn. Derfor er det ingen posisjoner fra periodene 7. september -25. oktober og 21. februar – 5. april i dette datagrunnlaget. Videre detaljer om prosessering av lysdata, samt kalibrering, beregning og glatting av posisjonsdata er gitt i Hanssen et al. (2016). Kernelanalysen er utført med Azimuthal equidistant projeksjon og glattingsfaktoren bestemt etter LSCV-metoden. Kernelanalysen baserer seg på alle posisjonene for en gitt bestand og sesong, men kernelkonturene blir visualiserte i et avgrenset kartutsnitt rundt Hywind Tampen (**Figur 2.4**). Kartene er tegnet uten projeksjon.

SEATRACK sporer elleve arter sjøfugl. I denne rapporten viser vi resultater for havhest, krykkje, alkekonge, lomvi og lunde. Dette er arter som naturlig befinner seg ute til havs og som kan forekomme i nordlige deler av Nordsjøen. Polarlomvi, polarmåke, gråmåke og sildemåke er også sporet av SEATRACK. Disse artene kan også befinne seg til havs. Likevel, vi har ikke tatt med polarlomvi og polarmåke. De har en nordlig utbredelse og er vanligvis ikke i Nordsjøen i betydelige antall. For gråmåke og sildemåke er det lite sporingsdata og datamaterialet egner seg ikke godt til formålet i denne rapporten. De øvrige artene i SEATRACK (ærfugl og toppskarv) er tett knyttet til kysten og ikke relevante i denne sammenhengen.

I tillegg til kernelanalyser har vi gjort månedsvise beregninger av andelen posisjoner som er innenfor det utvidede utredningsområdet for hver bestand. Disse beregningene belyser når og hvor store andeler av de ulike bestandene som er tilstede. Beregningen er basert på følgende grunnlag og forenklinger. Lysloggere på fugler som befinner seg innenfor det utvidede utredningsområdet vil gi posisjoner i hele perioden august – mai, bortsett fra periodene rundt jevndøgn. De som befinner seg utenfor vil ikke nødvendigvis gi posisjoner for samme periode. Det avhenger av hvor langt nord de befinner seg. Antallet posisjoner utenfor det utvidede utredningsområdet har vi beregnet ut fra det maksimale antallet posisjoner, basert på antall fugl med logger og to posisjoner per døgn. Vi har tatt hensyn til at periodene rundt jevndøgn gir mindre data i september, oktober, februar og april. Deretter har vi antatt at 1,5% av posisjonene er filtrert bort pga støy i lysdataene og at opptil 5% av loggerne har stoppet underveis og ikke gitt data for alle månedene. Vurderingene som er gjort i denne rapporten er ikke følsomme for litt usikkerhet i antakelsene.

2.3 Fra sårbarhet til konsekvens

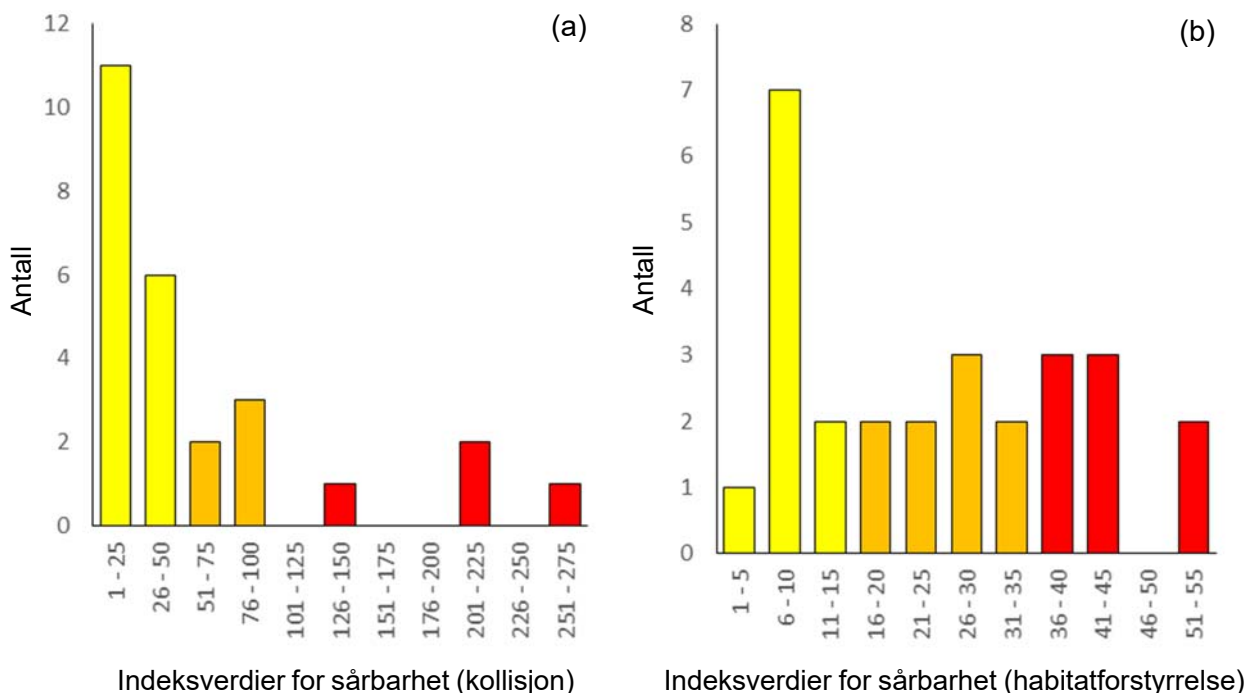
2.3.1 Vurdering av sårbarhet

I denne konsekvensutredningen er NINA bedt om å vurdere konsekvenser av de inngrepene Hywind Tampen vil føre til for sjøfugl.

Vi har tatt utgangspunkt i de sensitivitetsindeksene (SS-indeksene) som ble utarbeidet og publisert for norske forhold i Christensen-Dalsgaard et al. (2010), etter en metodikk som ble foreslått av Garthe & Hüppop (2004). Etter anbefalingene gitt i Furness et al. (2013), er sensitivitetsindeksen delt opp i separate indekser for sårbarhet for kollisjon og sårbarhet for habitatforstyrrelse. Dette er gjort for å ta hensyn til at de fleste arter enten er sårbare for habitatforstyrrelse eller for kollisjon, noe som en oppdeling bedre tar hensyn til (Furness et al. 2013). Beregning av SSI-verdiene er også gjort med utgangspunkt i verdier gitt i Furness et al. (2013). For rødlistestatus og biogeografisk bestandsstørrelse (størrelsen på den norske bestanden i forhold til den internasjonale) er norske verdier brukt (se **Vedlegg 1** for detaljert informasjon).

Beregning av SS-indeksene er vist i Vedlegg 1. Fordelingen av SS-indeksene for et utvalg av sjøfugler er gitt i **Figur 2.5**. SSI-verdiene representerer semi-kvantitative mål for sårbarhet basert på ekspertvurderinger. For å forenkle bruken av SSI-verdiene har vi i denne analysen skalert de

slik at de laveste verdiene representerer lav sårbarhet, og de høyeste verdiene høy sårbarhet (3-delt skala).



Figur 2.5. Fordeling av SS-indeks for sårbarhet for vindparker delt på (a), kollisjon og (b), habitatforstyrrelse for de 26 sjøfuglartene vurdert (**Vedlegg 1**). For Gul = Lav sårbarhet, oransje = moderat sårbarhet, rød = høy sårbarhet.

2.3.2 Vurdering av konsekvens, metode I

I denne rapporten har vi tatt i bruk to alternative måter å vurdere konsekvens på. Den første av disse tar utgangspunkt i sensitivitetsvurderingene for sjøfugl og offshore vind som ble utviklet av Garthe & Hüppop (2004), og som er brukt i screeningen av sårbare områder langs norskekysten (Christensen-Dalsgaard et al. 2011).

For å komme fram til en konsekvensverdi er sårbarhetskategoriene gitt en verdi fra 1-3, der lav sårbarhet (lav sensitivitet, jf. **Figur 2.5**) får lavest verdi og høy sårbarhet høyest verdi:

- 1 = Lav sårbarhet
- 2 = Middels sårbarhet
- 3 = Høy Sårbarhet

Deretter er forekomst (andel) innenfor det aktuelle utredningsområdet vurdert i forhold til regional bestand som er gitt i **tabell 2.9**.

- 1 = < 1% av regional bestand innenfor utredningsområdet
- 2 = 1-5% av regional bestand innenfor utredningsområdet
- 3 = 5-10% av regional bestand innenfor utredningsområdet
- 4 = > 10% av regional bestand innenfor utredningsområdet

For å gjøre den endelige konsekvensvurderingen enklest mulig (og transparent) er det brukt en konsekvensindeks som er lik produktet av sårbarhet og andel:

$$\text{Konsekvens} = \text{Sårbarhetskategori} * \text{Andel i utredningsområdet}$$

Konsekvensintervallet blir dermed 1 til 12, hvor 1 er laveste konsekvens og 12 er høyeste konsekvens. En konsekvenskategori på 0, er definert som ingen konsekvens, 1-4 som lav konsekvens, 5-8 moderat konsekvens og 9-12 høy konsekvens.

2.3.3 Vurdering av konsekvens, metode II

Den andre måten å vurdere konsekvens på tar utgangspunkt i modellen som ble brukt i forbindelse med sektorutredningen for Nordsjøen (Gasbjerg et al. 2011).

Som i Gasbjerg et al. (2011) er effektene av de ulike påvirkningsfaktorene, som her er knyttet til etablering, drift og avvikling av offshore vindparker, vurdert enten rent kvalitativt eller semi-kvantitativt, der vurderingene støttes av resultatene fra kvantitative analyser. De endelige konsekvensene (jf. **Tabell 2.3**) må uansett betraktes som kvalitative vurderinger.

Tabell 2.3. Skala og kriterier benyttet for kategorisering av konsekvenser av ulike typer påvirkninger for sjøfugl i forhold til etablering, drift og avvikling av offshore vindparker. De to første kriteriene er kvalitative og er vurdert alene når mer kvantitativ kunnskap ikke er tilgjengelig. De øvrige kriteriene er basert på kvantitative vurderinger. Med bestand i denne sammenhengen menes alle individer innen en art som kan tenkes berørt av den aktuelle vindparken. Når vesentlige kunnskapsmangler har gjort det umulig å vurdere konsekvens, er konsekvens angitt som ukjent. Fra Gasbjerg et al. (2011).

Kriterium	Konsekvens ¹			
	Ikke påvisbar	Lav	Middels	Stor
1	Ingen påvisbar konsekvens, eller ikke relevant	Svakt påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Sterkt påvisbar konsekvens
2	Ingen synlige skader på viktige habitater	Enkelte tilfeller av små skader på viktige habitater	Isolerte tilfeller av betydelig, men ikke varig skade på viktige habitater	Alvorlige, langvarige tap av viktige habitater som vanskelig kan gjenopprettes
3	Ingen klar andel av bestand berørt	Liten andel (< 10%) av bestand berørt	Middels andel (10-30%) av bestand berørt	Stor andel (> 30%) av bestand berørt
4	Hekkesuksessen i bestanden ikke tydelig redusert	Hekkesuksessen i bestanden redusert inntil 50% i 1 år	Hekkesuksessen i bestanden redusert 50-100% i 1 år, eller 10-50% i 2-5 år	Hekkesuksessen i bestanden redusert 50-100% i ≥ 2 år
5	Voksendødeligheten i bestanden ikke vesentlig forhøyet	Voksendødeligheten i bestanden forhøyet inntil 100% i 1 år eller inntil 50% i 2-3 år	Voksendødeligheten i bestanden forhøyet inntil 200% i 1-2 år eller inntil 100% i 2-4 år	Voksendødeligheten i bestanden forhøyet > 200% i ≥ 1 år eller > 100% i ≥ 2 år

1) Det tilsvarende kriteriesettet i sjøfuglutredningen for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2008) var parallelt til dette med unntak av at høyeste kategori var inndelt i "alvorlige" og "svært alvorlige" konsekvenser, og at lav og middels konsekvens var angitt som hhv. "små" og "middels" konsekvenser

Det er i vurderingene lagt vekt på å skille mellom 1) direkte effekter, 2) indirekte effekter via endringer i næringstilbud og 3) indirekte effekter via habitatendringer. De seks kriteriene som beskriver hver konsekvenskategori (**Tabell 2.3**) reflekterer også denne inndelingen. Omfanget

av konsekvens sees i forhold til hvor stor andel av bestanden som blir påvirket, herunder i hvilken grad hekkesuksess og/eller overlevelse blir berørt, eller hvor store deler av egnede habitater som blir påvirket.

2.3.4 Endelig vurdering av konsekvens

Vi har valgt å bruke begge disse to modellene for å vurdere konsekvens på, delvis uavhengig av hverandre, avhengig av kunnskapsgrunnlaget. I noen tilfeller er en vurdering basert på sårbarhets-(SSI-) verdiene, rødlistestatus og forekomst funnet å være mest hensiktsmessig, i andre tilfeller er det mest hensiktsmessig å vurdere konsekvens basert på kvalitative og kvantitative kriterier, og i enkelte tilfeller kan begge modellene være brukt.

3 Resultater

3.1 Hekkende sjøfugl

Sjøfugl er svært mobile og kan bevege seg over store områder. I hekketiden er de imidlertid nødt til å returnere til koloniene med mat til ungene, og vil derfor frekventere de samme områder regelmessig. Forskjellige arter og økologiske grupper (**Tabell 2.2**) har ulik aksjonsradius ut fra hekkeområdet. Vi antar at bare noen få av de pelagiske sjøfuglartene kan ha et potensiale til å nå så langt ut som 140 km fra koloniene i hekketiden for å finne mat til ungene. Vi tar derfor ikke noen av de kystnære artene med i analysene for hekkesesongen.

På det norske fastlandet er det i hekketiden omkring 90 000 par sjøfugl knyttet til havområdet som behandles i denne rapporten (Nordsjøen inklusiv Runde, **Tabell 3.1**).

Tabell 3.1. Bestandsestimer (antall hekkende par) for hekkende sjøfugl i Nordsjøen (inklusive Runde) og totalt antall hekkende par ved den norske fastlandskysten. Bestandstallene er basert på Anker-Nilssen et al. (2015).

Art	Nordsjøen inklusiv Runde	Totalt antall par ved den norske fastlandskysten
Havhest	500	8 000
Havsule	3600	5 700
Storskarv (P.c.carbo)	400	21 000
Toppskarv	14 000	28 000
Ærfugl	27 000	87 000
Storjo	100	> 110
Fiskemåke	15 000	90 000
Sildemåke	3 500	50 300
Gråmåke	7 500	72 000
Svartbak	6 000	43 500
Krykkje	5 000	87 000
Makrellterne	4 000	< 11 000
Rødnebbterne	5 00	29 000
Lomvi	1 000	17 000
Alke	500	< 55 000
Teist	50	35 000
Lunde	55 000	1 465 000
Total	89 100	2 100 000

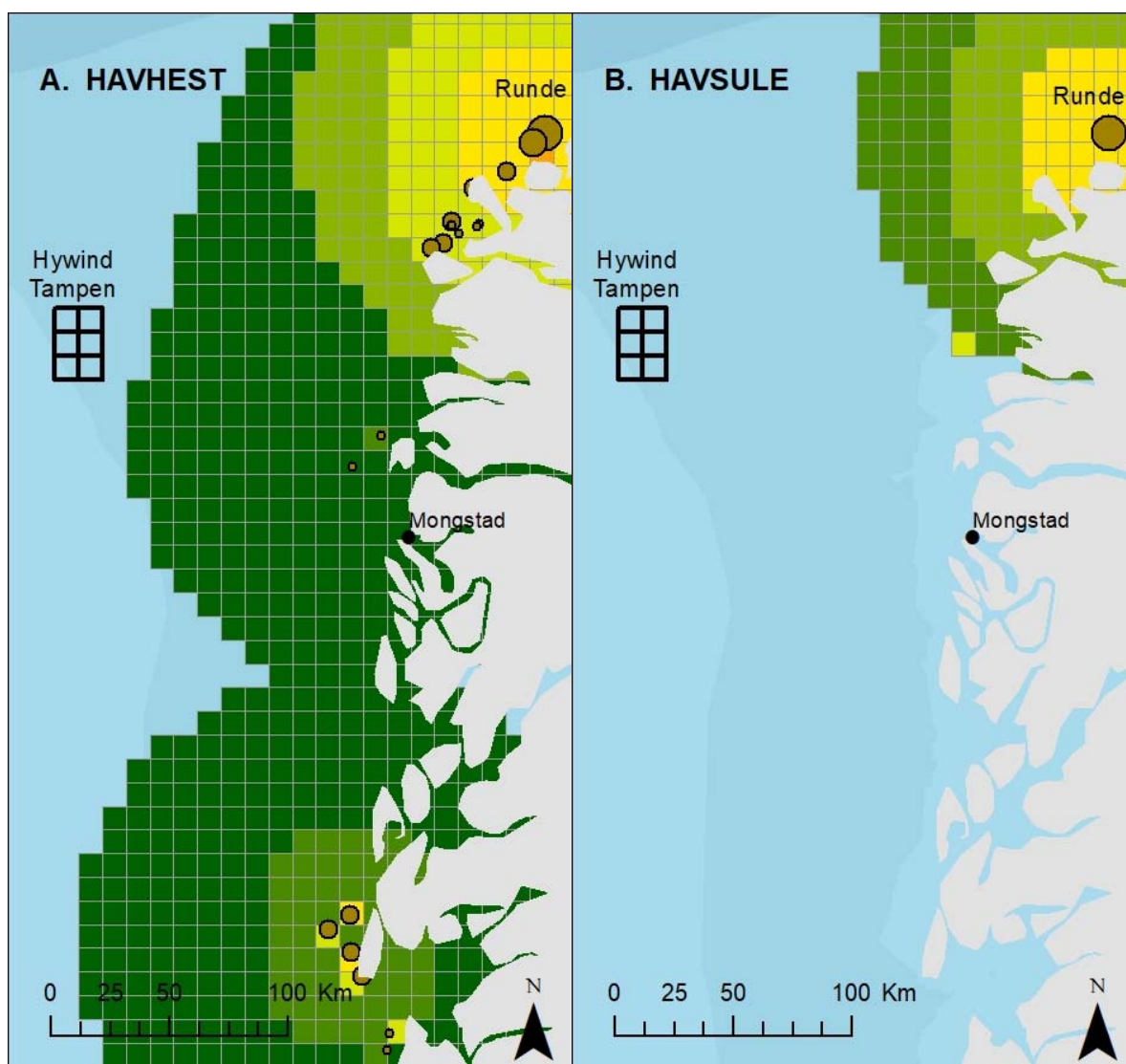
Den største sjøfuglkolonien i nærheten av utredningsområdet er Runde (62°24'N 005°37'E), hvor de viktigste hekkende artene er lunde (ca. 50 000 par), havsule (ca. 3 600 par), lomvi (ca. 1 000 par), krykkje (ca. 500 par) og storjo (ca. 100 par). I tillegg hekket det i Sogn og Fjordane ved siste bestandstelling i 2013 totalt 1 par havhest, 980 par gråmåker, 770 par svartbak, 215 par krykkje, 4 500 par lunde, 55 par lomvi og 15 par alke (Larsen 2014). I Hordaland hekker det hverken havhest, havsule, krykkje, lomvi, lunde eller alke, men det er hekkende gråmåker (ca. 2600 par), sildemåker (ca. 1 400 par) og svartbak (ca. 2 300 par) (Byrkjeland 2015). I Rogaland hekket det i 2008 totalt i alle reservater 501 par havhest, 32 par lomvi, 16 par alke, 2 par lunder, mindre enn 50 par krykkje, og hhv ca. 1 000, 500, 2 000 par av respektivt gråmåke, svartbak og sildemåke (Fylkesmannen i Rogaland 2008).

Overordnet for området vurdert i denne konsekvensutredning, er at de pelagiske artene (havhest, havsule, alke, lomvi og lunde) med størst funksjonsområde (se **2.2.1.1**) hekker lengst nord i området ved Runde og lengst sør i Rogaland (**Figur 3.1, 3.2B, 3.3 og 3.4**). Måkeartene derimot hekker jevnt fordelt langs hele kyststrekningen som er vurdert (se **Figur 3.2A** for eksempel med gråmåke).

Hekkebestandene av sjøfugl i Sogn og Fjordane har generelt gjennomgått en kraftig bestandsreduksjon etter årtusenskiftet, muligens som et resultat av manglende næringstilgang. Byttedyrbestandene langs Vestlandet er dårlig kjent, men nedgangen kom parallelt med et sammenbrudd i tobisbestanden sentralt i Nordsjøen. Data fra hekkfugltellinger i Sogn og Fjordane det siste tiåret viser en tilbakegang for så godt som alle arter (Larsen 2014). Av en tidligere bestand av havhest på 55 par var det i 2013 bare igjen ett par. På Runde har det vært tilsvarende negativ utvikling i mange av hekkebestandene, med en nedgang på 47% for krykkje, 14% for lomvi og 60% for toppskarv (Anker-Nilssen et al. 2018).

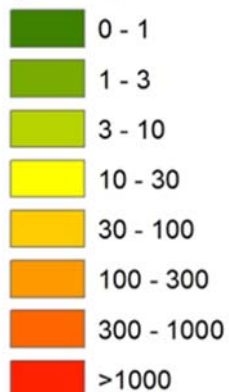
Beregning av antall sjøfugl fordelt ut i funksjonsområdene viser at det ikke er overlapp mellom noen av sjøfuglartene fra de inkluderte koloniene og utredningsområdet i hekketiden (**Figur 3.1, 3.2, 3.3 og 3.4**).

