

733 Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl

NINA Rapport

Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak

Gry Gasbjerg
Signe Christensen-Dalsgaard
Svein-Håkon Lorentsen
Geir Helge Systad
Tycho Anker-Nilssen



Utførende institusjon Norsk institutt for naturforskning (NINA)	
---	--

Oppdragstakers prosjektansvarlig Seniorforsker Tycho Anker-Nilssen	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Marianne Kroglund	TA-nummer 2839/2011
--	---	-------------------------------

Utgiver Klima- og forurensningsdirektoratet Norsk institutt for naturforskning	År 2011	Sidetall 139	
---	-------------------	------------------------	--

Forfattere - Authors Gry Gasbjerg, Signe Christensen-Dalsgaard, Svein-Håkon Lorentsen, Geir Helge Systad & Tycho Anker-Nilssen
Tittel - Title Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. <i>Intersectoral assessment of impacts on seabirds. Baseline report for an integrated management plan for the North Sea and Skagerrak.</i>
Sammendrag – Summary Rapportens målsetning er å gi en faglig oppdatert og enhetlig vurdering av konsekvenser for sjøfugl av påvirkningsfaktorene definert i den pågående forvaltningsplanprosessen. I de fleste tilfellene vurderes både dagens situasjon og et nærmere beskrevet fremtidsbilde. Rapporten diskuterer også de viktigste kunnskapshullene som bør fylles for å kunne identifisere mer operasjonelle forvaltningsmål. <i>The report aims at presenting a scientifically sound and up-to-date assessment of to what extent the various impact factors defined in the on-going management plan process affect seabirds. In most cases, both the current situation and future scenarios are considered. The most important gaps in knowledge that should be filled in order to identify more adequate management objectives are also discussed.</i>

4 emneord Sjøfugl, Konsekvensvurderinger, Antropogene faktorer, Klimaendringer	4 subject words Seabirds, Impact assessment, Anthropogenic factors, Climate change
--	--

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl

Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan
for Nordsjøen og Skagerrak

Gry Gasbjerg
Signe Christensen-Dalsgaard
Svein-Håkon Lorentsen
Geir Helge Systad
Tycho Anker-Nilssen

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 forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. - NINA Rapport 733. 139 s.

Trondheim, august 2011

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2320-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Tycho Anker-Nilssen

KVALITETSSIKRET AV

Forfatterne

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif),
Direktoratet for naturforvaltning (DN), Fiskeridirektoratet (Fdir),
Kystverket (KyV), Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE),
Oljedirektoratet (OD), Statens Strålevern (NRPA)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Anne Lene Brungot (NRPA), Rolf Jørn Fjærbu (KyV), Magnus
Irgens (DN), Claus Kamstrup (KyV), Runar Mathisen (Klif),
Karen Nybakke (NVE), Modulf Overvik (Fdir), Gunnar Skotte
(Klif), Jan E. Stenløkk (OD)

FORSIDEBILDE

Blandingskoloni av sildemåke og gråmåke på Svenner i Larvik,
april 2011 (© Tycho Anker-Nilssen)

NØKKEWORD

Sjøfugl – Nordsjøen – Skagerrak – Konsekvensvurdering –
Kunnskapsbehov – Fiskerier – Petroleumsvirksomhet – Vindkraft –
Skipstrafikk – Land- og kystbasert aktivitet – Klimaendringer –
Havforsuring – Langtransportert forurensning

KEY WORDS

Seabirds – North Sea – Skagerrak – Impact assessment –
Information needs – Fisheries – Petroleum activities – Wind power
– Shipping – Land- and coast-based activities – Climate change
– Sea acidification – Long-transported pollution

ERRATUM

Rapporten ble opprinnelig publisert med følgende tallfeil: "100 %" i tabell
4.1 - kriterium 4, konsekvens lav. Dette er nå rettet til 50 %.

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkonto

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

NINA Oslo

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

NINA Tromsø

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

NINA Lillehammer

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

Sammendrag

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 forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. - NINA Rapport 733. 139 s.

Denne konsekvensvurderingen inngår som et grunnleggende dokument om sjøfugl i arbeidet med en forvaltningsplan for norsk del av Nordsjøen og Skagerrak. Målet har vært å gi en faglig oppdatert og enhetlig vurdering av konsekvenser for sjøfugl av de ulike påvirkningsfaktorene som er definert i prosessen. I de fleste tilfellene har vi vurdert både dagens situasjon og et nærmere beskrevet fremtidsbilde, samt diskutert de viktigste kunnskapshullene som bør fylles for å kunne identifisere mer operasjonelle forvaltningsmål.

I hvert enkelt kapittel er vurderingene presentert og diskutert i en detalj som står i forhold til kunnskapsgrunnlag og formålstjenlighet, og i de fleste tilfellene gis det også en avsluttende oppsummering av vurderingene for angjeldende sektor. Rapporten spenner svært vidt og forutsetningene for de ulike vurderingene kan vanskelig gjengis på en kortfattet måte. En direkte sammenligning av konsekvenser på tvers av de ulike påvirkningsfaktorene kan heller ikke forsvares fullt ut i alle tilfeller, bl.a. som følge av ulikheter mht. kunnskapsgrunnlag og metodisk tilnærming. Vi har derfor unnlatt å gjengi konklusjonene i sammendraget.

Det er også viktig å huske at de utvalgte indikatorartene i enkelte tilfeller ikke reflekterer den fulle bredde av potensielle konsekvenser. Problemstillingen med akkumulering av plastikkpartikler i sjøfuglmager, som i dette området først og fremst synes å være et problem for havhest, er et godt eksempel på dette. Slike unntak er likevel kommentert fortløpende der det er viktig for å klargjøre grunnlaget for vurderingene. Vi bemerker også at konsekvensene for sjøfugl av hver enkelt faktor er gjort uavhengig av hverandre, selv om sjøfuglene oftest vil være utsatt for flere av disse faktorene samtidig. Under bestemte betingelser kan dette bidra til en innbyrdes forsterkning av effekter, slik at de endelige konsekvensene blir større enn summen av konsekvensene av hver faktor alene. Slike synergistiske effekter er imidlertid ikke behandlet i denne rapporten, men en generell omtale av de mest aktuelle effektene er gitt i det