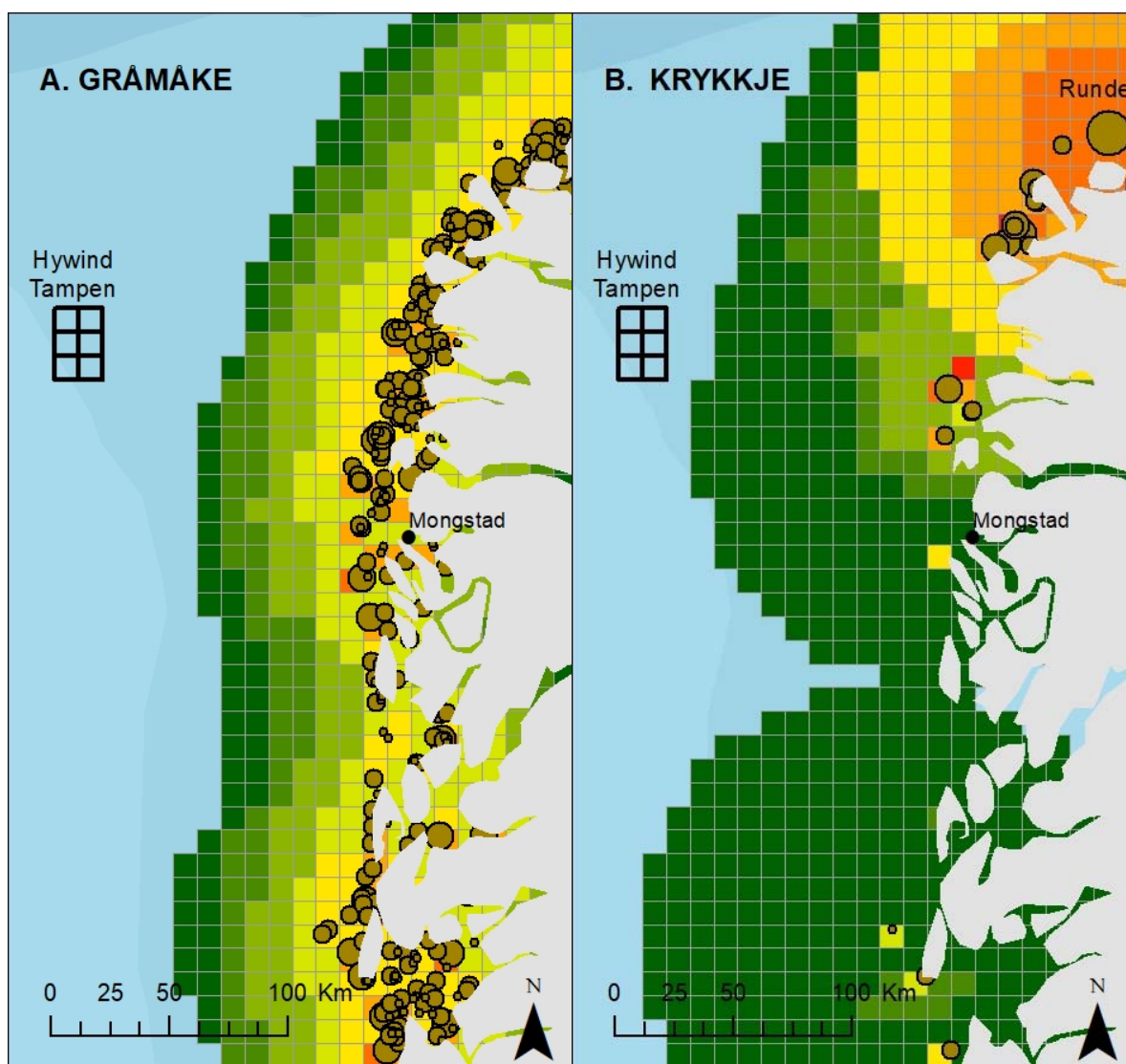
Det er viktig å understreke at denne analysen bare gjelder de norske sjøfuglkoloniene. Den foreslåtte plasseringen av Hywind Tampen er ca. 180 km fra Shetland og 350 km fra Orknøyene. Begge disse områdene har store bestander med hekkende sjøfugl som potensielt kan bli påvirket av en utbygging. På Shetland er det estimert at det hekker nesten 188 000 par havhest, 25 000 par havsule, 6 800 par storjo, 16 700 par krykkje og hhv. 172 700, 9 500, 107 700 par av respektivt lomvi, alke og lunde (Mitchell et al. 2004). Hvis vi hadde anvendt same metodikk for kolonier på Shetland, ville imidlertid ingen av funksjonsområdene til hekkebestandene på Shetland overlappe med utredningsområdet for Hywind Tampen (ut i fra en radius på 99 km til de artene som har størst funksjonsområde). De store sjøfuglkoloniene på Shetland er imidlertid relativt sett ikke langt fra utredningsområdet.



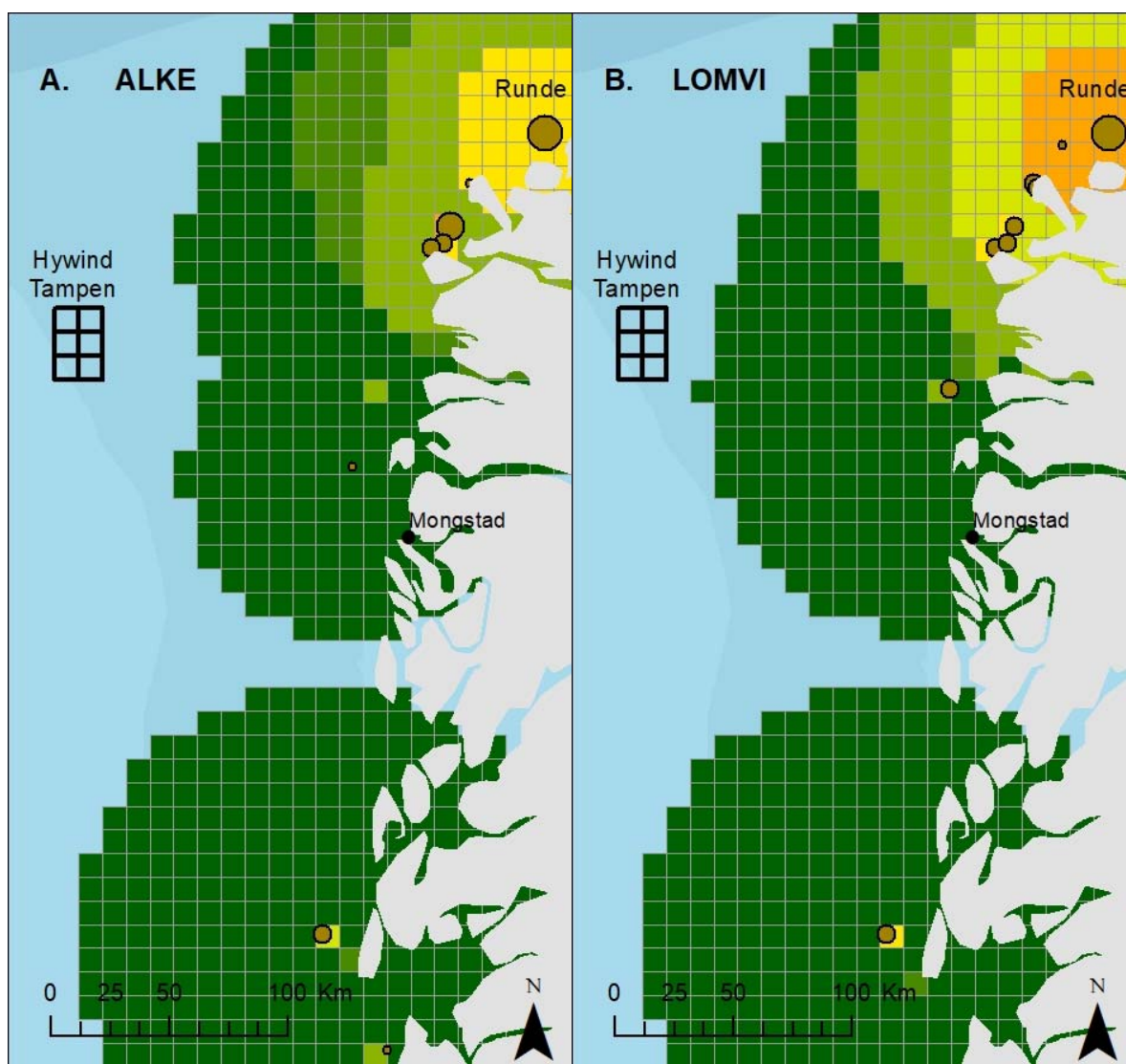
Figur 3.1. Funksjonsområder og beregnede forekomster av havhest (A) og havsule (B) rundt norske hekkekolonier i Nordsjøen (inkludert Runde) i hekketiden. Koloniene er vist med brune symboler som er proporsjonal med antall hekkende par i kolonien. Største koloni er Runde for begge artene. Funksjonsområdene overlapper ikke med utredningsområdet for Hywind Tampen.

Antall individer per rute



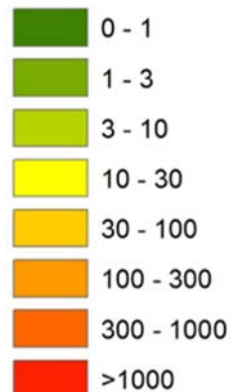


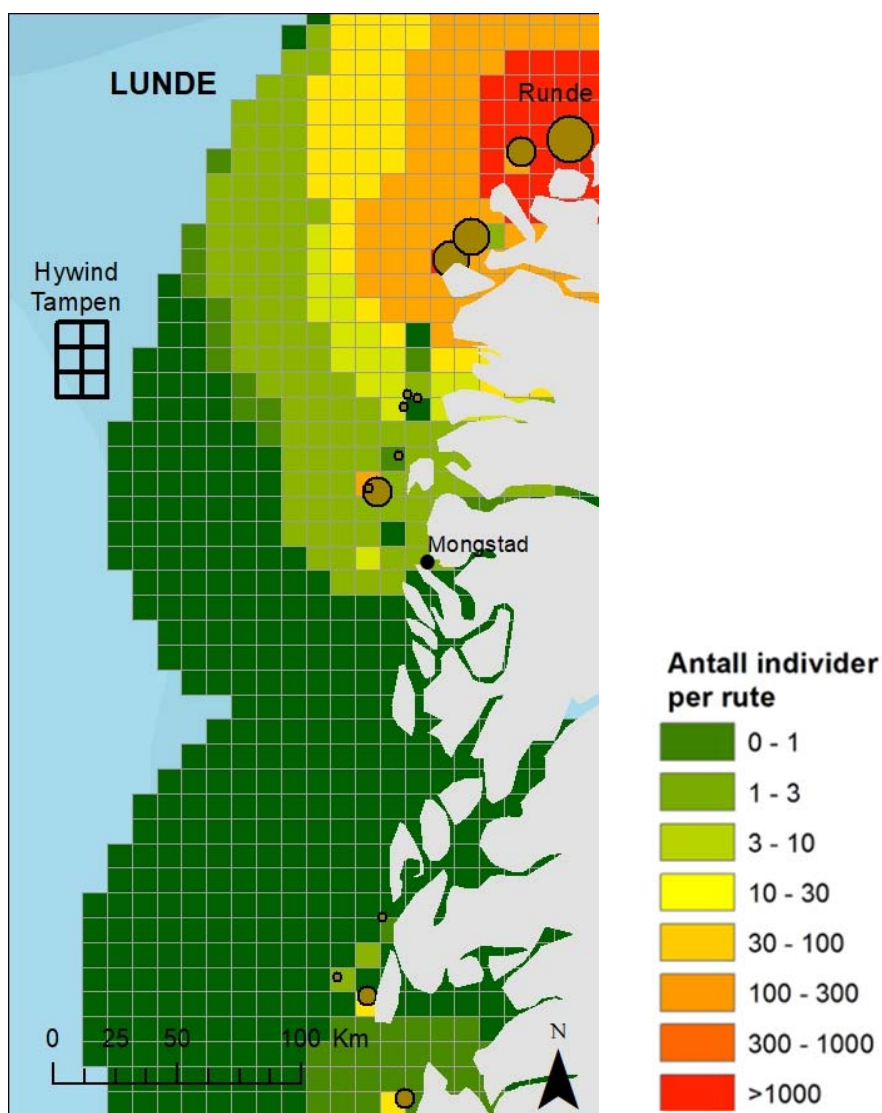
Figur 3.2. Funksjonsområder og beregnede forekomster av gråmåke (A) og krykkje (B) rundt norske hekkekolonier i Nordsjøen (inkludert Runde) i hekketiden. Koloniene er vist med brune symboler som er proporsjonal med antall hekkende par i kolonien. Største krykkjekoloni er Runde. Gråmåke hekker spredt langs hele kystlinjen. Funksjonsområdene overlapper ikke med utredningsområdet for Hywind Tampen.



Figur 3.3. Funksjonsområder og beregnede forekomster av alke (A) og lomvi (B) rundt norske hekkekolonier i Nordsjøen (inkludert Runde) i hekketiden. Koloniene er vist med brune symboler som er proporsjonal med antall hekkende par i kolonien. Største koloni er Runde for begge artene. Funksjonsområdene overlapper ikke med utredningsområdet for Hywind Tampen.

Antall individer per rute





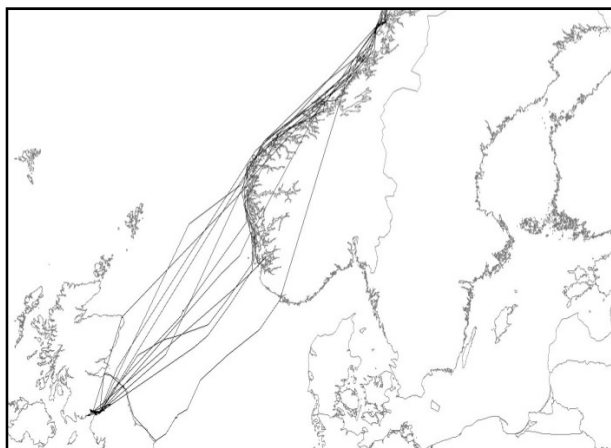
Figur 3.4. Funksjonsområde og beregnede forekomster av lunde rundt norske hekkekolonier i Nordsjøen (inkludert Runde) i hekketiden. Koloniene er vist med brune symboler som er proporsjonal med antall hekkende par i kolonien. Største lundekoloni er Runde. Funksjonsområdet overlapper ikke med utredningsområdet for Hywind Tampen.

3.2 Høst- og vårtrekk

Trekket av fugl vår og høst foregår på mange fronter. Det går både over åpent hav og følger naturlige ledelinjer som f.eks. den norske kystlinjen. For noen arter er trekket svært retningsbestemt der de forflytter seg fra geografisk adskilte hekke- og overvintringsområder, mens andre arter forflytter seg over store områder i mindre retningsbestemte trekkbevegelser (f.eks. Bakken et al. 2003, 2006).

Det forventes ikke at trekkbevegelsene som følger norskekysten vil komme i berøring med plattformer eller turbiner i Nordsjøen som er plassert så langt ut fra kysten som Hywind Tampen. En av de få artene dette er vist for, er bestanden av ringgås som hekker på Svalbard. Fugler som er satellittmerket, har trukket nær inn til Norskekysten (Clausen & Bustnes 1998).

Trekkbevegelser som krysser Nordsjøen mellom det norske fastlandet og De britiske øyer kan derimot foregå på så brei front at det kan forventes å komme i konflikt med utredningsområdet for Hywind Tampen. Wildfowl and Wetlands Trust (WWT) har sporet hvitkinngjess med GPS-sendere som krysser Nordsjøen om våren (**Figur 3.5**, Griffin upubliserte data). For andre arter mangler vi slike data. Det er mange spurvefugler som hekker i Norge og Skandinavia som overvintrer på de Britiske øyer (Bakken et al. 2003, 2006). Hvorvidt dette trekket vil komme i konflikt med det planlagte Hywind-Tampen anlegget er ukjent. Det er imidlertid kjent at de angjeldende artene på trekk tiltrekkes av kunstige lyskilder (fra plattformer, og avbrenning av gass), og at det i enkelte tilfeller kan omkomme hundredevis, og av og til tusenvis, av fugler (Ronconi et al. 2015).



Figur 3.5. 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 (Griffin et al. upubliserte data) fra WWT- Wildfowl and Wetlands Trust).

Det er mange sjøfuglarter som har trekk- og uregelmessige vandringer gjennom området høst og vår. Hele den norske bestanden av havsule hekker nord for utredningsområdet, og har forflytninger vår og høst som kan komme i konflikt med Hywind-Tampen (f.eks. Fort et al. 2012). Havsule er en art som flyr i «rotorhøyde» og således vil være i risikozonen i forhold til potensielle konflikter med offshore vindparker (Furness et al. 2013), men vi mangler gode data på de eksakte forflytningsveiene til arten. Studiet til Fort et al. (2012) ble gjennomført vha. lysloggere som har en relativt grov geografisk oppløsning (se 2.2.1.2), og dette studiet burde blitt fulgt opp av studier der man bruker satellittelemetri på fugl fra utvalgte kolonier.

Bestandene av alle lom-artene som overvintrer i Nordsjøbassenget trekker langs norskekysten på vei til hekkeplassene, og fuglene som overvintrer i Skottland og Shetland krysser Nordsjøen på vei til norskekysten (Folvik & Mjøs 1995, Scott & Shaw 2008). Det er imidlertid ukjent i hvor stor grad disse kommer i konflikt med utredningsområdet.

Det er mange arter (f.eks. havhest, joer, lirer *Calonectris* og stormsvale) som oppholder seg i Nordsjøen og Norskehavet både gjennom trekktidene og i vinterhalvåret (se også 3.4). De er ikke nødvendigvis i området over lengre tid, men kan foreta raske bevegelser gjennom området, og da potensielt med mange individer (f.eks. Gilg et al. 2013, Leat et al. 2013, van Bemmelen et

al. 2017, Moe et al. upubliserte data). Mange av disse artene flyr lavt over havoverflate, men kan også bevege seg høyere opp og mange av de havner i midtre kategorier mht. sårbarhet for offshore vindparker (Lorentsen et al. 2012).

3.3 Fordeling av sjøfugl i åpent hav

Fordelingen av sjøfugl i åpent hav er svært dynamisk. I hekkesesongen er hekkende fugler begrenset i sin utbredelse av behovet for å returnere til koloniene, mens de resten av året er uavhengige av hekkeplassene og derfor kan følge byttedyrenes vandringer. Generelt er næringsrike beiteområder i vinterhalvåret 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.

Basert på tellinger av sjøfugl i åpent hav, ble den estimerte fordelingen av henholdsvis havhest, havsule, fiskemåke, gråmåke, svartbak, krykkje, alkekonge, alke, lomvi og lunde for sommer (1. april-31. juli), høst (1. august-31 oktober) og vinterperioden (1. november-30 mars) beregnet for utredningsområdet (**Tabell 3.2, Figur 3.6 – 3.15**).

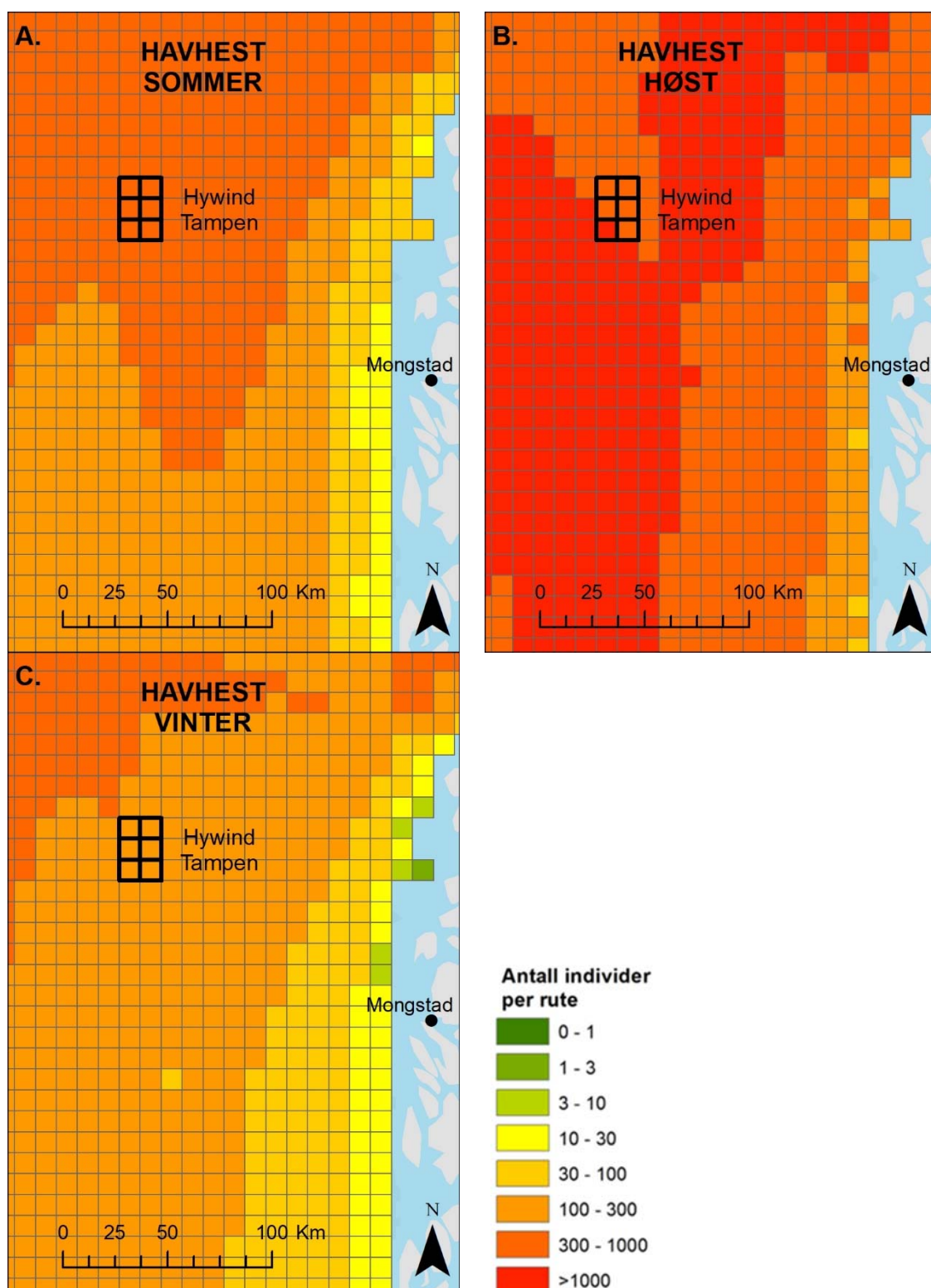
Tabell 3.2. Beregnede antall individer i utredningsområdet for Hywind Tampen. Beregningene er basert på tellinger i åpent hav og er vist med 95% konfidensintervall i parentes.

	Sommer	Høst	Vinter
Havhest	2144 (1022 - 4074)	5639 (2080 - 14335)	1606 (693 - 2800)
Havsule	5 (3 - 8)	10 (4 - 18)	29 (13 - 46)
Fiskemåke	0 (0 - 0)	0 (0 - 4)	0 (0 - 0)
Gråmåke	1 (0 - 1)	3 (0 - 14)	209 (19 - 93)
Svartbak	2 (1 - 4)	13 (1 - 73)	75 (13 - 53)
Krykkje	27 (18 - 48)	6 (2 - 16)	1290 (322 - 1791)
Alkekonge	-	-	10 (3 - 35)
Alke	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)
Lomvi	16 (10 - 23)	13 (6 - 23)	10 (6 - 18)
Lunde	3 (2 - 5)	3 (1 - 5)	2 (1 - 4)

Den arten som utmerker seg i tilstedeværelse er havhest (**Figur 3.6**), som er tallrik i området hele året. Det ble estimert at det er mellom 2000 og 14 000 havhest i utredningsområdet vinters-tid, med noe lavere antall resten av året. Krykkje opptre også i relativt store antall i vinterperio-den (**Figur 3.11**). Det samme gjelder svartbak og gråmåke (**Figur 3.9 og 3.10**), men for disse i langt lavere tettheter enn krykkje. Havsule (**Figur 3.7**) og lomvi (**Figur 3.14**) finnes i området året rundt, men i relativt lavt antall. For de øvrige artene er det svært lave tettheter i utredningsområ-det, med fiskemåke (**Figur 3.8**), alke (**Figur 3.13**) og lunde (**Figur 3.15**) stort sett fraværende. Det er ikke beregnet tettheter for alkekonge om sommeren eller høsten. Arten hekker i Arktis og det forventes ikke forekomster i disse periodene. Beregningene viser derfor bare forekomster av alkekonge om vinteren (**Figur 3.12**).

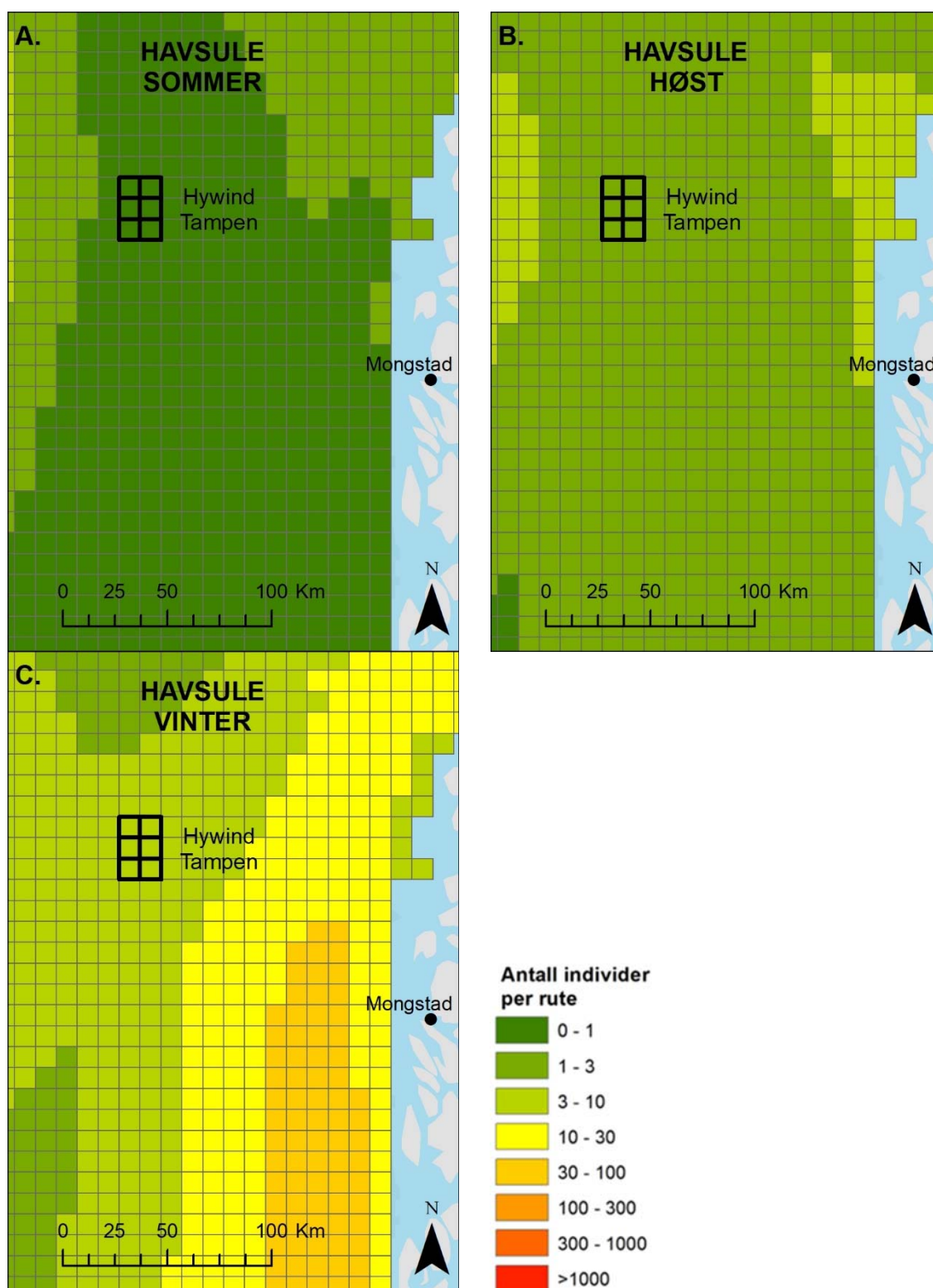
Når sjøfugler telles i åpent hav, gir det kunnskap om antall av fugler i området, men ikke hvilke bestander fuglene tilhører (deres herkomst). På grunn av utredningsområdets plassering i den nordlige delen av Nordsjøen, er det trolig både hekkefugler fra den Norge og Storbritannia (især Shetland og Orknøyene) som er å finne i området på sommeren, mens det i høst og vinter kan være sjøfugler fra hele Nord-atlanteren som bruker området. I tillegg kan ikke-hekkende fugler samt ungfugler fra hele Nord-atlanteren finnes i området hele året. Bruken av GLS-loggere har gitt ny informasjon om hvordan sjøfuglene beveger seg til ulike tider på året, og kan være med til å belyse herkomsten til sjøfuglene observert i åpent hav (**kapittel 3.4**).

3.3.1 Havhest



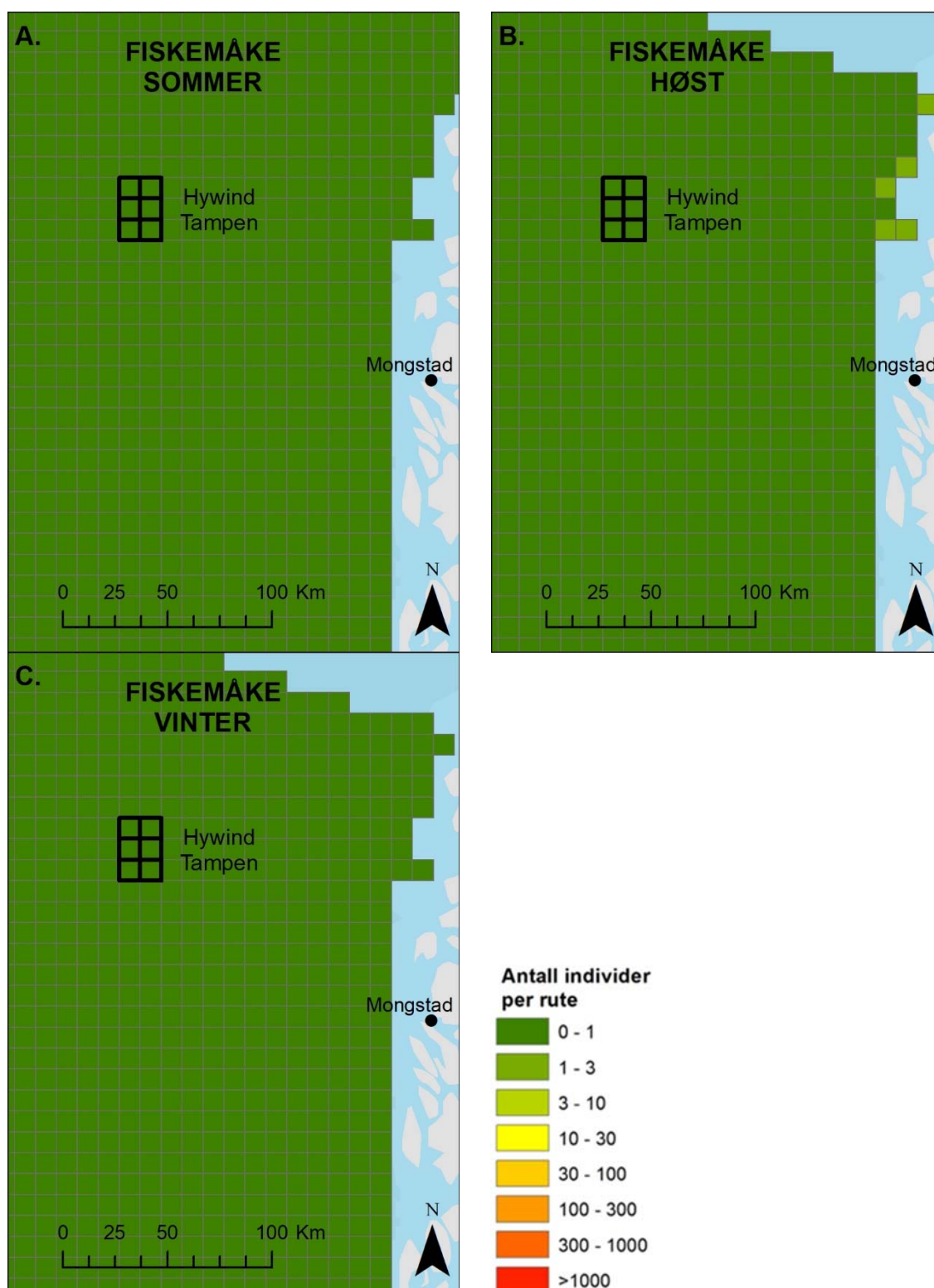
Figur 3.6. Utbredelse av havhest innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nord-sjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.2 Havsule



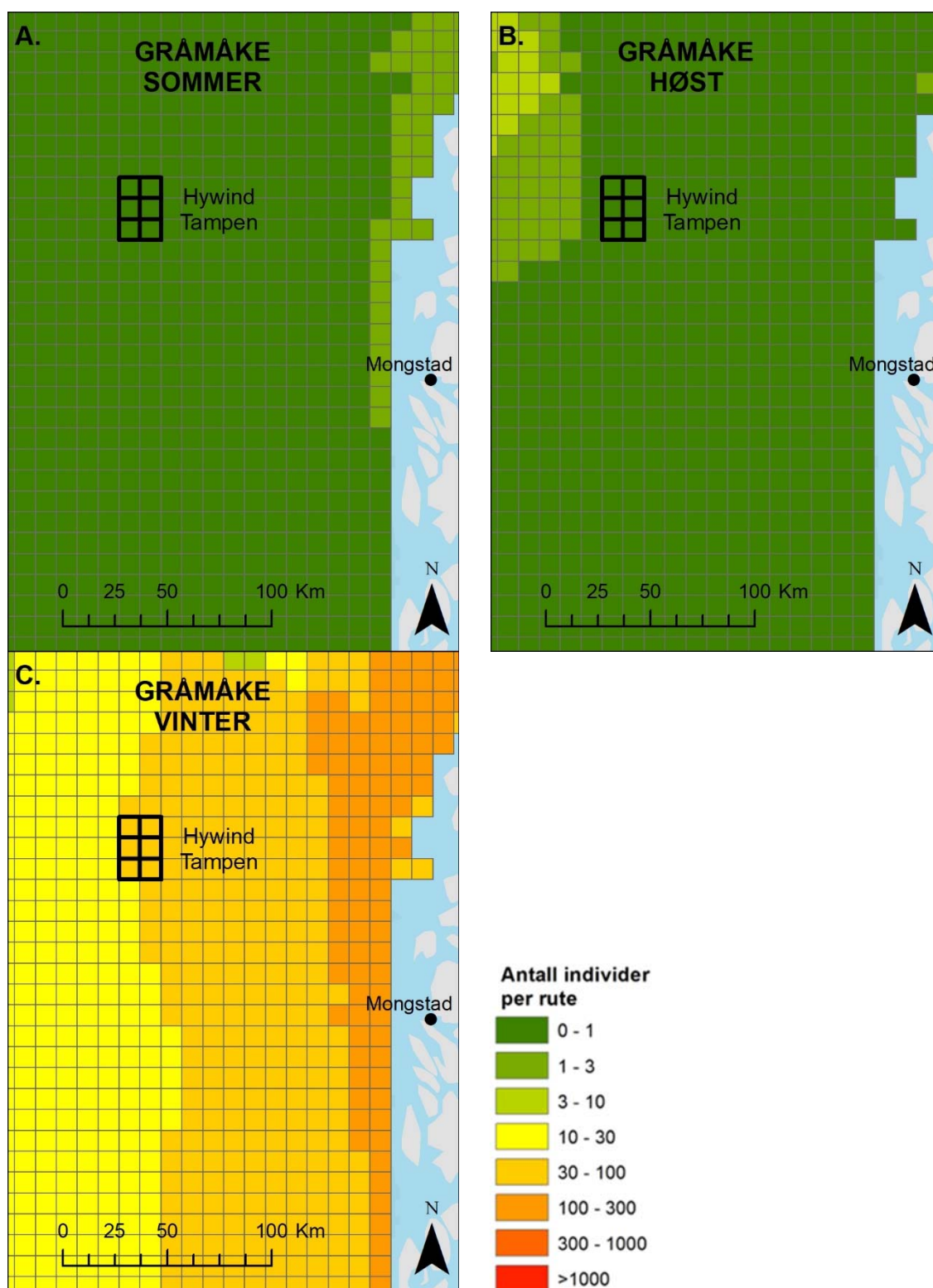
Figur 3.7. Utbredelse av havsule innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nord-sjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.3 Fiskemåke



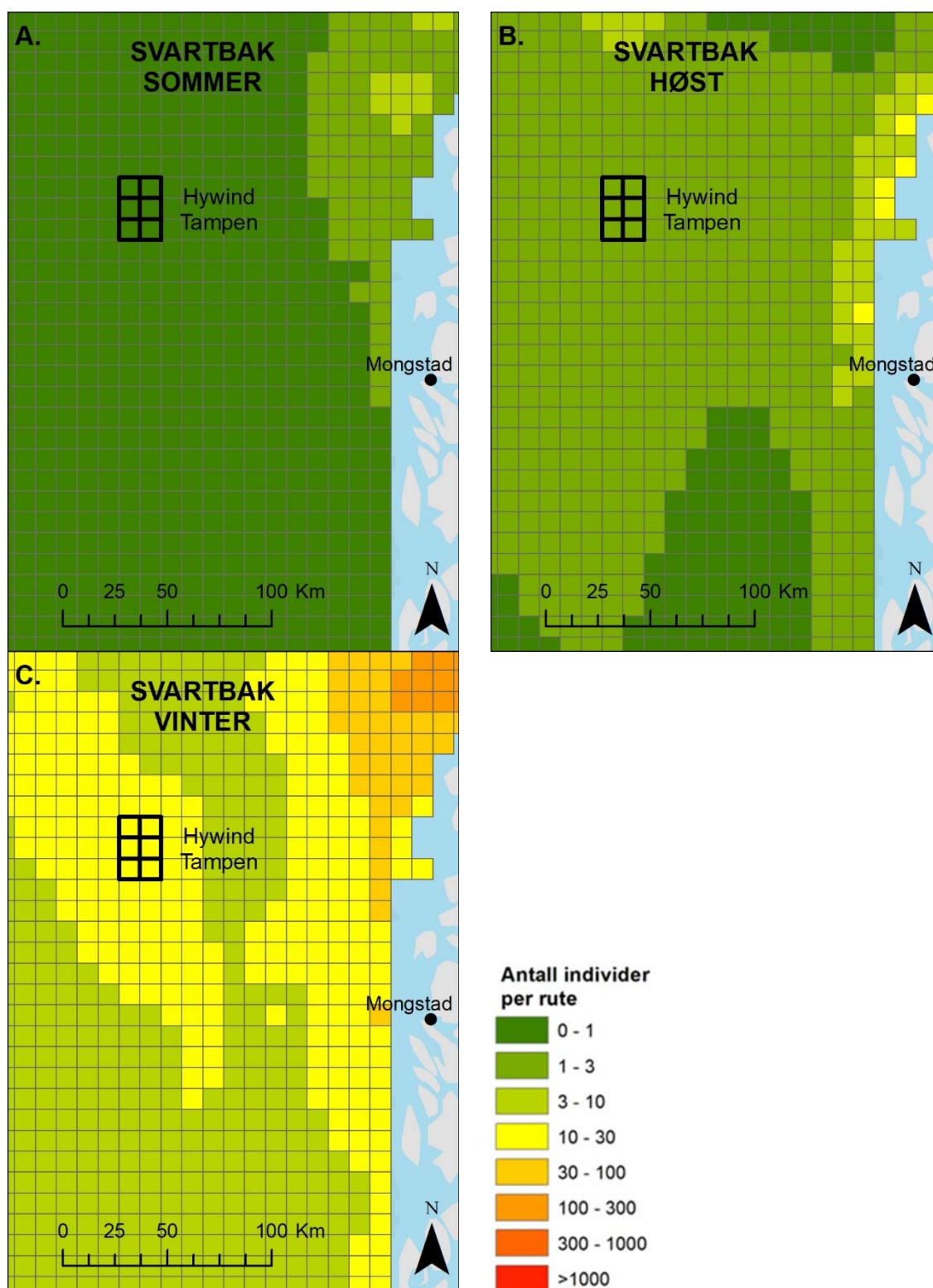
Figur 3.8. Utbredelse av fiskemåke innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nordsjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.4 Gråmåke



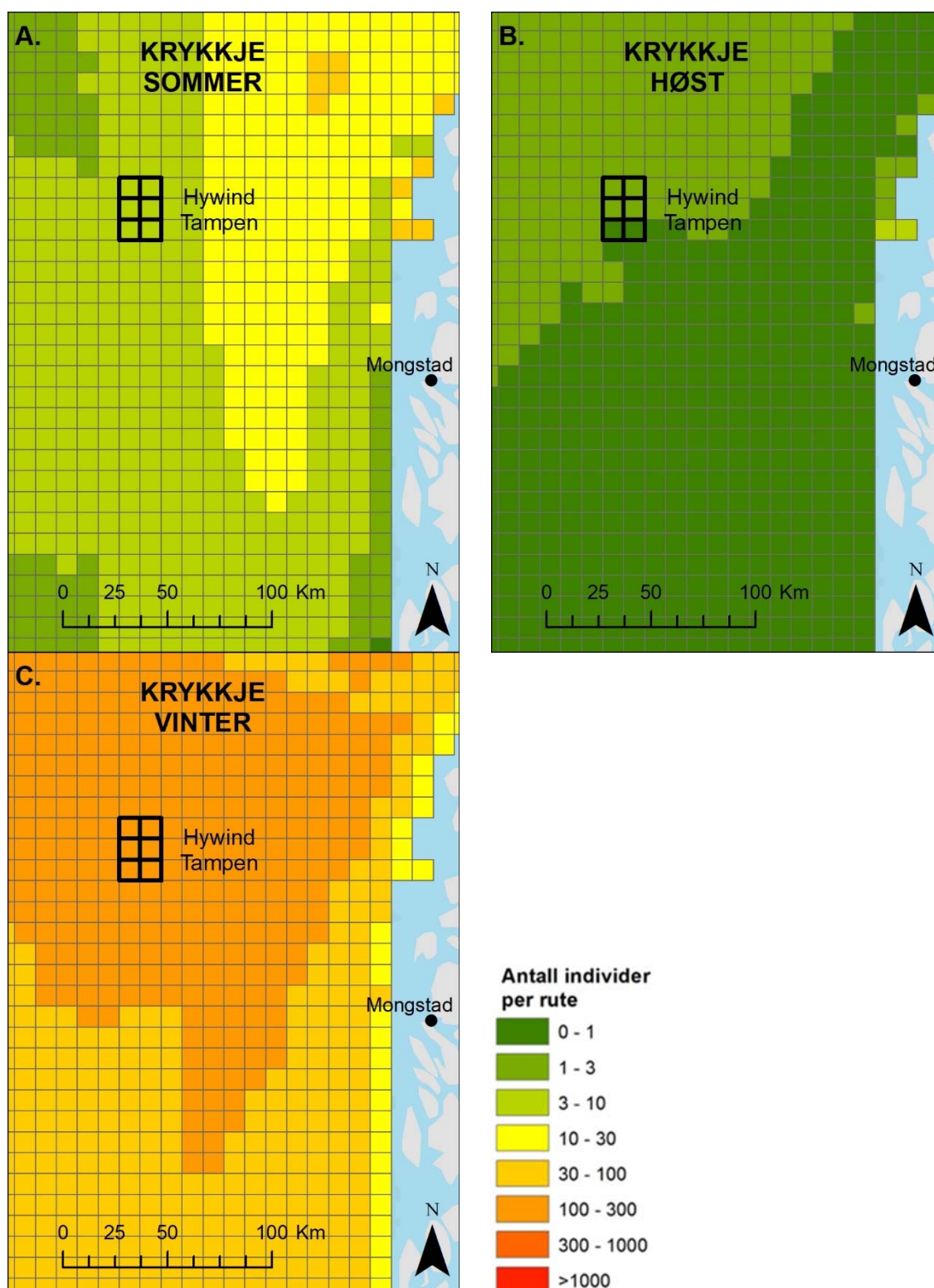
Figur 3.9. Utbredelse av gråmåke innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nordsjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.5 Svartbak



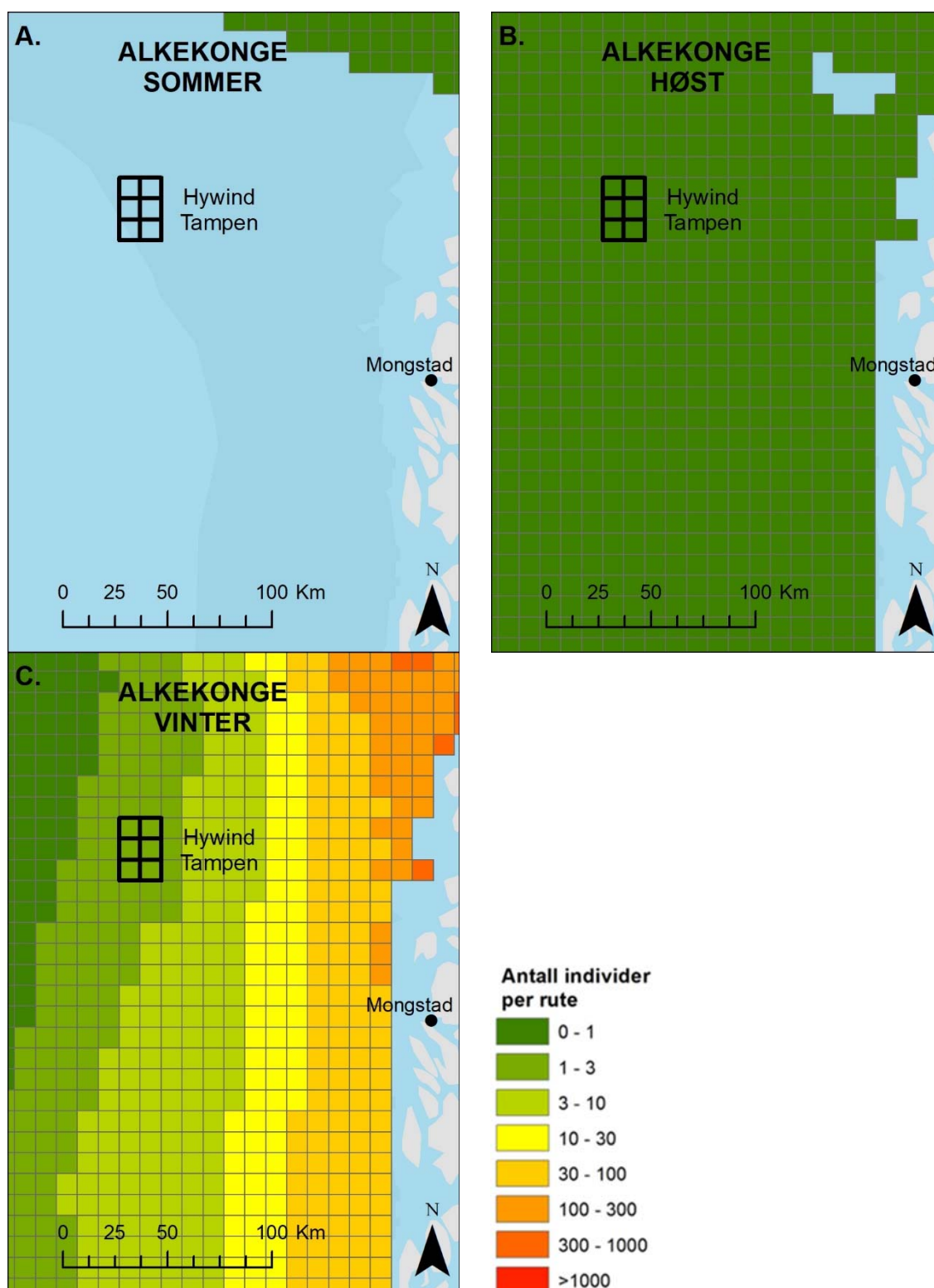
Figur 3.10. Utbredelse av svartbak innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nordsjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.6 Krykkje



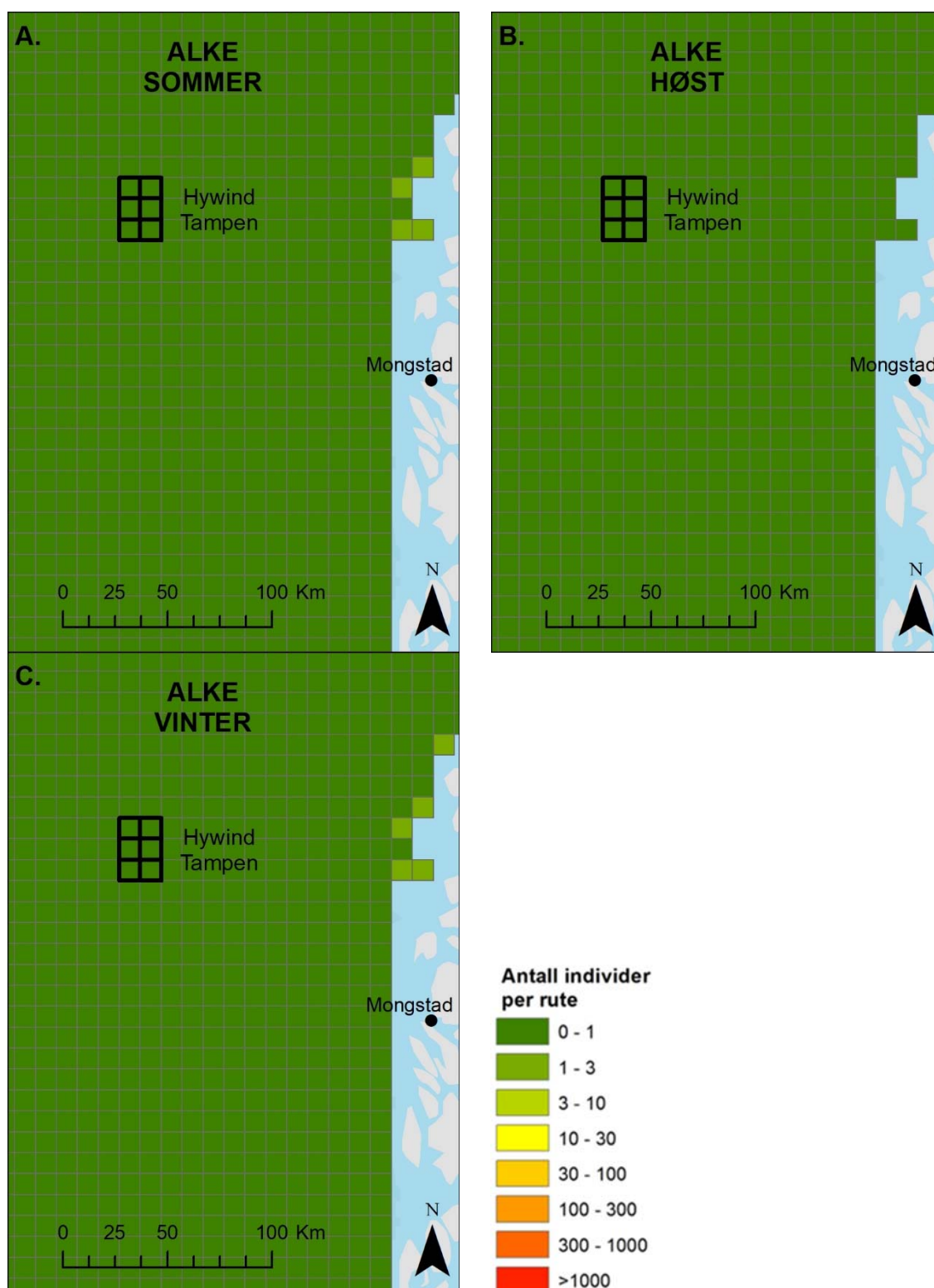
Figur 3.11. Utbredelse av krykkje innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nord-sjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.7 Alkekonge



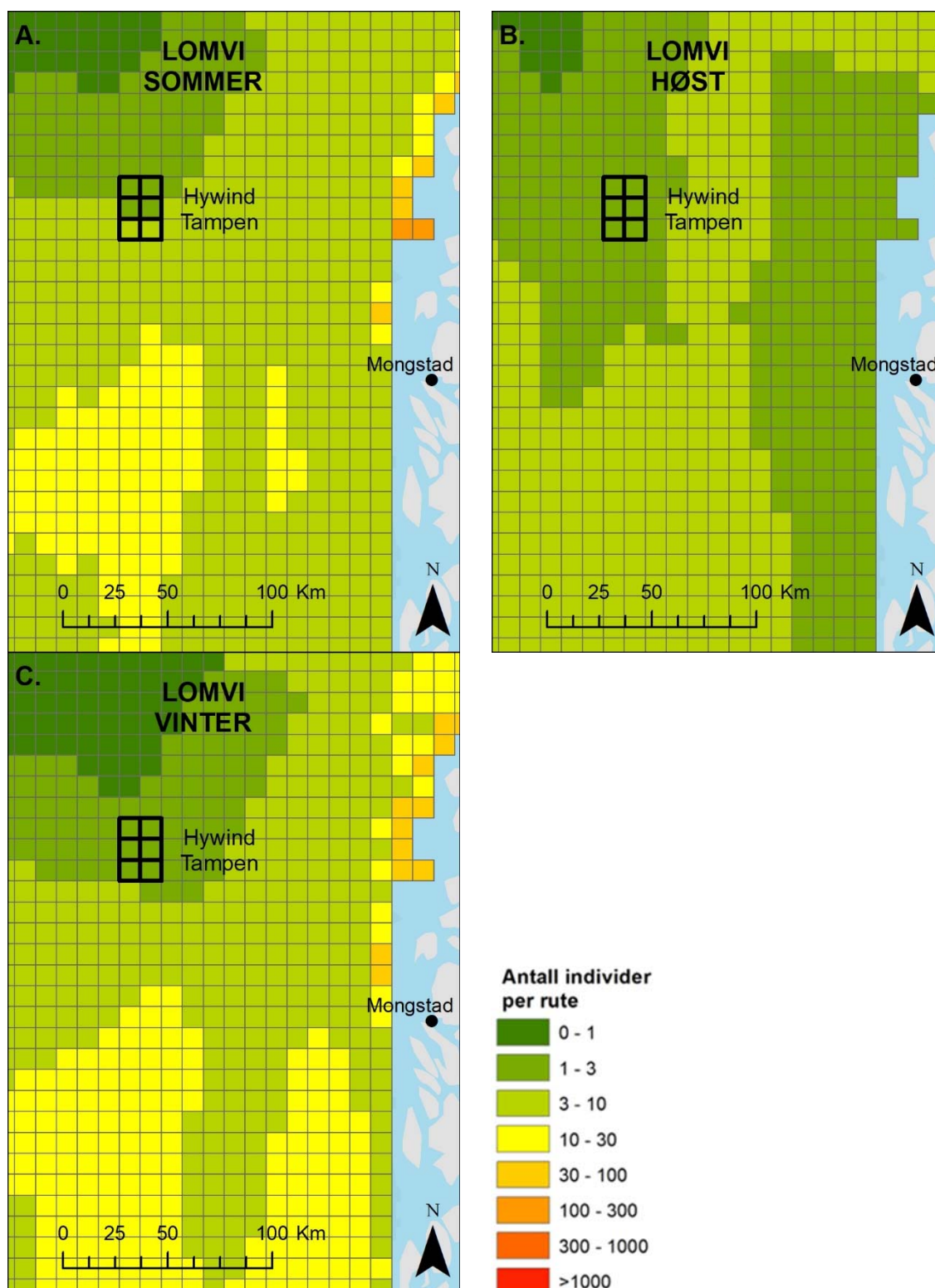
Figur 3.12. Utbredelse av alkekonge innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nordsjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.8 Alke



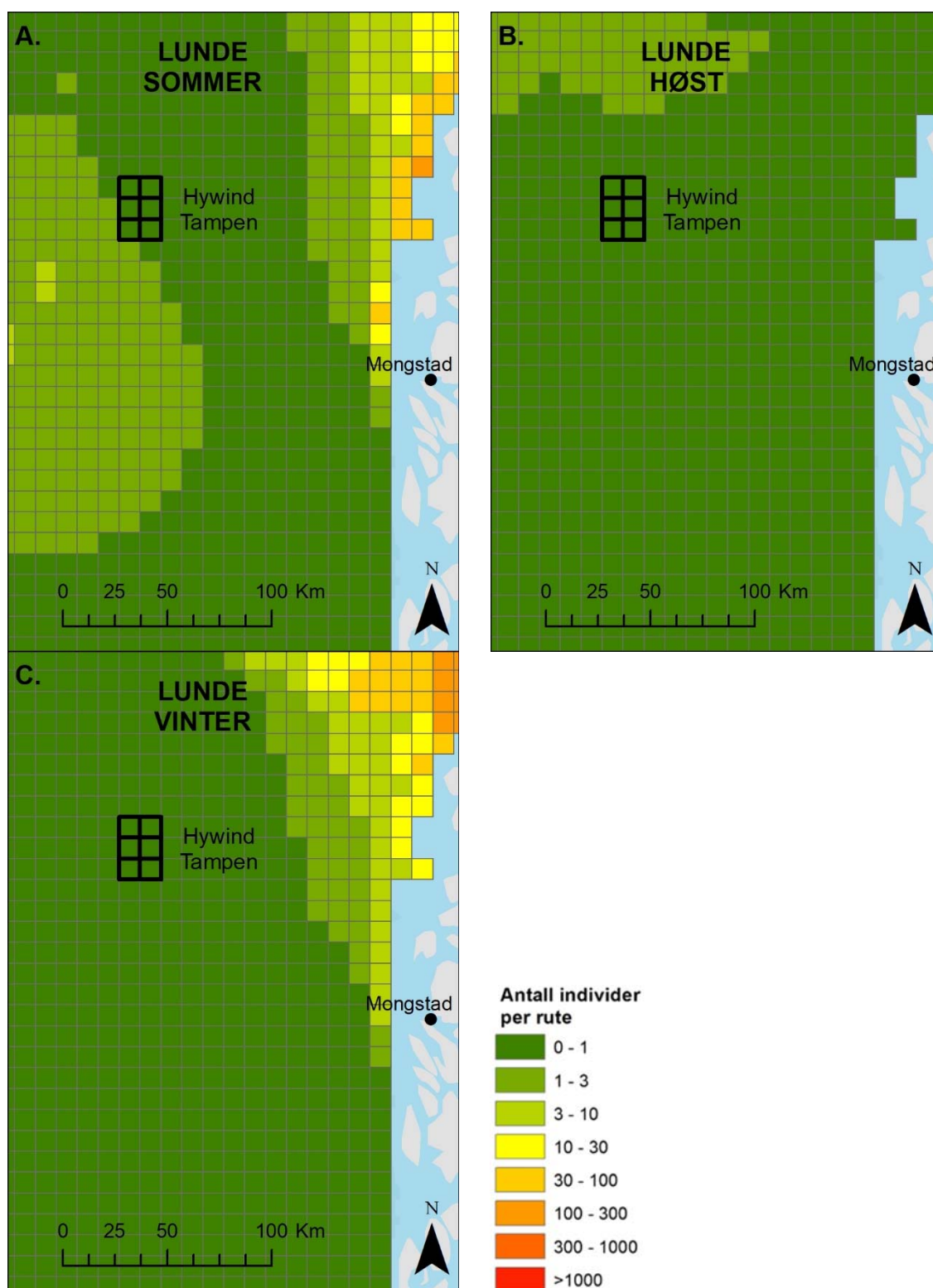
Figur 3.13. Utbredelse av alke innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nordsjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rute-nettet som er 10 x 10 km.

3.3.9 Lomvi



Figur 3.14. Utbredelse av lomvi innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nord-sjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.3.10 Lunde



Figur 3.15. Utbredelse av lunde innenfor og rundt utredningsområdet Hywind Tampen i periodene sommer (A), høst (B) og vinter (C). Hywind Tampen ligger i den nordøstlige delen av Nord-sjøen omtrent 140 km vest fra land. Fargekodene (nederst til høyre) angir tettheten av sjøfugl i rutenettet som er 10 x 10 km.

3.4 Bevegelsesmønstre for sjøfugl utenom hekketiden

I hekketiden er sjøfuglene knyttet til hekkekolonien. Etter endt hekking kan de forlate hekkeområdet og trekke til andre leveområder. Her bruker vi data fra SEATRACK som har benyttet lysloggere for å spore sjøfuglers bevegelsesmønstre utenfor hekketiden. Dataene spenner over perioden 2014-2017, og det er tre sesonger, høst (august - oktober), vinter (november - februar) og vår (april - mai). Her presenterer vi kart med kernelkonturer for de fem artene, havhest, krykkje, alkekonge, lomvi og lunde. Kernelkonturer angir relative tettheter innen hver sesong for en gitt bestand (se **kapittel 2.2.1.4**). Dette viser hvilke bestander som sannsynlig befinner seg innenfor det utvidede utredningsområdet. Vi presenterer også månedlige andeler av posisjoner innen hver bestand som er innenfor det utvidede utredningsområdet. Det viser når det er sannsynlig at det er fugler for en gitt bestand innenfor det utvidede utredningsområdet og det gir også en god pekepinn på hvor stor andel av bestanden som sannsynlig kan være innenfor.

3.4.1 Havhest

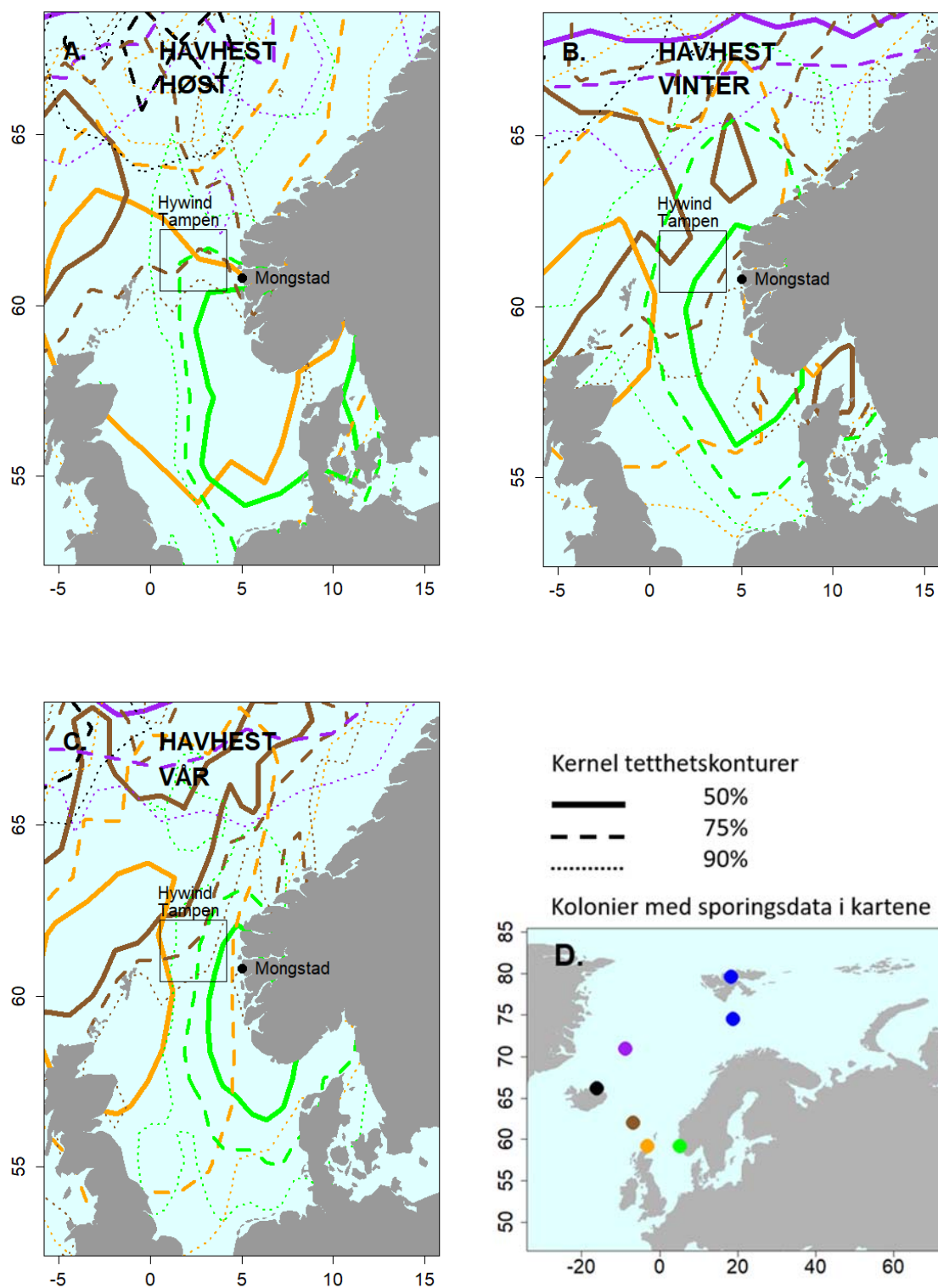
Kernelkartene viser at det er havhest fra Sør-Norge, Færøyene og Storbritannia innenfor det utvidede utredningsområdet i alle tre sesongene (**Figur 3.16, Tabell 3.3**). Ingen av kernelkonturene til noen av de andre bestandene fra Svalbard, Jan Mayen eller Island overlappet med det utvidede utredningsområdet. Havhestene fra Sør-Norge har størst tilstedeværelse i februar, med 5,7% av posisjonene sine innenfor det utvidede utredningsområdet (**Figur 3.17**). Tilsvarende for havhestene fra Storbritannia er oktober (4,0%), september og desember (1,4%) for havhestene fra Færøyene.

Datagrunnlaget kommer fra sporing av havhest fra syv kolonier tilhørende seks bestander (**Tabell 3.4**). Det er relativt mange individer og god geografisk dekning, men det er kun sporet havhest fra én koloni i Storbritannia (Eynhallow, Orknøyene) og én i Sør-Norge (Jarsteinen, Rogaland). Havhest er ikke sporet fra kolonier på Shetland som er enda nærmere Hywind Tampen. Vi forventer at havhest fra disse koloniene i like stor eller større grad bruker området rundt Hywind Tampen. Det er store hekkekolonier med havhest på Shetland, mens de norske hekkekoloniene er veldig små.

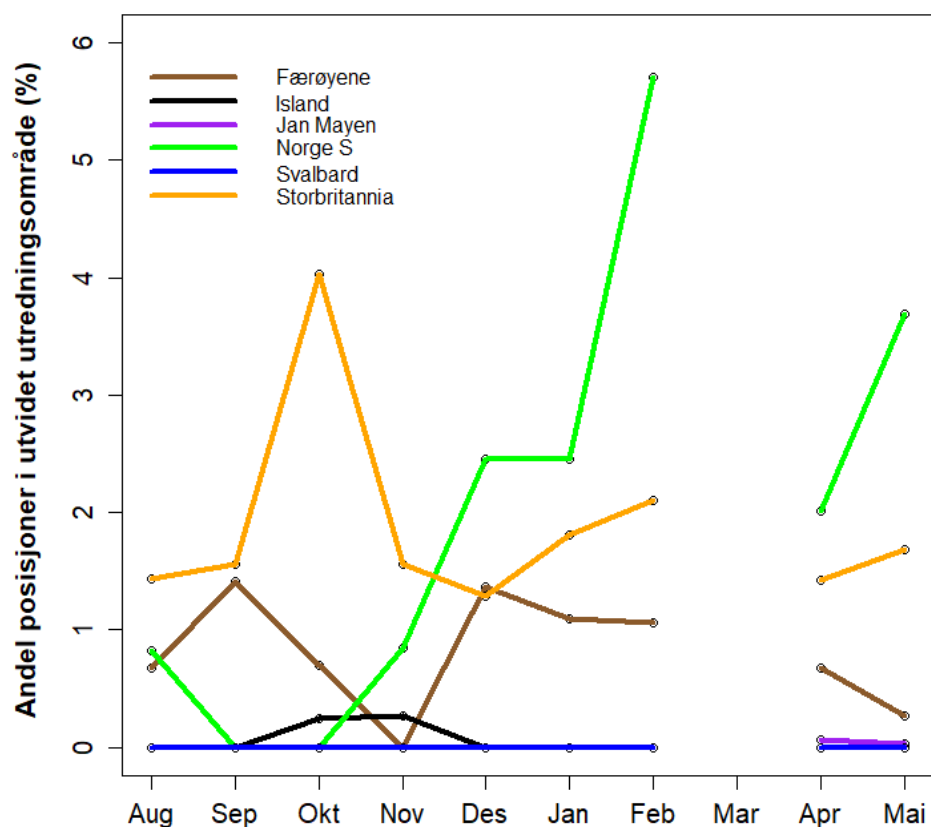
Tabell 3.3. Havhestbestander med kernelkonturer (50, 75 eller 90%) som overlapper med det utvidede utredningsområdet for Hywind Tampen høst, vinter og vår. Antatte bestandsstørrelser angitt i antall par.

	Sør-Norge ¹	Nord-Norge ¹	Svalbard ¹	Russland ²	Jan Mayen ¹	Island ²	Færøyene ²	Storbritannia ²
Bestand	500	7 500	<1 mill	26 000	>0.1 mill	1-2 mill	0.6 mill	0.54 mill
Høst	50	ingen data	-	ingen data	-	-	75	50
Vinter	50	ingen data	-	ingen data	-	-	50	75
Vår	50	ingen data	-	ingen data	-	-	75	50

Bestandstall fra ¹Anker Nilssen et al. 2015, ²Fauchald et al. 2015b



Figur 3.16. Kernelkonturer (50, 75 og 90%) for havhest om høsten (A), vinteren (B) og våren (C). Havhest er sporet med lysloggere i regi av SEATRACK fra kolonier i Sør-Norge, på Svalbard, Jan Mayen, Island og Storbritannia (D).



Figur 3.17. Månedlige andeler av posisjoner innenfor det utvidede utredningsområdet for havhest fra kolonier tilhørende bestandene Sør-Norge, på Svalbard, Jan Mayen, Island og Storbritannia.

Tabell 3.4. Dataomfang fra sporing av havhest med lysloggere i regi av SEATRACK

Sesong	Posisjoner	År	Måneder*	Individer	Kolonier	Bestander	Land
Høst	13916	3 (2014-2017)	Aug, Sep, Okt	166	7	6	4
Vinter	45068	3 (2014-2017)	Nov, Des, Jan, Feb	166	7	6	4
Vår	14705	3 (2014-2017)	Apr, Mai	166	7	6	4

*Det er ikke posisjoner fra periodene rundt høst (7 Sep -25 Okt)- og vårjevndøgn (21 Feb - 5 Apr), da breddegrader ikke er pålitelige

3.4.2 Krykkje

Kernelkartene viser at det er krykkjer fra Sør-Norge i det utvidede utredningsområdet i alle tre sesongene. I tillegg er det krykkjer fra Storbritannia på høsten, Nord-Norge og Svalbard om vinteren og Russland og Færøyene på våren (**Figur 3.18, Tabell 3.5**). Island er eneste bestand hvor ingen av kernelkonturene overlapper med utredningsområdet.

Bestanden fra Sør-Norge har også størst andel av sine posisjonene innen det utvidede utredningsområdet, med over 2% andel i april og mai (**Figur 3.19**). De andre krykkjebestandene hadde andeler på mindre enn 0,5%. Det betyr at de har mer enn 99,5% av posisjonene utenfor det utvidede utredningsområdet. Det er et stort dataomfang og god geografisk representasjon i krykkjedataene fra SEATRACK (**Tabell 3.6**). Særlig Nord-Norge, Russland og Svalbard er godt dekket. Det er sporet krykkje fra kun én koloni i Sør-Norge (Ålesund), men det er ikke mange krykkjekolonier sør for Ålesund eller Runde. Største svakheten i dette materialet er at det kun er sporet krykkje fra én bestand i Storbritannia (Isle of May). Det er god grunn til å anta at sporingsdata fra Shetland hadde vist at krykkjer fra Shetland benytter seg av området rundt Hywind Tampen.

Tabell 3.5. Krykkjebestander med kernelkonturer (50, 75 eller 90%) som overlapper med det utvidede utredningsområdet for Hywind Tampen høst, vinter og vår. Antatte bestandsstørrelser angitt i antall par.

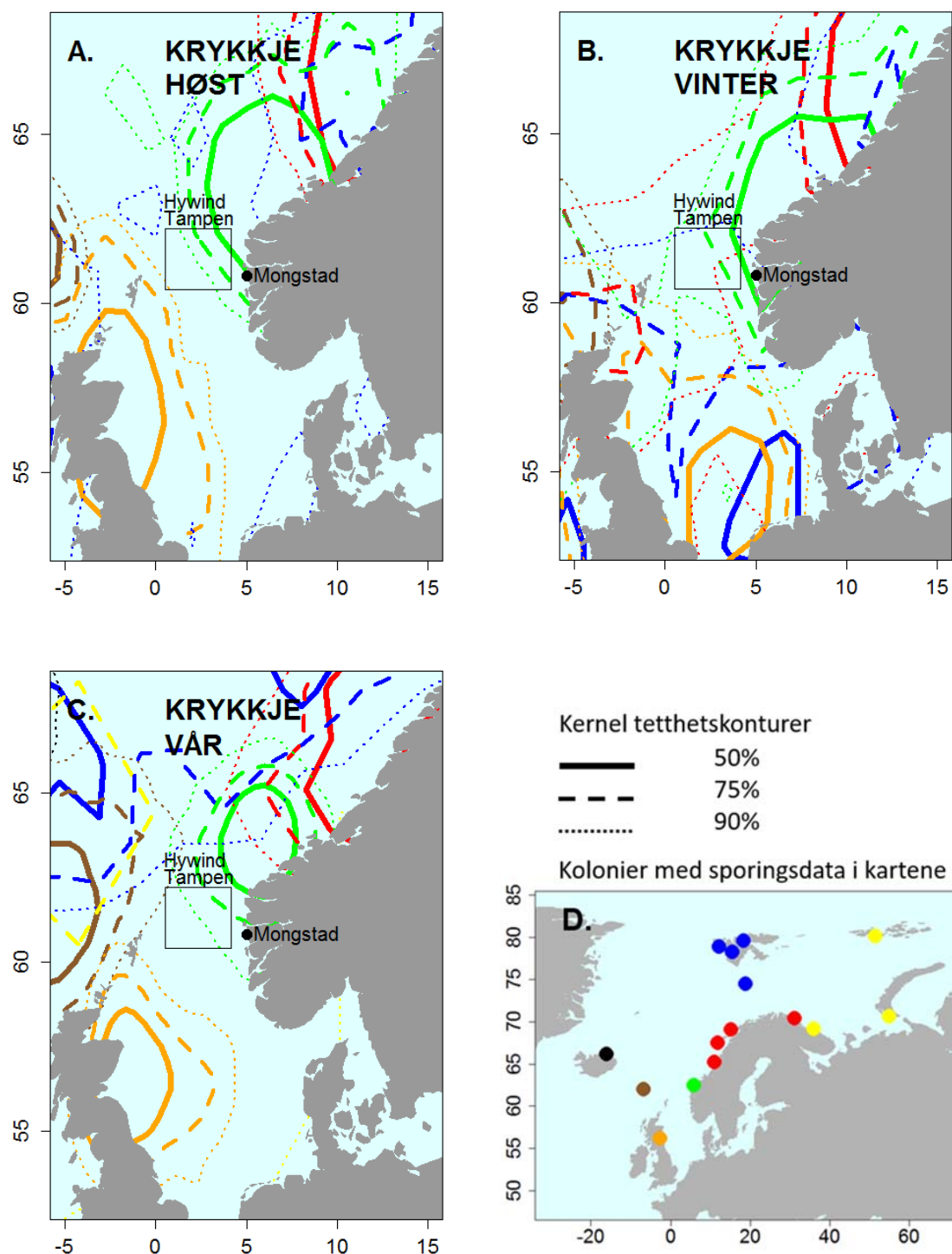
	Sør-Norge ¹	Nord-Norge ¹	Svalbard ¹	Russland ²	Jan Mayen ¹	Island ²	Færøyene ²	Storbritannia ²
Bestand	5 000	82 000	0.25 mill	0.14 mill	<10 000	0.7 mill	0.23 mill	0.42 mill
Høst	50	-	-	-	ingen data	-	-	90
Vinter	50	90	90	-	ingen data	-	-	-
Vår	75	-	-	90	ingen data	-	90	-

Bestandstall fra ¹Anker Nilssen et al. 2015, ²Fauchald et al. 2015b

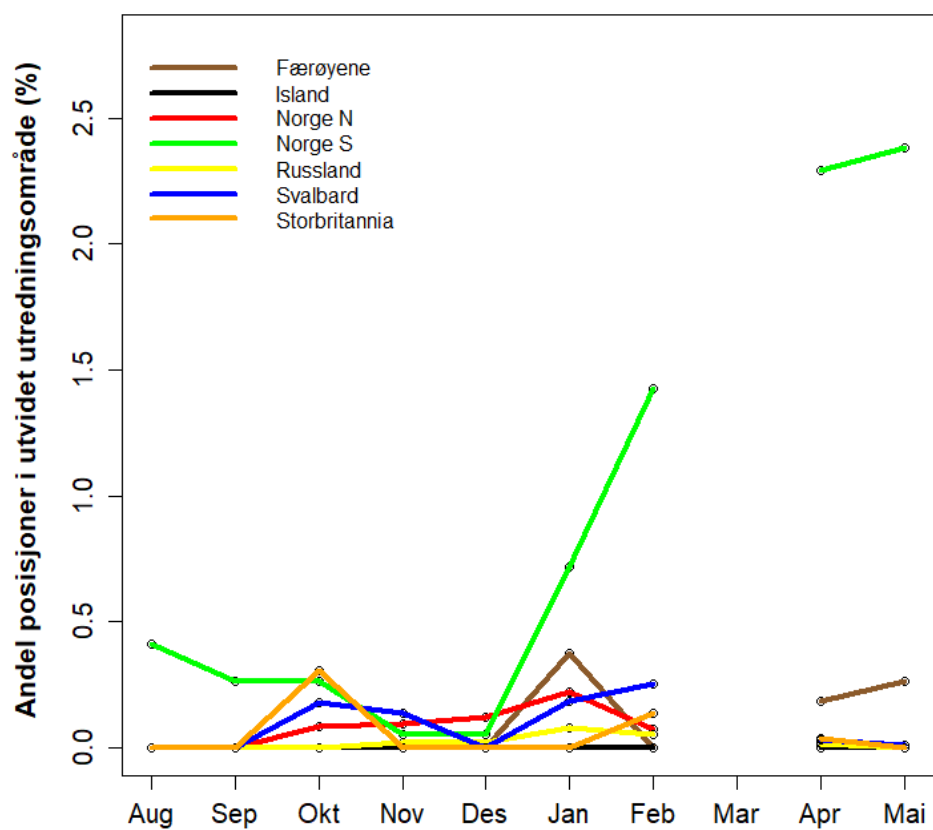
Tabell 3.6. Dataomfang fra sporing av krykkje med lysloggere i regi av SEATRACK

Sesong	Posisjoner	År	Måneder*	Individer	Kolonier	Bestander	Land
Høst	43491	3 (2014-2017)	Aug, Sep, Okt	525	15	7	5
Vinter	181358	3 (2014-2017)	Nov, Des, Jan, Feb	525	15	7	5
Vår	43331	3 (2014-2017)	Apr, Mai	514	15	7	5

*Det er ikke posisjoner fra periodene rundt høst (7 Sep -25 Okt)- og vårjevndøgn (21 Feb - 5 Apr), da breddegrader ikke er pålitelige



Figur 3.18. Kernelkonturer (50, 75 og 90%) for krykkje om høsten (A), vinteren (B) og våren (C). Krykkje er sporet med lysloggere i regi av SEATRACK fra kolonier i Sør-Norge, Nord-Norge, Svalbard, Russland, Island, Færøyene og Storbritannia (D).



Figur 3.19. Månedlige andeler av posisjoner innenfor det utvidede utredningsområdet for krykkje fra kolonier tilhørende bestandene Sør-Norge, N-Norge, Svalbard, Russland, Island, Færøyene og Storbritannia.

3.4.3 Alkekonge

Kernelkartene for alkekonge viser at det ikke er overlapp med det utvidede utredningsområdet i noen av sesongene (**Figur 3.20**). Andelen er 0% for både bestanden fra Svalbard og Russland, og det er ikke en eneste posisjon innenfor det utvidede utredningsområdet (**Figur 3.21**).

Alkekonger er sporet i regi av SEATRACK fra fire kolonier på Svalbard og én koloni på Franz Josef

	Land		i		Russland			
	Sør-Norge ¹	Nord-Norge ¹	Svalbard ¹	Russland ²	Jan Mayen ¹	Island	Færøyene	Storbritannia
Bestand	0	0	>1 mill	>0.3 mill	<0.1 mill	0	0	0
	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data
Høst	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data
Vinter	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data
Vår	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data

Bestandstall fra ¹Anker Nilssen et al. 2015, ²Isaksen & Gavrilov (2000)

Tabell 3.8). Dette er en god geografisk dekning av artens hekkeutbredelse, bortsett fra Grønland. En sporingsstudie derfra viser imidlertid at heller ikke disse bestandene fra verken Øst- eller Nordvest-Grønland befant seg i det aktuelle området (Fort et al. 2013).

Tabell 3.7. Alkekongebestander med kernelkonturer (50, 75 eller 90%) som overlapper med det utvidede utredningsområdet for Hywind Tampen høst, vinter og vår.

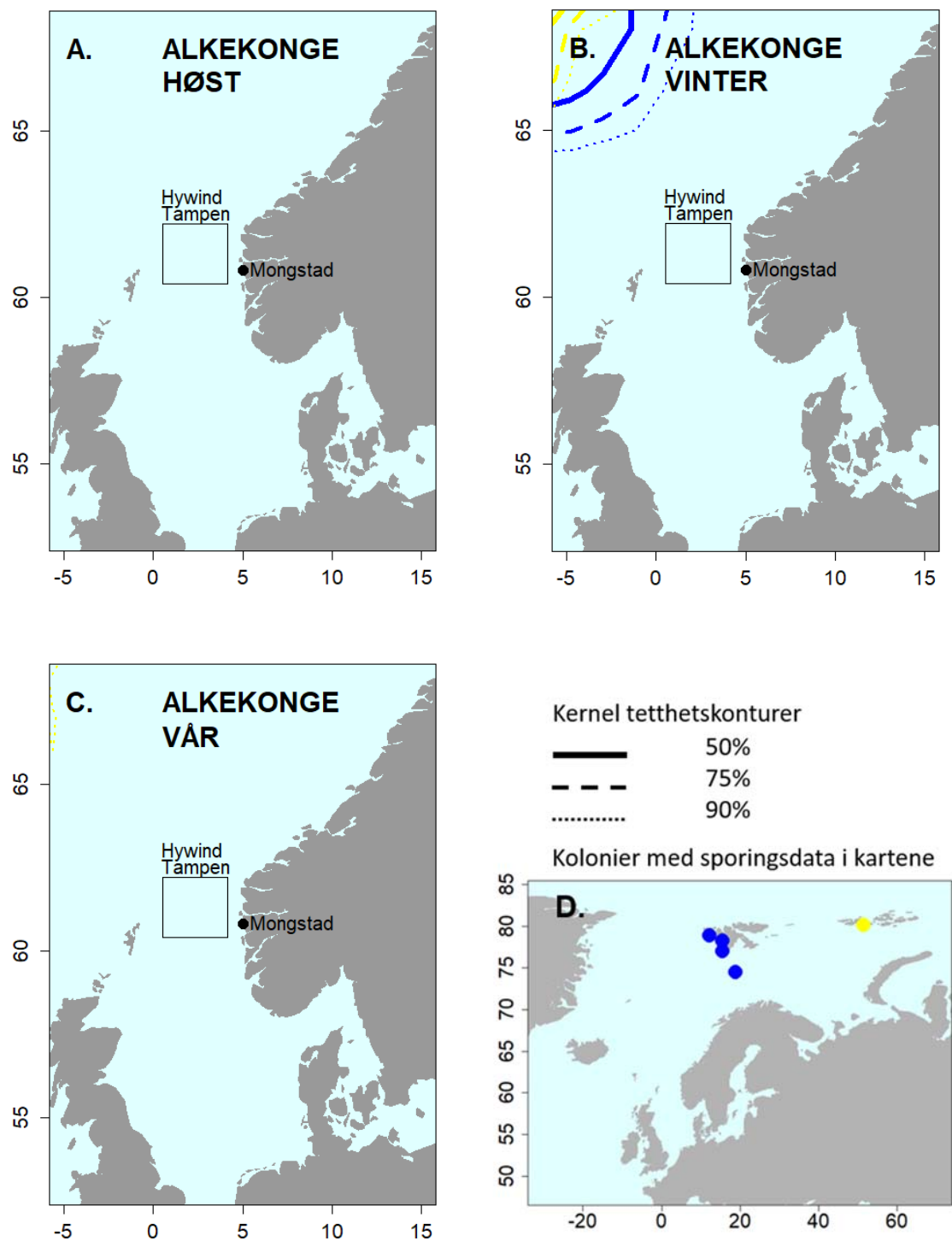
	Land		i		Russland			
	Sør-Norge ¹	Nord-Norge ¹	Svalbard ¹	Russland ²	Jan Mayen ¹	Island	Færøyene	Storbritannia
Bestand	0	0	>1 mill	>0.3 mill	<0.1 mill	0	0	0
	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data
Høst	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data
Vinter	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data
Vår	ingen data	ingen data	-	-	ingen data	ingen data	ingen data	ingen data

Bestandstall fra ¹Anker Nilssen et al. 2015, ²Isaksen & Gavrilov (2000)

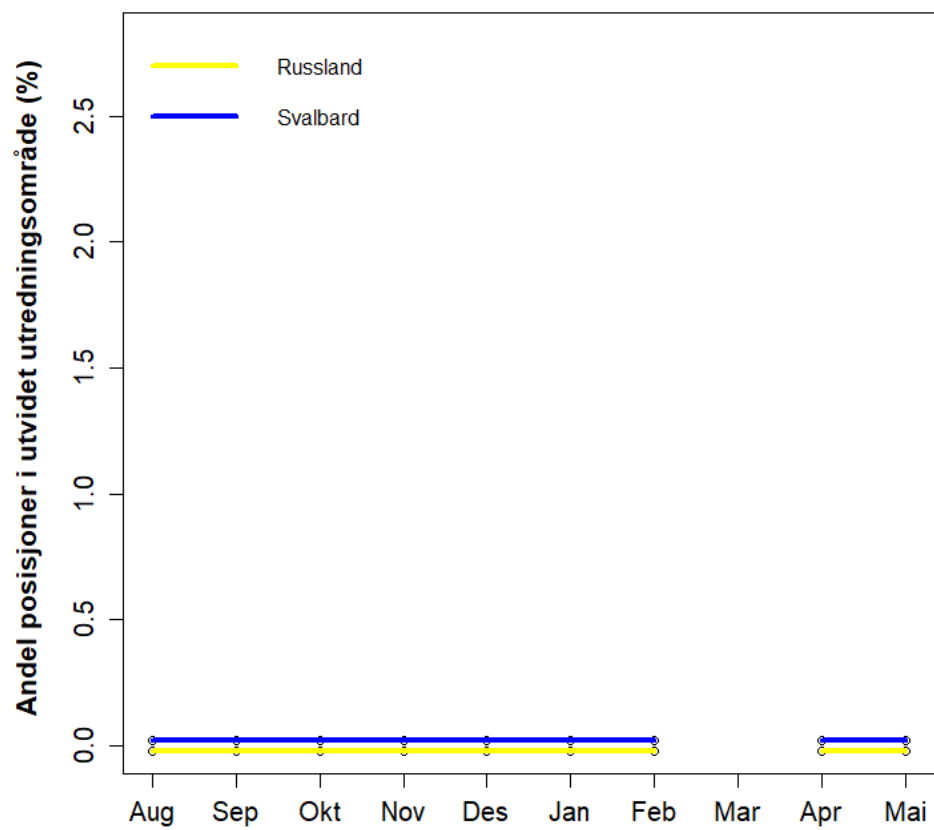
Tabell 3.8. Dataomfang fra sporing av alkekonge med lysloggere i regi av SEATRACK

Sesong	Posisjoner	År	Måneder*	Individer	Kolonier	Bestander	Land
Høst	2038	3 (2014-2017)	Aug, Sep, Okt	107	5	2	2
Vinter	22316	3 (2014-2017)	Nov, Des, Jan, Feb	106	5	2	2
Vår	1590	3 (2014-2017)	Apr, Mai	75	4	2	2

*Det er ikke posisjoner fra periodene rundt høst (7 Sep -25 Okt)- og vårjevndøgn (21 Feb - 5 Apr), da breddegrader ikke er pålitelige



Figur 3.20. Kernelkonturer (50, 75 og 90%) for alkekonge om høsten (A), vinteren (B) og våren (C). Alkekonge er sporet med lysloggere i regi av SEATRACK fra kolonier på Svalbard og i Russland (D).



Figur 3.21. Månedlige andeler av posisjoner innenfor det utvidede utredningsområdet for alkekonge fra kolonier tilhørende bestandene Svalbard og Russland.

3.4.4 Lomvi

Fire lomvibestander har kernelkonturer som overlapper med det utvidede utredningsområdet om vinteren. Det er Færøyene, Island, Nord-Norge og Storbritannia (**Figur 3.22, Tabell 3.9**). Om høsten er det en liten overlapp med 90% kernelkonturen til Færøyene, men det er ingen posisjoner fra Færøyene innen det utvidede utredningsområdet i denne perioden (**Figur 3.23**). På våren er ingen lomvi sporet til det utvidede utredningsområdet fra noen av bestandene.

Datagrunnlaget fra SEATRACK er veldig omfattende på lomvi, med sporing av individer i elleve kolonier fra 7 bestander (**Tabell 3.10**). Likevel, det er ikke sporet lomvi fra Runde eller kolonier på Shetland og Orknøyene. Vi forventer at lomvi fra disse bestandene kan befinne seg i det utvidede utredningsområdet. Særlig lomvibestandene fra Orknøyene og Shetland er relativt store.

Tabell 3.9. Lomvibestander med kernelkonturer (50, 75 eller 90%) som overlapper med det utvidede utredningsområdet for Hywind Tampen høst, vinter og vår.

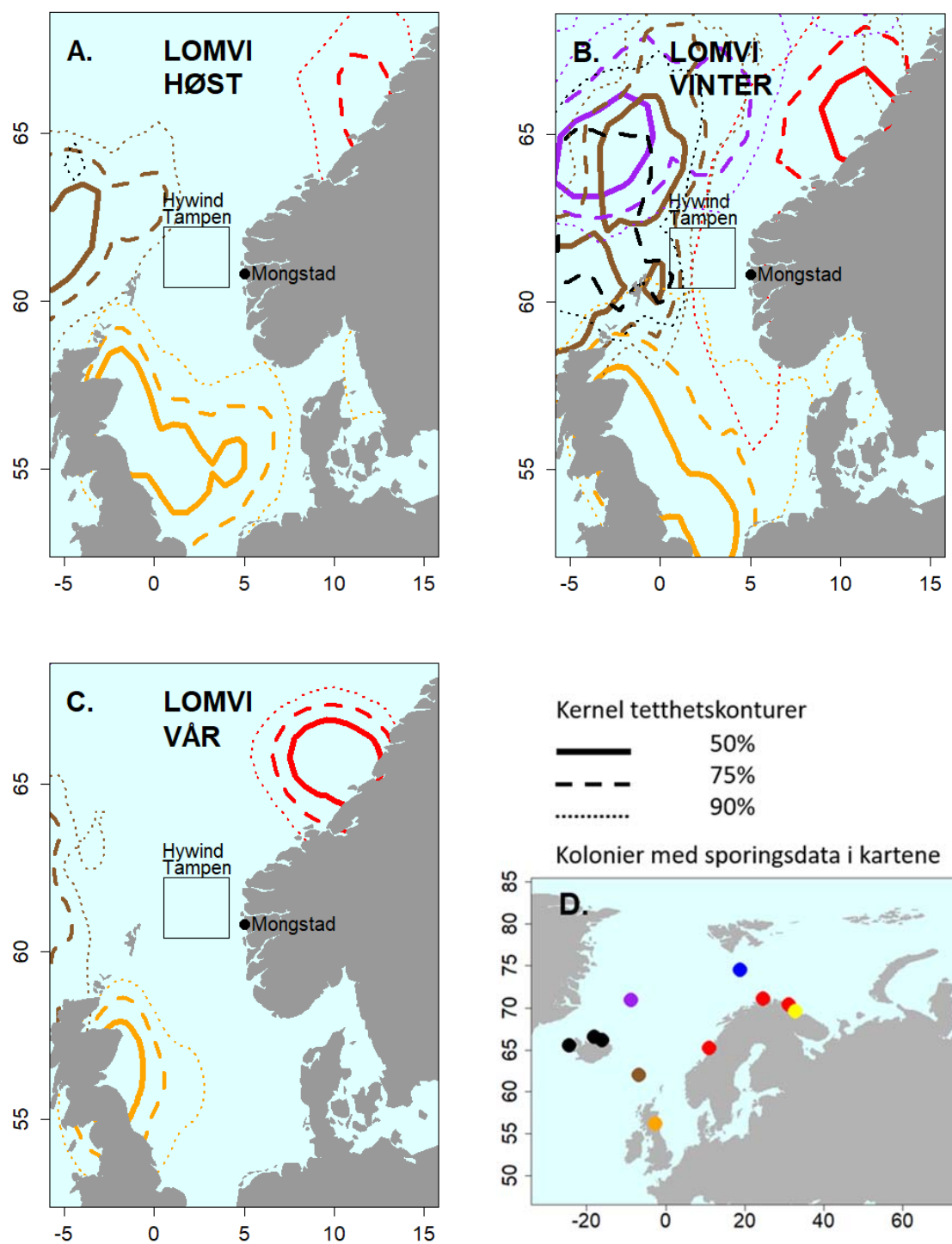
	Sør-Norge ¹	Nord-Norge ¹	Svalbard ¹	Russland ²	Jan Mayen ¹	Island ²	Færøyene ²	Storbritannia ²
Bestand	1 000	16 000	0.13 mill	25 000	<1 000	1 mill	0.18 mill	1 mill
Høst	ingen data	-	-	-	-	-	95	-
Vinter	ingen data	95	-	-	-	75	75	95
Vår	ingen data	-	-	-	-	-	-	-

Bestandstall fra ¹Anker Nilssen et al. 2015, ²Fauchald et al. 2015b

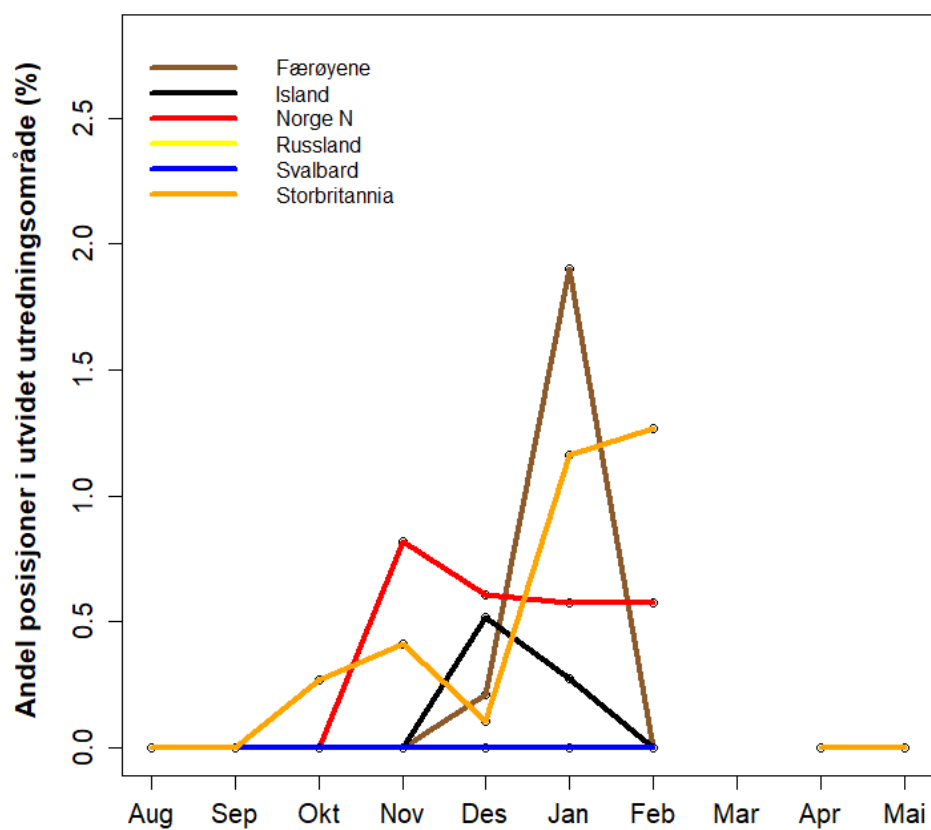
Tabell 3.10. Dataomfang fra sporing av lomvi med lysloggere i regi av SEATRACK

Sesong	Posisjoner	År	Måneder*	Individer	Kolonier	Bestander	Land
Høst	25648	3 (2014-2017)	Aug, Sep, Okt	244	11	7	5
Vinter	77450	3 (2014-2017)	Nov, Des, Jan, Feb	242	11	7	5
Vår	19931	3 (2014-2017)	Apr, Mai	238	11	7	5

*Det er ikke posisjoner fra periodene rundt høst (7 Sep -25 Okt)- og vårjevndøgn (21 Feb - 5 Apr), da breddegrader ikke er pålitelige



Figur 3.22. Kernelkonturer (50, 75 og 90%) for lomvi om høsten (A), vinteren (B) og våren (C). Lomvi er sporet med lysloggere i regi av SEATRACK fra kolonier i Nord-Norge, Svalbard, Russland, Jan Mayen, Island, Færøyene og Storbritannia (D).



Figur 3.23. Månedlige andeler av posisjoner innenfor det utvidede utredningsområdet for lomvi fra kolonier tilhørende bestandene Nord-Norge, Svalbard, Russland, Jan Mayen, Island, Færøyene og Storbritannia.

3.4.5 Lunde

To lundebestander har kernelkonturer som overlapper litt med det utvidede utredningsområdet på høsten. Det er Sør-Norge og Storbritannia (**Figur 3.24, Tabell 3.11**). Lunder fra Nord-Norge og Storbritannia overlapper med det utvidede utredningsområdet om vinteren, og lunder fra Sør-Norge om våren. Om høsten er andelen av posisjonene som er innenfor det utvidede utredningsområdet mindre enn 0,5% for alle bestandene, mens det er noe høyere på vinteren og våren, med opptil 1,1% av lundene fra Storbritannia i februar og 1,5% for lundene fra Sør-Norge i april (**Figur 3.25**).

Koloniene som er representert med data er Bjørnøya (Svalbard), Seven Islands (Russland), Hornøya, Hjelmsøya, Anda, Røst, Sklinna (Norge N), Runde (Norge S), Isle of May (Storbritannia), Skúvoy (Færøyene), Papey, Grimsey og Hafnarholmi (Island). Det er veldig få data for Svalbard og Russland (N=1 for begge).

Det er stort omfang på datagrunnlaget fra SEATRACK, med sporing av lunder fra 13 kolonier i 7 bestander (**Tabell 1.1**). Likevel, det er ikke sporet lunde fra Shetland eller Orknøyene, og vi forventer at disse kan befinne seg i utredningsområdet.

Tabell 3.11. Lundebestander med kernelkonturer (50, 75 eller 90%) som overlapper med det utvidede utredningsområdet for Hywind Tampen høst, vinter og vår.

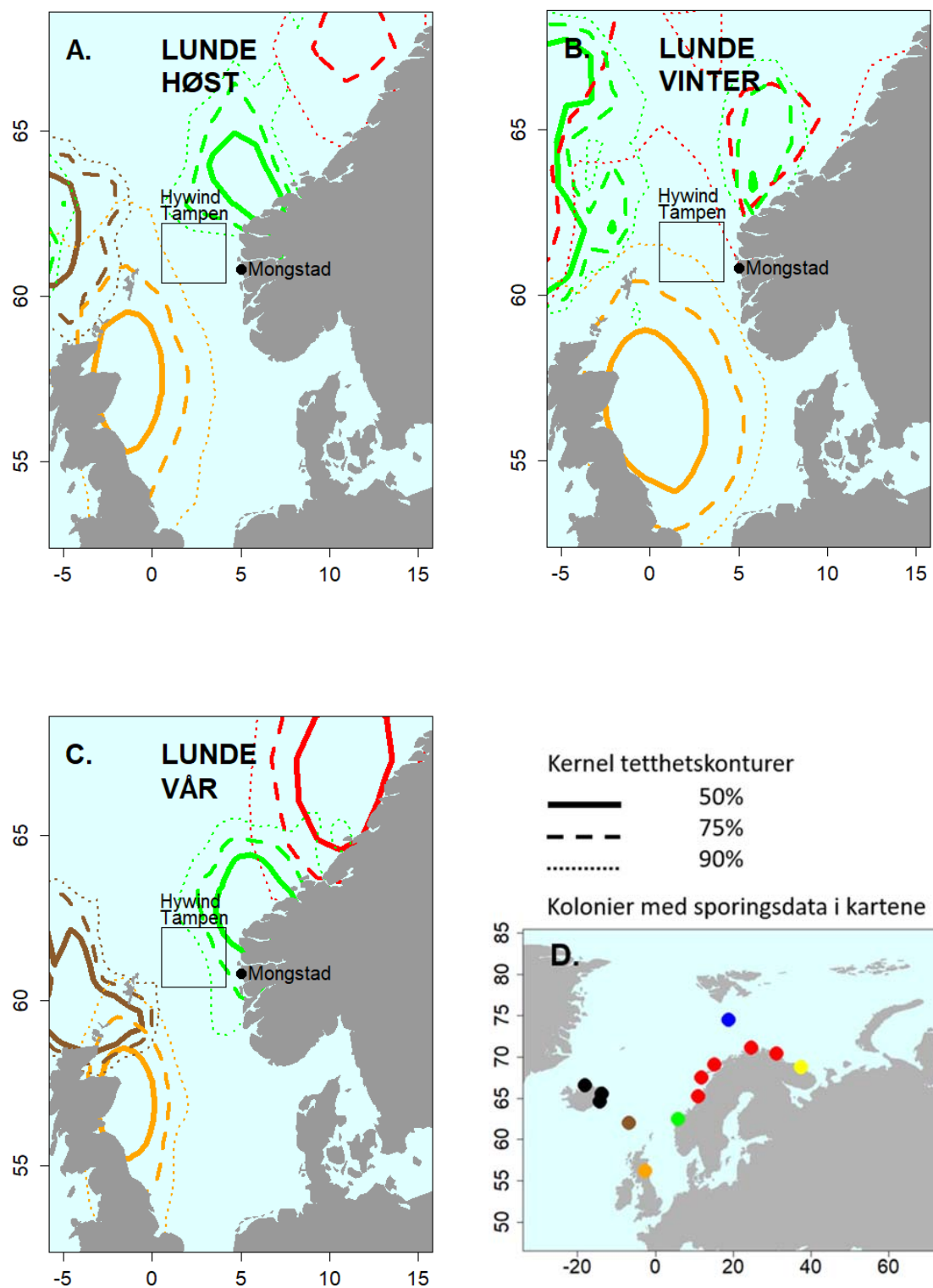
	Sør-Norge ¹	Nord-Norge ¹	Svalbard ¹	Russland ²	Jan Mayen ¹	Island ²	Færøyene ²	Storbritannia ²
Bestand	55 000	1.4 mill	<10 000	5 000	<5 000	2.75 mill	0.55 mill	0.62 mill
Høst	95	-	-	-	ingen data	-	-	95
Vinter	-	95	-	-	ingen data	-	-	95
Vår	50	-	-	-	ingen data	-	-	-

Bestandstall fra ¹Anker Nilssen et al. 2015, ²Fauchald et al. 2015b

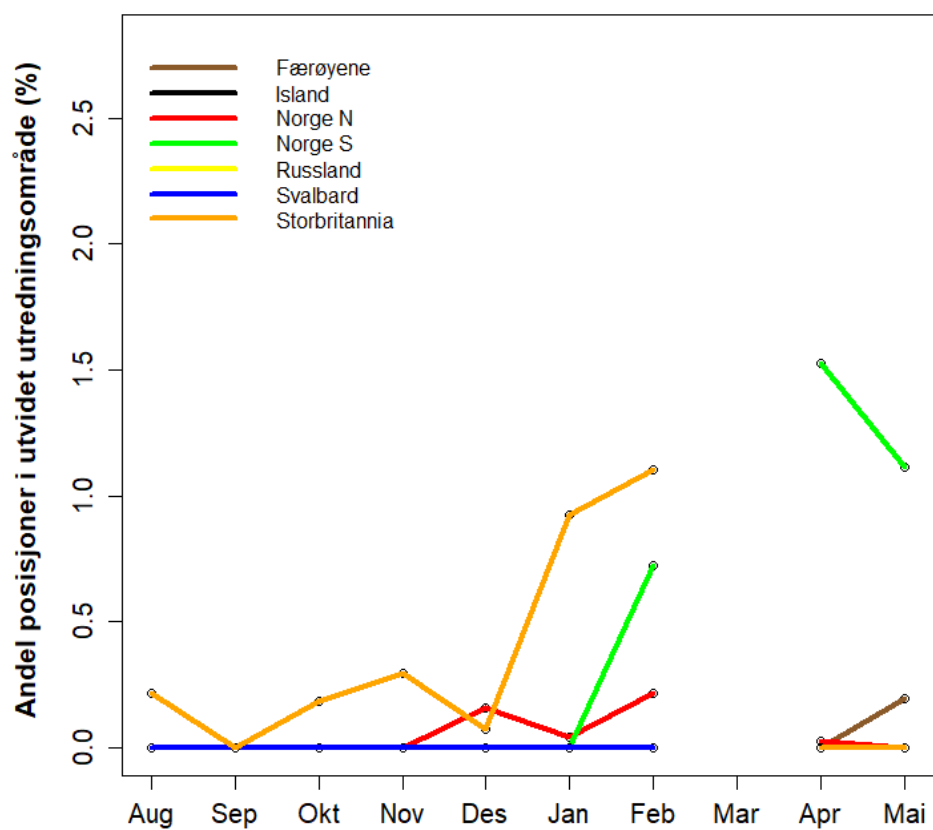
Tabell 3.12. Dataomfang fra sporing av lunde med lysloggere i regi av SEATRACK

Sesong	Posisjoner	År	Måneder*	Individer	Kolonier	Bestander	Land
Høst	19257	3 (2014-2017)	Aug, Sep, Okt	268	13	7	5
Vinter	70028	3 (2014-2017)	Nov, Des, Jan, Feb	267	13	7	5
Vår	18077	3 (2014-2017)	Apr, Mai	258	13	7	5

*Det er ikke posisjoner fra periodene rundt høst (7 Sep -25 Okt)- og vårjevndøgn (21 Feb - 5 Apr), da breddegrader ikke er pålitelige



Figur 3.24. Kernelkonturer (50, 75 og 90%) for lunde om høsten (A), vinteren (B) og våren (C). Lunde er sporet med lysloggere i regi av SEATRACK fra kolonier i Sør-Norge, Nord-Norge, Svalbard, Russland, Island, Færøylene og Storbritannia (D).



Figur 3.25. Månedlige andeler av posisjoner innenfor det utvidede utredningsområdet for lunde fra kolonier tilhørende bestandene Sør-Norge, Nord-Norge, Svalbard, Russland, Island, Færøyene og Storbritannia.

4 Vurdering av konsekvenser

4.1 Hekkende sjøfugl

Utredningsområdet ligger omtrent 140 km fra den norske fastlandskysten og dermed minst 140 km fra de nærmeste norske hekkekoloniene for sjøfugl (jf. **kapittel 2.1**) og ca. 210 km fra Runde. Analysen av funksjonsområder til hekkende sjøfugler viste at det ikke var noen funksjonsområder som overlappet med Hywind Tampen utredningsområdet. Dette indikerer at det trolig er lite sjøfugl fra koloniene i Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og Runde som vil trekke så langt ut, og dermed vil de heller ikke komme i konflikt med turbinene.

De definerte funksjonsområdene er generaliseringer som dekker et mangfold av kolonier. Variasjonen i beiteområdene mellom kolonier er dermed ikke tatt hensyn til, heller ikke variasjoner mellom år. Studier hvor hekkende sjøfugl er blitt instrumentert med GPS-loggere har vist at funksjonsområdene kan være ganske forskjellige i utstrekning for fugler fra ulike kolonier (Weimerskirch et al. 2001, Goutte et al. 2014, Christensen-Dalsgaard et al. 2018) og til ulike tider i hekkesesongen (Ponchon et al. 2014). Det er også vist at sjøfugler kan ha mye større aksjonsradius enn det som er brukt i vår analyse. Hekkende havsule og krykkje kan f.eks. bevege seg opp til 400 km ut fra koloniene i hekketiden (Grecian et al. 2012, Ponchon et al. 2014), mens det hos havhest er observert at de kan fly opptil 600 km fra koloniene for å finne mat til ungene (Thaxter et al. 2012). Det er også vist at lomvi, lunde og storjo kan overskride de 99 km som er brukt som aksjonsradius for disse artene (Thaxter et al. 2012, Jakubas et al. 2018). Hywind Tampen ligger derved innenfor den teoretiske maksimum aksjonsradius for disse artene. Dette gjelder sjøfugl fra både på den norske og den britisk side av Nordsjøen.

Basert på det beregnede antall individer i utredningsområdet for Hywind Tampen på sommeren (**Tabell 4.1**) og hekkebestanden av sjøfugler på den delen av det norske fastlandet som grenser til Nordsjøen (inkludert Runde), ble det beregnet hvor stor en andel av hekkebestandene som oppholder seg i utredningsområdet (**Tabell 4.1**). Dette ble brukt til å beregne en konsekvenskategori for kollisjon og habitatforstyrrelse i hekkesesongen for utvalgte arter (**Tabell 4.1**). Dette viser at det tilsynelatende er svært få av sjøfuglartene som bruker utredningsområdet i hekkesesongen. Det var bare lomvi og havhest som var representert med andeler av hekkebestanden på mer enn 0,5%. For havhest ble det estimert at det var over dobbelt så mange havhest i utredningsområdet som det som faktisk hekker på norske fastlandet grensende til Nordsjøen (inkludert Runde). Dette er trolig et resultat av at mange av havhestene i utredningsområdet stammer fra ikke-norske bestander, f.eks. fra Shetland, Orknøyene eller Færøyene. Denne hypotesen støttes av resultatene fra Edwards (2015), som viste at havhest fra Orknøyene brukte mye av den nordlige delen av Nordsjøen til å søke etter mat i hekkesesongen.

Uavhengig av herkomsten til havhesten ble den endelige konsekvenskategori (se **kapittel 2.3.2**) for havhest 4 for både kollisjon og habitatforstyrrelse (**Tabell 4.1**) og dermed lav konsekvens for begge kategorier. For lomvi ble konsekvenskategoriene beregnet til respektiv 1 og 2 for hhv. kollisjon og habitatforstyrrelse (**Tabell 4.1**) og dermed lav konsekvens for begge kategorier.

Tabell 4.1. Beregning av konsekvenskategori for kollisjon og habitatforstyrrelse i hekkesesongen for utvalgte arter. Beregning er basert på estimert antall sjøfugl i utredningsområdet i forhold til hekkebestanden i området vurdert. Dette er blitt vurdert sammen med SSI-kategorien for kollisjon og habitatforstyrrelse. Beregningene er basert på tellinger i åpent hav og er vist med 95% konfidensintervall i parentes. En konsekvenskategori på 0, er definert som ingen konsekvens, 1-4 som lav konsekvens, 5-8 moderat konsekvens og 9-12 høy konsekvens.

Art	Estimert antall i utredningsområdet	Hekkebestand	Andel av hekkebestand (%)	Kategori for andel	Kategori SSI kollisjon	Kategori SSI habitatforstyrrelse	Konsekvens kategori kollisjon	Konsekvens kategori habitatforstyrrelse
Havhest	2144 (1022 - 4074)	1000	214 (102 - 404)	4	1	1	4	4
Havsule	5 (3 - 8)	7200	0 (0 - 0)	0	3	1	0	0
Fiskemåke	0 (0 - 0)	30000	0 (0 - 0)	0	2	1	0	0
Gråmåke	1 (0 - 1)	15000	0 (0 - 0)	0	3	1	0	0
Svartbak	3 (1 - 4)	12000	0 (0 - 0)	0	3	1	0	0
Krykkje	27 (18 - 48)	10000	0 (0 - 1)	0	2	1	0	0
Alke	0 (0 - 0)	1000	0 (0 - 0)	0	1	3	0	0
Lomvi	16 (10 - 23)	2000	1 (1 - 1)	1	1	2	1	2
Lunde	3 (2 - 5)	110000	0 (0 - 1)	0	1	2	0	0

Basert på resultatene fra konsekvenskategorier antas det at konsekvenser for hekkende sjøfugl vil være lave ved et utbygging av Hywind Tampen (**Tabell 4.2**).

Tabell 4.2. Antatte konsekvenser ved etablering av Hywind Tampen for sjøfugler i hekkesesongen. De antatte konsekvensene er utelukkende vurdert basert på forekomst og SSI-indeksen.

Art	Hekking	
	Kollisjon	Habitatforstyrrelse
Havhest	Lav	Lav
Havsule	Ingen	Ingen
Fiskemåke	Ingen	Ingen
Gråmåke	Ingen	Ingen
Svartbak	Ingen	Ingen
Krykkje	Ingen	Ingen
Alke	Ingen	Ingen
Lomvi	Lav	Lav
Lunde	Ingen	Ingen

4.2 Svømmetrekk

Vi har ikke data for svømmetrekket for lomvi fra Runde basert på lysloggere (jfr. figur 3.22). Ringmerkingsgjenfunn av lomvi og alke fra Runde viser at begge arter i sitt første leveår er gjenfunnet både nord og sør for Runde (Bakken et al. 2003). Gjenfunnsmaterialet av fugler merket før år 2000 antyder at bare en liten andel av bestanden forlater Norge. Det foreligger ikke funn

som viser at de da har krysset Nordsjøen så langt nord at de vil komme i konflikt med Hywind Tampen, dersom svømmetrekket foregår på samme måten i dag som vist av Bakken et al. (2003). Det foregår et trekk av lomvi og alke fra britiske kolonier og fra Shetland og Færøyene, men de trekker trolig i stor grad mot SE inn i sørlige deler av Nordsjøen og Skagerrak, uten å komme nær Hywind Tampen. Effektene vindparken eventuelt vil ha for alke og lomvi under svømmetrekket dersom de skulle passere området, er imidlertid ikke kjent.

Svømmetrekket for havsuleungene fra kolonien på Runde antas å gå i sørlig retning, men det finnes få gjenfunn av havsuleunger merket på Runde (Bakken et al. 2003), og ingen som kan indikere om de svømmer langt ut fra land og om de eventuelt kan krysse Nordsjøen – og i så hvor de gjør det – for å komme til områder med gode fiskeforekomster i mer sørlige deler av Nordsjøen. Det er heller ikke kjent hvor langt sør ungene vil svømme før de begynner å kunne fly selv.

Der hvor fuglene svømmer er det ingen kollisjonsrisiko. Hvis ungfuglene begynner å fly i nærheten av vindparken vil det være en viss kollisjonsrisiko, og man kan spekulere i om den er noe høyere enn hos voksne erfarne flygere. Det er et svært begrenset kunnskapsgrunnlag på dette området, spesielt mtp. hvorvidt det er sannsynlig at svømmetrekk vil foregå i nærheten av vindparken. Derfor er det ikke grunnlag for en god faglig vurdering av konsekvensene ved etablering av Hywind Tampen på svømmetrekk i området.

4.3 Høst- og vårtrekk

Vår- og høsttrekket for mange arter som trekker langs kysten av Norge, ikke bare av de typiske sjøfuglartene, er mangelfullt kartlagt, særlig i forhold til avstand fra kystlinjen. Bare for noen få arter er dette vist gjennom satellittmerking, som for ringgås og grågås (Clausen & Bustnes 1998, Follestad et al. upubliserte data). Det er imidlertid liten grunn til å anta at fugler som kommer fra eller skal til kontinentet ved å krysse over den sørlige delen av Nordsjøen i hovedsak til/fra Danmark, vil trekke så langt ut fra kysten at de kan bli påvirket av turbinene i Hywind Tampen.

Trekkende fugler mellom Norge og De britiske øyer, som f.eks. hvitkinngås (se **Figur 3.5**) kan derimot komme i konflikt med Hywind Tampen, dersom de flyr lavt over sjøen, eller de ikke er fullt synlige i værforhold med dårlig sikt. Det er relativt lang avstand mellom hver turbin, slik at det kan være mulig for mange arter å fly mellom dem. Det er imidlertid ikke grunnlag for en god faglig vurdering av konsekvensene ved etablering av Hywind Tampen på høst- og vårtrekk i området.

4.4 Sjøfugl i åpent hav

I denne konsekvensutredningen er fordeling og tetthet av sjøfugl i åpent hav, vurdert ved hjelp av to ulike, komplementerende metodikker. Det er brukt data fra de tradisjonelle takseringene av sjøfugl i åpent hav, som kan gi et estimat på hvor mange fugler som bruker området. I tillegg har vi inkludert informasjon om sjøfuglers bevegelsesmønstre utenfor hekketiden fra SEATRACK-programmet. Kombinert kan de to metodikkene belyse både hvor mye sjøfugl det er i området og hvilke hekkebestander som kan være representert i området til forskjellige tider på året. Det er imidlertid en metodisk begrensning i at det bare er et begrenset antall kolonier hvor det samlet inn informasjon til SEATRACK-programmet. Det er således ikke noen sjøfuglarter på Shetland som er inkludert i programmet, og på Orknøyene er det bare havhest som blir instrumentert med lysloggere. Likeledes er det bare på en lokalitet i Norge (Jarsteinen i Rogaland) at det blir instrumentert havhest med GLS-loggere. På Orknøyene og Shetland er det ei heller blitt logget bevegelsesmønstre til lomvi.

Basert på åpent hav tellingene var det havhest som hadde de største forekomstene i utredningsområdet både sommer, høst og vår, og det er denne arten som har høyest konsekvenskategori av de artene som er vurdert i hekkesesongen (**Tabell 4.2**). Her var det først og fremst antallet havhest om sommeren (2144, **Tabell 3.2**) og beregnet andel av den norske hekkebestanden (214%, **Tabell 4.2**) som skilte seg ut. Den norske hekkebestanden i Nordsjøen (inkludert Runde)

er veldig lav og tallene viser tydelig at det også må være snakk om andre bestander. Springers-dataene fra SEATRACK bekrefter dette, selv om det ikke foreligger springersdata for juni og juli. I april-mai overlapper det utvidede utredningsområdet med kernelkonturene fra havhestbestandene fra Storbritannia, Færøyene og Sør-Norge.

På høsten er forekomstene av havhest enda større i utredningsområdet (5 639, **Tabell 3.2**). Det er de samme bestandene som er tilstede, men det er i denne årstiden den britiske bestanden har størst andel av sine posisjoner innenfor det utvidede utredningsområdet (**Figur 3.17**). Basert på dataene fra SEATRACK, samt fra andre studier (e.g. Edwards 2015) er det grunn til å tro at en stor andel av havhestene i utredningsområdet stammer fra de britiske koloniene. På Shetland og Orknøyene er det estimert at det hekker nesten 280 000 par av arten (Mitchell et al. 2004). Sett i forhold til et slikt bestandsestimat er det en relativ liten andel av den britiske bestanden av havhest som befinner seg i utredningsområdet. Hvis alle de individene som ble beregnet å befinne seg i området var fra Shetland eller Orknøyene ville det tilsvare 1%. Andelen av posisjonene fra Storbritannia (Orknøyene) som var innenfor det utvidede utredningsområdet var 4%, og antyder en litt større andel. Her er det viktig å huske at denne antagelsen er basert på lysloggere med lav presisjon og at det utvidede utredningsområdet har en buffer på 100 km rundt Hywind Tampen, som er mye større en utredningsområdet.

Vi kan uansett slå fast at det ikke kan være riktig at 214% av bestanden fra Sør-Norge befinner seg i utredningsområdet. Den korrekte andelen er mest sannsynlig mye nærmere 0- 6% som er andelen av posisjonene innenfor det utvidede utredningsområdet (**Figur 3.17**).

Det var et større antall havhest i området om vinteren enn om sommeren, men det var de samme bestandene som var til stede. Det tyder på at det ikke kommer inn overvintrende fugler fra andre bestander. Mest sannsynlig opererer fuglene fra de nærmeste bestandene lengre vekk fra koloniene på vinteren, dermed overlapper de mer med området rundt Hywind Tampen på denne tiden.

Krykkje er den annen arten hvor det er estimert relativt store antall individer i utredningsområdet, men dette er primært på vinterstid. Resultatene fra SEATRACK viser at krykkje fra alle de inkluderte regionene bruker det utvidede utredningsområdet i løpet av et år. Det var krykkjer fra Sør-Norge i utredningsområdet alle tre sesonger, mens det i tillegg var krykkjer fra Nord-Norge og Svalbard på vinteren, fra Russland og Færøyene på våren og fra Storbritannia på høsten (**Figur 3.19**).

For både gråmåke og svartbak ble det registrert et større antall fugl om vinteren enn sommer og høst. Dette tyder på at det kommer inn overvintrende fugler fra andre bestander. Dette er arter hvor det er sparsomt med informasjon om hvor de beveger seg utenom hekkesesongen. Basert på den begrensede informasjonen som er samlet inn gjennom SEATRACK samt andre prosjekter er dette antakeligvis arter som trekker ned fra hekkekolonier i Nord-Norge (Erikstad & Reiertsen, upubliserte data).

Det ble estimert at det er svært få lunder og lomvi i utredningsområdet i løpet av året. Springers-dataene fra SEATRACK understøtter dette, og viser at det på våren og høsten ikke er noen fugl fra de inkluderte lomvikoloniene som har brukt det utvidede utredningsområdet. Lomvibestander fra Færøyene, Nord-Norge, Island, og Storbritannia brukte området på vinteren. Her må det imidlertid bemerkes at det ikke er sporet lomvi fra Shetland og Orknøyene, men at det er grunn til å tro at lomvi derfra kan forekomme i det utvidede utredningsområdet, særlig på sommeren i hekketiden. Det kan uansett ikke være snakk om store antall eller store andeler av disse bestandene, fordi det er beregnet relativt lave forekomster fra tellingene på åpent hav (**Tabell 3.2**). For lunde viste springersdata at det i det utvidede utredningsområdet var fugler fra Sør-Norge og Storbritannia på høsten, fra Nord-Norge og Storbritannia på vinteren og fra Sør-Norge på våren. Likevel, det er beregnet veldig lave forekomster, med kun 2-3 individer i utredningsområdet (**Tabell 3.2**).

Dataene fra åpent hav viser forekomster av alkekonge i utredningsområdet om vinteren (**Figur 3.12, Tabell 3.2**). Selv om det var beregnet et lavt antall individer (**Tabell 3.2**), står det litt i kontrast til dataene fra SEATRACK som viser at ingen av bestandene er sporet til det utvidede utredningsområdet (**Figur 3.20, Figur 3.21**). En mulig forklaring er at det kan være andre bestander som ikke er sporet som kan befinne seg i området. Det er også mulig at kraftige vestlige vinterstormer kan presse alkekonger fra overvintringsområder i nordvest-Atlanteren til vestkysten av Europa. Dataene fra åpent hav i nordlige deler av Nordsjøen kan derfor inkludere tellinger fra vintre med spesielle værforhold. En siste mulighet er at klimaendringene har ført til at alkekonger har skjøvet vinterutbredelsen nordover, og at sporingstudiene, som er kun gjennomført i senere år, reflekterer en litt endret vinterutbredelse. Ifølge Stone et al. (1995) overvintrer alkekonger i Nordsjøen, der den er vidt utbredt i Nordsjøen gjennom vinteren, med tettheter opp mot to fugler pr km². Tidligere er det funnet andre og langt høyere tettheter på Mørkekysten, opp mot 1000-1500 fugler pr. km² (Follestad 1990). Dersom dette skyldes vestlige vinder, kan vi ikke utelukke at alkekongen periodevis kan opptre langt mer tallrik i utredningsområdet.

Det ble ikke registrert hverken fiskemåker eller alke i utredningsområdet, disse artene er dermed ikke blitt vurdert i forhold til herkomst.

Konsekvensvurderingen for åpent hav er gjort basert på kombinasjonen av informasjon fra tellinger og SEATRACK-sporing og presentert i

Tabell 4.3. Konsekvensvurderingen er gjort kvalitativt basert på metode II (**kapittel 2.3.3**). Overordnet var det svært få sjøfugl talt i utredningsområdet og de artene som var tilstede er ikke karakterisert som sårbare for habitatforstyrrelse (**vedlegg 1**). Derfor er det satt «ingen konsekvens» for samtlige arter for alle tre tidsperioder inkludert. I forhold til kollisjonsrisiko da er måker, havhest og havsule arter som scorer høyt i indeksen. For de artene som er tilstede i utredningsområdet er konsekvensen derfor satt til «Lav». Når konsekvensene ikke er vurdert som større er det fordi fuglene tydeligvis kommer fra så mange ulike områder, det er dermed store bestander som potensielt vil bli påvirket. I tillegg viser nyere forskning av selv for sjøfugl som beveger seg inn i en vindpark er det svært lite sannsynlighet for at fuglene kolliderer med turbinene (Skov et al. 2018).

Tabell 4.3. Antatte konsekvenser ved etablering av Hywind Tampen for sjøfugler i åpent hav, for hhv. vår (april – mai), høst (august – oktober) og vinter (november – mars). Konsekvensvurderingen er gjort kvalitativt basert på metode II (**kapittel 2.3.3**).

Art	Åpent hav					
	Vår		Høst		Vinter	
	kollisjon	habitatforstyrrelse	kollisjon	habitatforstyrrelse	kollisjon	habitatforstyrrelse
Havhest	Lav	Ingen	Lav	Ingen	Lav	Ingen
Havsule	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Lav	Ingen
Fiskemåke	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
Gråmåke	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Lav	Ingen
Svartbak	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Lav	Ingen
Krykkje	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Lav	Ingen
Alke	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
Lomvi	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
Lunde	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
Alkekonge	-	-	-	-	Ingen	Ingen

5 Konklusjoner og avbøtende tiltak

Hywind Tampens foreslåtte plassering med relativt stor avstand fra land og med en havdybde på 260- 300 m vil begrense artsutvalget i området. Det er kun arter som lever til havs eller som kan trekke over Nordsjøen som kan forventes å befinne seg ved vindparken. Arter som er sterkt bundet til kysten vil ikke kunne komme i nærheten av vindparken. Området Tampen Hywind ligger i, er delvis et oppstrømsområde der vann fra større dyp tvinges opp i de øvre vannmassene på grunn av strømforhold og bunntopografi. Slike områder er ofte høyproduktive med høy artstetthet. Resultatene fra utredningen viser imidlertid at utredningsområdet tilsynelatende er lokalisert i et område hvor det er relativt lav tetthet av sjøfugler.

Vi konkluderer derfor med at en etablering av Hywind Tampen i det prosjekterte området trolig vil ha lite effekter på sjøfuglene i området. For de fleste sjøfuglartene vil det sannsynligvis ikke medfører målbare effekter. For havhest er konsekvensen ansett som lav i alle sesongene, og for havsule, gråmåke, svartbak og krykkje er konsekvensen ansett som lav om vinteren. For de andre artene og de andre sesongene er det antatt ingen konsekvenser.

Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til potensielle effekter, og vi vet lite sikkert om hvilke faktorer som påvirker risikoen for kollisjon eller habitatforstyrrelser. Det finnes kun et fåtall flytende vindturbiner langt til havs og erfaringsgrunnlaget for å vurdere effekter er veldig lite. Sjøfuglbestandenes utvikling er også i rask endring. Det er negative trender og mange arter er kategorisert som truet på den norske rødlisten for arter (Henriksen & Hilmo 2015). Ytterligere negative endringer vil gjøre sjøfuglene mer sårbare for ulike menneskelige inngrep, inkludert flytende vindparker til havs.

5.1 Avbøtende tiltak

De viktigste avbøtende tiltakene vil i utgangspunktet være knyttet til plassering av vindparken, samt størrelsen, antallet og utseende (oppdagbarheten) til turbinene. Hywind Tampen planlegges med rotorblad som er ca. 170 m i diameter. Reduksjon av rotordiameter vil kunne gi redusert risiko for effekter på fugl, men det vil også gi redusert kraftproduksjon. Hvis det blir kompensert med flere turbiner vil det mest sannsynlig gi samme eller større risiko for negative effekter på fugl. Kunnskapen vi har per i dag tilsier at det er bedre å ha færre større turbiner enn flere mindre med hensyn til kollisjonsrisiko (Dahl et al. 2015, Thaxter et al. 2018).

For Hywind Tampen er det snakk om et moderat antall turbiner og en gunstig plassering i forhold til potensielle negative konsekvenser på sjøfugl og trekkende fugl. Anlegget er plassert langt ute til havs, og i et område som har relativt lave tettheter av sjøfugl til alle årstider. Det er liten eller ingen risiko for å komme i konflikt med hekkende sjøfugler siden vindparken planlegges utenfor antatt aksjonsradius til sjøfuglene fra koloniene på Norskekysten og Shetland i hekketiden. Selv om noen arter, særlig blant de overflatebeitende pelagiske sjøfuglene, kan operere med større aksjonsradius enn det vi har lagt til grunn (99 km), er potensialet for konflikt i hekketiden liten. Det er kun havhest som har forekomster av betyding i denne tiden, men selv for denne arten er eventuelle negative effekter antatt å være små.

Plasseringer av vindparken synes lite konfliktfylt ut i fra hensynet til sjøfugl og trekkende fugl, og vi mener det ikke er grunnlag for å anbefale en annen plasseringen. Antallet turbiner er relativt moderat, og med antatte konsekvenser i kategoriene ingen eller lav er det ikke grunnlag for å anbefale reduksjon i dette antallet. En utvidelse av parken med flere turbiner eller utbygging av mange nye tilsvarende parker vil imidlertid gi grunnlag for andre vurderinger av konsekvenser og tilsvarende økt behov for avbøtende tiltak.

Plassering av vindparken handler også om avstand mellom turbiner og hvordan turbinene er plassert i forhold til hverandre. En større avstand mellom turbinene kan slippe fugler som er på trekk, lettere gjennom parken, men vil samtidig gi et større totalareal, samt større grad av habitatforstyrrelse hvis fuglene unnviker hele parken. Det er grunn til å tro at noen arter har lettere for å fly mellom turbinene, mens andre vil unnvike og fly rundt hele parken. Noen arter vil trolig også bli tiltrukket av vindparken. Lyskilder kan potensielt både tiltrekke fugler og gi økt oppdagbarhet og unnvikelse av turbinene. Forståelse av disse prosessene er særlig viktig hvis det i framtiden planlegges utvidelse av parken med ytterligere turbiner. Det vil potensielt både øke habitatforstyrrelser og kollisjonsrisiko. Slik Hywind Tampen planlegges, synes det å være god avstand for å kunne fly mellom turbinene (1.5 km). Hvis trekkende fugler unnviker parken, vil ikke dagens omfang by på stor omvei og store ekstra kostander for å fly rundt.

I perioden 2011-2017 har ulike avbøtende tiltak blitt testet i FoU-prosjektet INTACT (INnovative Tools to reduce Avian Conflicts with wind Turbines) hvor Equinor har bidratt med finansiell støtte. Forskningen på den landbaserte vindparken på Smøla har vist at svartmaling av ett av tre rotorblad, gir en signifikant lavere kollisjonsrisiko for fugler (May et al. upubliserte data). Slik maling gir en opplevelse av at farten på rotorbladene blir lavere, og det tyder på at fuglene oppdager rotorbladene bedre. Det er grunn til å anta at dette kan overføres til vindparker langt til havs, slik som Hywind Tampen. Derfor anbefaler vi, selv om kunnskapsgrunnlaget for offshore installasjoner er mangelfullt, en tilsvarende maling av ett av tre rotorblader på Hywind Tampen.

6 Kunnskapshull og oppfølgende studier

Det er benyttet et omfattende datagrunnlag i denne rapporten, på forekomster av sjøfugler i åpent hav, på sjøfuglers bevegelser utenfor hekketiden, samt bestandsdata fra norske sjøfugl-kolonier. Det er likevel begrensninger i datamaterialet og kunnskapshull. De største begrensningene til tellingene av sjøfugl i åpent hav er lav tidsmessig oppløsning, utfordringer med skipsfølgere og -unnvikere, samt at man ikke kjenner herkomsten til fuglene.

Den tidsmessige oppløsningen er kun på tre sesonger (høst, vinter og sommer). Det gjør at datamaterialet ikke nødvendigvis fanger opp trekkende fugler som krysser Nordsjøen i begrensede tidsrom på høsten eller våren. Det kan være snakk om store antall individer som trekker over eller gjennom Nordsjøen. Fugler som er såkalte skipsfølgere blir tiltrukket av skip og har en tendens til å bli overestimert, mens skipsunnvikende fugler blir underestimert. Havhest er en typisk skipsfølger, og derfor kan man anta at de beregnede tallene for forekomster er noe overestimert for denne arten. Det samme gjelder måkefuglene krykkje, gråmåke og svartbak. Alkefuglene er eksempler på skipsunnvikende fugler. Fugler som telles ute på åpent hav har ukjent herkomst (bestandstilhørighet). Sporing av sjøfuglers bevegelser etter hekketiden gir imidlertid svar på dette spørsmålet hvis det instrumenteres fugl i alle hekkebestander som kan ha forekomster i havområdet. Det er nettopp det SEATRACK har gjort, og derfor har vi benyttet disse sporingsdataene til å angi hvilke bestander som kan befinne seg i det aktuelle området, både på sesong- og månedsbasis. Viktigste begrensning med dette materialet er at ikke alle artene er sporet, og at det ikke er sporet ungfugler og ikke-hekkende fugler. I tillegg er det ikke sporet noen fugler fra Shetland, og kun havhest fra Orknøyene. Det er store sjøfuglbestander på disse øygruppene, og det er all grunn til å tro at fugl derfra kan befinne seg i områdene rundt Hywind Tampen.

Kunnskapsgrunnlaget i forhold til eventuelle negative effekter på sjøfugl av vindparker til havs er imidlertid svært mangelfullt og man kan per i dag ikke uttale seg med veldig stor sikkerhet om eventuelle konsekvenser og effekter. Grunnlaget er i all hovedsak basert på erfaringer fra landbaserte vindparker og offshore vindparker på grunne havområder nærmere land. Vi anbefaler at man følger utviklingen tett og dokumenterer potensielle effekter på sjøfugl av Hywind Tampen og eventuelle positive effekter av avbøtende tiltak.

Vi anbefaler derfor oppfølgende studier i før- og driftsfasen med formål å dokumentere eventuelle kollisjoner og fordeling av sjøfugl innenfor og utenfor vindparken. Dette vil være særlig aktuelt i vinterhalvåret da forekomstene er høyest for flere av artene, men også i løpet av høst- og vårtrekket. Det kan være aktuelt å benytte to tilnærminger: 1) observasjoner i og ved vindparken og 2) sporingsstudier av fugl fra hekkekoloniene. Den første tilnærmingen vil kunne dekke alle arter, og kan gjøres med en kombinasjon av automatiske systemer (f.eks. fugleradar og kamera) og manuelle observasjoner utført av biologer fra skip. Den andre tilnærmingen bør fokusere på sjøfuglarter som kan være spesielt sårbare. Det må her også foretas et utvalg av bestander/kolonier, da det ikke er realistisk å kunne spore fugler fra alle bestander som kan forekomme i området. Her kan det f.eks. være aktuelt å se nærmere på trekket av hvitkinngås over Nordsjøen og trekket av havsuler sørover mot overvintringsområdene ved bruk av GPS-baserte sporingsenheter.

I denne rapporten foreslår vi svartmaling av rotorblad som et avbøtende tiltak. Det er basert på forskningen på den landbaserte vindparken på Smøla, som har vist at svartmaling av ett av tre rotorblad gir en lavere kollisjonsrisiko for fugler (May et al. upubliserte data). Vi vet imidlertid ikke om dette er overførbart til vindparker langt til havs. Derfor vil det være veldig nyttig å kunne dokumentere at dette faktisk har positiv effekt også til havs. Særlig hvis man tenker en videre utvikling av konseptet, med etablering av nye tilsvarende vindparker i Nordsjøen eller andre deler av verden. Da kreves det et studie-design som kan avdekke effektiviteten. Det innebærer maling av kun halvpartene av turbinene, samt systemer som dokumenterer fuglekollisjoner og områdebruk. Dette for å kunne sammenligne effekter mellom turbiner med svartmalte rotorblad og turbiner med umalte rotorblader. Fugleradar egner seg til å dokumentere hvor fuglene flyr, og om

fuglene tiltrekkes av turbinene eller unnviker turbinene. Samtidig bør man kombinere radar med observasjoner gjort av biologer for å få innsikt i hvilke arter det er snakk om og dermed kalibrerer radar-dataene. Radar er imidlertid lite egnet til å dokumentere kollisjoner, da selve rotorsonen er en blind sone for radaren. Kollisjoner må detekteres ved bruk av kamera i kombinasjon med radar, eller ved bruk av sensorer i rotorbladene. DNA-barkoding er benyttet til å påvise hvilke fuglearter som kolliderer med fly, men dette er en lite realistisk metode på offshore vindparker. Vi anser det som veldig verdifullt å kunne dokumentere effektene av tiltak. Alle nye offshore vindparker vil kunne dra nytte av denne kunnskapen. Maling av rotorblad på turbiner gjennomført i et kontrollert studie-design, vil derfor være både et avbøtende tiltak og et utviklingsarbeid som potensielt kan gi gode løsninger for fornybar energiproduksjon til havs og sjøfugl.

7 Referanser

- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310. Norsk institutt for naturforskning.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2009. Satellite telemetry reveals post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* from Røst, North Norway. *Polar Biology* 32: 1657-1664.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K. & Systad, G.H. 2015. SEAPOP. De ti første årene. Nøkkeldokument 2005-2014. SEAPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitut & Tromsø Museum - Universitetsmuseet. Trondheim, Tromsø.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H., Systad, G.H. 2018. Sjøfugl i Norge 2017. Resultater fra SEAPOP-programmet. SEAPOP: 28 pp.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway, during the breeding season, in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. *Polar Research* 8: 67-76.
- ARGOS 1989. Guide to the ARGOS system. CLS ARGOS, Toulouse.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1. Stavanger museum, Stavanger.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2006. Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 2. Stavanger museum, Stavanger.
- Briggs, K.J., Dettmen, K.F., Lewis, D.B. & Tyler, B. 1984. Phalarope feeding in relation to autumn upwelling off California. Pp. 51-62 in Nettleship, D.N., Sanger, G.A. & Springer, P.F. (eds.): Marine birds: their feeding ecology and commercial fisheries relationships. Canadian Wildlife Service Special Publication. Ottawa.
- Brown, R.G.B., Nettleship, D.N., Germain, P., Tull, C.E. & Davis, T. 1975. Atlas of eastern Canadian seabirds. Canadian Wildlife Service, Ottawa. 220 pp.
- Byrkjeland, S. 2015. Hekkande sjøfugl i Hordaland 2014. Forvaltingsplan for 69 sjøfuglreservat, samt oppdatert bestandsoverslag for dei ulike sjøfuglartane i fylket. Fylkesmannen i Hordaland. MVA-rapport 3/2015.
- Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. Seascope Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2.
- 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 10th Edition, National Environmental Research Institute, Denmark
- Christensen, T.K. & Hounisen, J.P. 2005. Investigations of migratory birds during operation of Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2004. National Environmental Research Institute, Denmark.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2011. Offshore vindkraftverk og sjøfugl. Oppdatert screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala. NINA Rapport 616. Norsk institutt for naturforskning.

- Christensen-Dalsgaard, S., May, R., Lorentsen, S.-H. 2018. Taking a trip to the shelf: Behavioral decisions are mediated by the proximity to foraging habitats in the black-legged kittiwake. *Ecology and Evolution* 8: 866–878
- Clausen, P. & Bustnes, J.O. 1998. Flyways of North Atlantic light-bellied Brent geese *Branta bernicla hrota* reassessed by satellite telemetry. *Norsk Polarinst. Skr.* 200: 235-251.
- Davoren, G.K. & Montevecchi, W.A. 2003. Consequences of foraging trip duration on provisioning behaviour and fledging condition of common murre *Uria aalge*. *Journal of Avian Biology* 34: 44-53.
- Dahl, E.L., May, R., Nygård, T., Åstrøm, J. & Diserud, O.H. 2015. Repowering Smøla wind-power plant. An assessment of avian conflicts. NINA Report 1135. Norsk institutt for naturforskning.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- Edwards, E. W. J. 2015. The breeding season foraging trip characteristics, foraging distribution and habitat preference of northern fulmars, *Fulmarus glacialis*. PhD thesis, University of Aberdeen.
- Egevang C., Stenhouse I.J., Phillips R.A., Petersen A., Fox J.W., Silk J.R.D. 2010. Tracking of Arctic terns *Sterna paradisaea* reveals longest animal migration. *Proceedings of National Academy of Science* 107:2078–81.
- Fauchald, P. 2012. Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder. NINA Rapport 786. Norsk institutt for naturforskning.
- Fauchald, P., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Nøttestad, L., Skern-Mauritzen, M. & Vikebø F.B. 2015a. Sjøfugl og marine økosystemer -Status for sjøfugl og sjøfuglenes næringsgrunnlag i Norge og på Svalbard. NINA Rapport 1161. Norsk institutt for naturforskning.
- Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.-J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H., & Systad, G.H. 2015b. The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard. NINA Report 1151. Norsk institutt for naturforskning.
- Fiedler, W. 2009. New technologies for monitoring bird migration and behaviour. *Ringling & Migration* 24: 175-179
- Follestad, A. 1990. The pelagic distribution of Little Auk *Alle alle* in relation to a frontal system off central Norway, March/April 1988. *Polar Research* 8: 23-28.
- Follestad, A. 2015. Effekter av forstyrrelser på fugl og pattedyr fra akvakulturanlegg i sjø - en litteraturstudie. NINA Rapport 1199. Norsk institutt for naturforskning.
- Follestad, A., Moe, B. & Thomassen, J. 2017. Sammenstilling av eksisterende kunnskap om påvirkningsfaktorer og effekter på ærfugl og ærfugldrift i Vegaøyan verdensarvområde. NINA Rapport 1405. Norsk institutt for naturforskning.
- Folvik, A. & Mjøs, A T. 1995. Spring migration of White-billed Divers past south-western Norway. *British Birds* 88: 125-129.
- Fort, J., Pettex, E., Tremblay, Y., Lorentsen, S.-H., Garthe, S., Votier, S., Pons, J. B., Siorat, F., Furness, R. W., Grecian, J. W., Bearhop, S., Montevecchi, W. A. & Grémillet, D. 2012. Meta-population evidence of oriented chain-migration in Northern gannets. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 10: 237-242
- Fort, J., Moe, B., Strøm, H., Grémillet, D., Welcker, J., Schultner, J., Jerstad, K., Johansen, K.A., Phillips, R.A. & Mosbech, A. 2013. Multi-colony tracking reveals potential threats to little auks wintering in the North Atlantic from marine pollution and shrinking sea-ice cover. *Diversity and Distributions* 19: 1322–1332.
- 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.

- Frederiksen M., Moe B., Daunt F., Phillips R.A., Barrett R.T. et al. 2012 Multicolony tracking reveals the winter distribution of a pelagic seabird on an ocean basin scale. *Diversity and Distributions* 18: 530–542.
- Furness, R.W., Wade, H.W. & Masden, E.A. 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental management* 119: 56–66.
- Fylkesmannen i Rogaland 2008. Hekkende sjøfugl i Rogaland 2008. Fylkesmannen i Rogaland.
- Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724–734.
- Gasbjerg, G., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S-H., Systad, G.H. & Anker-Nilssen, T. 2011. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningssplan for Nordsjøen og Skagerrak. NINA Rapport 733. Norsk institutt for naturforskning.
- Gilg, O., Moe, B., Hanssen, S.A., Schmidt, N.M., Sittler, B., Hansen, J., Reneerkens, J., Sabard, B., Chastel, O., Moreau, J., Phillips, R.A., Oudman, T., Biersma, E., Fenstad, A.A., Lang, J. & Bollache J. 2013 Trans-Equatorial Migration Routes, Staging Sites and Wintering Areas of a High-Arctic Avian Predator: the Long-tailed Skua (*Stercorarius longicaudus*) *PLOS One* 8(5): e64614.
- Grecian, W.J., Witt, M.J., Attrill, M.J., Bearhop, S., Godley, B.J., Grémillet, D., Hamer, K.C. & Voties, S.C. 2012. A novel projection technique to identify important at-sea areas for seabird conservation: An example using Northern gannets breeding in the North East Atlantic. *Biological Conservation* 156: 43–52.
- Goutte, A., Angelier, F., Bech, C., Clément-Chastel, C., Dell'Omo, G., Gabrielsen, G.W., Lendvai, A., Moe, B., Noreen, E., Pinaud, D., Tartu, S., & Chastel O. 2014 Annual variation in the timing of breeding, pre-breeding foraging areas and stress hormones levels in an Arctic population of Black-legged kittiwake. *Marine Ecology Progress Series* 496: 233–247.
- Haney, I.C. & McGillivray, P.A. 1985. Midshelf fronts in the south Atlantic Bight and their influence on seabird distribution and seasonal abundance. *Biological Oceanography* 3: 401–430.
- Hanssen, S.A., G.W. Gabrielsen, J.O. Bustnes, V.S. Bråthen, E. Skottene, A.A. Fenstad., H. Strøm, V. Bakken, R.A. Phillips & Moe B. 2016 Migration strategies of common eiders from Svalbard: Implications for bilateral conservation management. *Polar Biology* 39: 2179–2188.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Houston, A.I., Thompson, W.A., and Gaston, A.J. 1996. The use of a time and energy budget model of a parent bird to investigate limits to fledging mass in the thick-billed murre. *Functional Ecology* 10: 432–439.
- 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.
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J. and Godley, B.J. 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology* 46: 1145–1153.
- Isaksen, K. & Gavrill, M. 2000. Little auk. -in: Anker-Nilssen, T. Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V., Tatarinkova, I. P. (eds) 2000 The Status of marine birds breeding in the Barents Sea region. Rapportserie nr. 113. Norsk Polarinstitutt.
- Jakubas, D., Iliszko, L.M., Strøm, H., Helgason, H.H. & Stempniewicz L. 2018. Flexibility of foraging strategies of the great skua *Stercorarius skua* breeding in the largest colony in the Barents Sea region. *Frontiers in Zoology* 15: 9.
- 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.
- Langston, R.H.W., Fox, A.D. & Drewitt, A.L. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. *Ibis* 148: 210–216.
- Larsen, T. 2014. Sjøfuglane i Sogn og Fjordane. Ti års bestandstellingar 2004–2013. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane Rapport nr. 6–2013.

- Leat, E.H.K., Bourgeon, S., Magnusdottir, E., Gabrielsen, G.W., Grecian, W.J., Hanssen, S.A., Olafsdottir, K., Petersen, A., Phillips, R.A., Strøm H., Ellis, S., Fisk, A.T., Bustnes, J.O., Furness, R.W. & Borgå, K. 2013. Influence of wintering area on persistent organic pollutants in a breeding migratory seabird. *Marine Ecology Progress Series* 491: 277–293.
- Le Fevre, J. 1986: Aspects of the biology of frontal systems. *Advances in Marine Biology* 23: 163-299.
- Lorentsen, S.-H. (red), Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Langset, M., May, R., Dahl, E. L. & Hamre, Ø. 2012. Fagrapport til strategisk konsekvensutredning av fornybar energiproduksjon til havs - sjøfugl. NINA Rapport 825. Norsk institutt for naturforskning.
- 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* 60: 1085-1091.
- Merkel, F.R., Mosbech, A. & Riget, F. 2009. Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. *Ardea* 97: 99-107.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. (red) 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. Results of seabird 2000 census (1998-2002). T & AD Poyser, London.
- 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.
- Phillips, R.A., Silk, J.R.D., Croxall, J.P., Afanasyev, V. & Briggs, D.R. 2004. Accuracy of geolocation estimates for flying seabirds. *Marine Ecology Progress Series* 266: 265-272.
- Ponchon, A., Grémillet D., Christensen-Dalsgaard, S., Erikstad, K.E., Barrett, R.T., Reiertsen, T.K., McCoy K.D., Tveraa, T. & Boulinier T. 2014. When things go wrong: intra-season dynamics of breeding failure in a seabird. *Ecosphere* 5(1): 4. <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00233.1>
- Ronconi, R. A., Allard, K. A. & Taylor, P. D. 2015. Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques. *J Env. Mgmt.* 147: 34-35.
- 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.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecol. Appl.* 21:1851-1860.
- Scott, M.S. & Shaw, K.D. 2008. The status of White-billed Diver in northwest Scotland. *British Birds* 101 pp. 241-248.
- Skov, H., Heinänen, S., Norman, T., Ward, R.M., Méndez-Roldán, S. & Ellis, I. 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report – April 2018. The Carbon Trust. United Kingdom.
- 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.
- Stone, C.J., Webb, A., Barton, C., Ratcliffe, N., Reed, T.C., Tasker, M.L., Camphuysen, C.J. & Pienkowski, M.W. 1995. An atlas of seabird distribution in north-west European waters. JNNC, Peterborough. 300 pp.
- Systad, G.H.R., Bjørgesæter, A., Brude, O.W. & Skeie, G.M. 2018. Standardisering og tilrettelegging av sjøfugldata til bruk i konsekvens- og miljørisikoberegninger. NINA Rapport 1509. Norsk institutt for naturforskning.
- Sætre, R., Sundby, S. & Loeng, H. 1979: Endel fysiskoseanografiske trekk langs den nordlige del av norskekysten. Pp. 45-66 i Om virkninger av oljeforurensninger i nordlige farvann. FoH-report 1 1979.

- 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.
- Thaxter, C. B., Lascelles, B., Sugar, K., Cook, A. S. C. P., Roos, S., Bolton, M., Langston, R. H. W. Burton, N.H.K. 2012. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation* 156: 53–61.
- Thaxter, C.B., Buchanan, G.M., Carr, J., Butchart, S.H.M., Newbold, T., Green, T.E., Tobias, J.A., Foden, W.B., O'Brien, S. & Pearce-Higgins, J.W. 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of Royal Society B* 284:20170829.
- van Bemmelen, R., Moe, B., Hanssen, S.A., Schmidt, N.M., Hansen, J. Lang, J., Sittler, B., Bollache, J., Tulp, I., Klaassen, R. & Gilg, O. 2017. Flexibility in otherwise consistent non-breeding movements of a long-distance migratory seabird, the long-tail skua. *Marine Ecology Progress Series* 578: 197-211.
- Weimerskirch, H., Chastel, O., Cherel, Y., Henden, J.A. & Tveraa T. 2001. Nest attendance and foraging movements of northern fulmars rearing chicks at Bjørnøya Barents Sea. *Polar Biology* 24: 83-88.
- 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. *Marine Pollution Bulletin* 42: 1285-1290.
- Wilson, R.P., Ducamp, J.-J., Rees, W.G., Culik, B.M., Niekamp, K. 1992. Estimation of location: global coverage using light intensity. In: Priede IG, Swift SM, editors. *Wildlife telemetry - Remote Monitoring and Tracking of Animals*. England: Ellis Horwood; 1992. p. 131-4.

8 Vedlegg

Vedlegg 1. Beregning av sensitivitet

Garthe & Hüppop (2004) utviklet en sensitivitetsindeks (SSI) for sjøfugl i forhold til vindparker. Sensitivitetsindeksen ble raffinert i Furness et al. (2013), og det er den oppdatert metodikken som er brukt på foreliggende rapport. Det er laget sensitivitetsindeks for hhv. sårbarhet for kollisjon og for habitatforstyrrelse. Kollisjons SS-indeksen baserer seg på fire faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til kollisjon; andel av tid flygende i rotorhøyde, manøvreringsdyktighet, andel av tid flygende og nattlig flygeaktivitet. Habitatforstyrrelse SS-indeksen baserer seg på to faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til habitatforstyrrelse; fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk og fleksibilitet i habitatbruk. For begge SS-indeksene er iden biogeografisk bestandsstørrelsen og artenes gjennomsnittlige verdier for voksenoverlevelse inkludert i beregningen. Faktorene er enten vurdert på bakgrunn av reelle data, publiserte og upubliserte, eller subjektive vurderinger som er gjort av en internasjonal ekspertgruppe (navngitt i Furness et al. 2013).

Følgende vurderinger er lagt til grunn for tabellverdiene:

Andel av tid flygende i rotorhøyde. Faktoren er vurdert basert på en gjennomgang av eksisterende litteratur på flygehøyden til de utvalgte artene. I utregning av SS-indeksen brukes den prosentvise andel av tid som i arten flyger i området som dekkes av rotorene i en vindpark (se Furness et al. 2013 for referanser brukt i vurderingen).

Fuglenes manøvreringsdyktighet. Faktoren tar hensyn til de forskjellige artenes manøvreringsdyktighet i luften, spesielt med tanke på å unngå kollisjoner med vindturbiner. Faktoren er vurdert subjektivt i samarbeid med en internasjonal ekspertgruppe (se Garthe & Hüppop 2004). 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 som f.eks. terner.

Andel av tid flygende. Verdiene brukt her er tatt fra Garthe & Hüppop (2004), samt eksisterende oppdateringer (oppsummert i Furness et al. 2013). 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.

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). Verdiene er tatt fra Furness et al. (2013).

Fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk. Forskjellige sjøfuglarter reagerer forskjellig på skip- og helikoptertrafikk i forbindelse med anleggs- og vedlikeholdsaktivitet i offshore vindparker. 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). Verdiene er tatt fra Furness et al. (2013).

Fleksibilitet i habitatbruk. I åpent hav er sjøfuglenes habitatbruk ofte definert av hydrografiske variabler 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). Verdiene er tatt fra Furness et al. (2013).

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

Voksenoverlevelse. Siden mortalitet forårsaket av vindturbiner 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 gjorde et 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).

Sensitivitetsindeksene ble etterfølgende beregnet på følgende måte (jvf. Furness et al. 2013):

$$SSI_{\text{kollisjon}} = a * (b+c+d)/3 * (g + h)/2$$

$$SSI_{\text{habitat forstyrrelse}} = (e * f * (g + h)/2)/10$$

Artsvis vurdering av 7 sårbarhetsfaktorer inkludert i beregning av sårbarhetsindeks for kollisjons og de resulterende sensitivitetsindeksene (SSI). Verdiene for a, b, c og d er tatt fra Furness et al. (2013), mens g, h og i er for norske bestander (hentet fra Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Koder for de økologiske gruppene; PDy = pelagisk dykkende, POv = pelagisk overflatebeitende, KFi = kystbundne fiskespisende, KBe = kystbundne bentisk beitende, Kov = kystbundne overflatebeitende, Våtm = våtmarkstilknyttede arter. Se **Tabell 1.2** for oversikt over hvilke arter som går hører inn under de respektive gruppene.

	Økologisk gruppe	a) Andel av tid flygende i rotorhøyde	b) Manøvrerings evne	c) Natlig aktivitet	d) Tid i luften	g) Biogeografisk bestandsstørrelse	h) Voksenoverlevelse	i) rødlistestatus	SSI-verdi	Vurdering av sårbarhet
Svarbak	KOv	35	2	2	3	4	5	1	272	Høy
Sildemåke	POv	30	1	2	3	5	5	1	220	Høy
Gråmåke	KOv	35	2	2	3	2	5	1	218	Høy
Havsule	POv	16	3	3	2	4	5	1	142	Høy
Krykkje	POv	16	1	3	3	1	3	4	100	Moderat
Fiskemåke	KOv	23	1	2	3	2	2	2	92	Moderat
Tyvjo	POv	10	1	5	1	5	3	2	78	Moderat
Storjo	POv	10	1	4	1	5	4	1	67	Moderat
Makrellterne	KOv	7	1	5	1	3	4	4	60	Moderat
Islom	KFi	5	5	2	1	5	3	1	40	Lav
Storlom	KFi	5	5	3	1	4	3	1	40	Lav
Smålom	KFi	5	5	2	1	4	3	1	36	Lav
Rødnebbterne	KOv	5	1	5	1	3	4	1	31	Lav
Toppskarv	KFi	5	3	2	1	4	4	1	30	Lav
Toppdykker	KFi	4	4	3	2	4	1	2	28	Lav
Storskarv	KFi	4	4	2	1	4	3	1	25	Lav
Sjørre	KBe	3	3	2	3	4	2	3	24	Lav
Ærfugl	KBe	3	4	2	3	2	4	2	24	Lav
Svartand	KBe	3	3	2	3	2	2	2	16	Lav
Havelle	KBe	3	3	2	3	1	3	2	16	Lav
Havhest	POv	1	3	2	4	1	5	4	10	Lav
Alke	PDy	1	4	1	1	3	5	4	8	Lav
Lomvi	PDy	1	4	1	2	1	4	5	8	Lav
Teist	KBe	1	4	1	1	4	4	3	7	Lav
Lunde	PDy	1	3	1	1	1	5	3	5	Lav
Alkekonge	PDy	1	3	1	1	1	2	1	2	Lav

-Artsvis vurdering av 5 sårbarhetsfaktorer inkludert i beregning av sårbarhetsindeks for habitatforstyrrelse og de resulterende sensitivitetsindeksene (SSI). Verdiene for e, f og g er tatt fra Furness et al. (2013), mens g, h og i er for norske bestander (hentet fra Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Koder for de økologiske gruppene; PDy = pelagisk dykkende, POv = pelagisk overflatebeitende, KFi = kystbundne fiskespisende, KBe = kystbundne bentisk beitende, Kov = kystbundne overflatebeitende, Våtm = våtmarkstilknyttede arter. Se **tabell 1.2** for oversikt over hvilke arter som går hører inn under de respektive gruppene.

	Økologisk gruppe	e) Forstyrrelse	f) Fleksibilitet	g) Biogeografisk bestandsstørrelse	h) Voksenoverlevelse	i) rødlistestatus	SSI-verdi	Vurdering av sårbarhet
Smålom	KFi	5	4	4	3	1	53	Høy
Storlom	KFi	5	4	4	3	1	53	Høy
Islom	KFi	5	3	5	3	1	45	Høy
Sjørørre	KBe	5	3	4	2	3	45	Høy
Teist	KBe	3	4	4	4	3	44	Høy
Svartand	KBe	5	4	2	2	2	40	Høy
Alke	PDy	3	3	3	5	4	36	Høy
Horndykker	KFi	3	4	5	1	3	36	Høy
Storskarv	KFi	4	3	4	3	1	32	Moderat
Ærfugl	KBe	3	4	2	4	2	32	Moderat
Lomvi	PDy	3	3	1	4	5	30	Moderat
Toppdykker	KFi	3	4	4	1	2	28	Moderat
Toppskarv	KFi	3	3	4	4	1	27	Moderat
Havelle	KBe	3	4	1	3	2	24	Moderat
Makrellterne	KOv	2	3	3	4	4	22	Moderat
Lunde	PDy	2	3	1	5	3	18	Moderat
Rødnebbterne	KOv	2	3	3	4	1	16	Moderat
Svartbak	KOv	2	2	4	5	1	13	Lav
Krykkje	POv	2	2	1	3	4	11	Lav
Fiskemåke	KOv	2	2	2	2	2	8	Lav
Sildemåke	POv	2	1	5	5	1	7	Lav
Havsule	POv	2	1	4	5	1	7	Lav
Storjo	POv	1	2	5	4	1	7	Lav
Tyvjo	POv	1	2	5	3	2	7	Lav
Alkekonge	PDy	2	2	1	2	1	5	Lav
Gråmåke	KOv	2	1	2	5	1	5	Lav
Havhest	POv	1	1	1	5	4	3	Lav

Vedlegg 2. Artsliste.

Liste over familier og arter med navn på norsk, engelsk og latin.

ANDEFAMILIEN

Grågås
Kortnebbgås
Hvitkinngås
Knoppsvane
Sangsvane
Gravand
Stokkand
Toppand
Bergand
Ærfugl
Praktærfugl
Kvinand
Sjørre
Svartand
Havelle
Laksand
Siland

LOMFAMILIEN

Smålom
Storlom
Islom

DYKKERFAMILIEN

Horndykker
Gråstrupedykker

STORMFUGLFAMILIEN

Havhest
Havsvale
Stormsvale

SULEFAMILIEN

Havsule

STORMSVALEFAMILIEN

Havsvale
Stormsvale

SKARVEFAMILIEN

Storskarv
Toppskarv

JOFAMILIEN

Storjo
Tyvjo

ALKEFAMILIEN

Alkekonge

Ducks, Geese, and Waterfowl

Greylag Goose
Pink-footed Goose
Barnacle Goose
Mute Swan
Whooper Swan
Common Shelduck
Mallard
Tufted Duck
Greater Scaup
Common Eider
King Eider
Common Goldeneye
White-winged Scoter
Common Scoter
Long-tailed Duck
Common Merganser
Red-breasted Merganser

Loons

Red-throated Loon
Arctic Loon
Common Loon

Grebes

Horned Grebe
Red-necked Grebe

Shearwaters and Petrels

Northern Fulmar
European Storm-Petrel
Leach's Storm-Petrel

Boobies and Gannet

Northern Gannet

Storm-Petrels

European Storm-Petrel
Leach's Storm-Petrel

Cormorants and Shags

Great Cormorant
European Shag

Skuas and Jaegers

Great Skua
Parasitic Jaeger

Auks, Murres, and Puffins

Dovekie

Anatidae

Anser anser
Anser brachyrhynchus
Branta leucopsis
Cygnus olor
Cygnus cygnus
Tadorna tadorna
Anas platyrhynchos
Aythya fuligula
Aythya marila
Somateria mollissima
Somateria spectabilis
Bucephala clangula
Melanitta fusca
Melanitta nigra
Clangula hyemalis
Mergus merganser
Mergus serrator

Gaviidae

Gavia stellata
Gavia arctica
Gavia immer

Podicipedidae

Podiceps auritus
Podiceps grisegena

Procellariidae

Fulmarus glacialis
Hydrobates pelagicus
Oceanodroma leucorhoa

Sulidae

Morus bassanus

Hydrobatidae

Hydrobates pelagicus
Oceanodroma leucorhoa

Phalacrocoracidae

Phalacrocorax carbo
Phalacrocorax aristotelis

Stercorariidae

Stercorarius skua
Stercorarius parasiticus

Alcidae

Alle alle

Lomvi
Polarlomvi
Alke
Teist
Lunde

Common Murre
Thick-billed Murre
Razorbill
Black Guillemot
Puffin

Uria aalge
Uria lomvia
Alca torda
Cepphus grille
Fratercula arctica

MÅKEFAMILIEN

Krykkje
Hettemåke
Fiskemåke
Gråmåke
Sildemåke
Polarmåke
Svartbak
Makrellterne
Rødnebbterne

Gulls, Terns, and Skimmers

Black-legged Kittiwake
Black-headed Gull
Mew Gull
Herring Gull
Lesser Black-backed Gull
Glaucous Gull
Great Black-backed Gull
Common Tern
Arctic Tern

Laridae

Rissa tridactyla
Chroicocephalus ridibundus
Larus canus
Larus argentatus
Larus fuscus
Larus hyperboreus
Larus marinus
Sterna hirundo
Sterna paradisaea

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både fors–kning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3259-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger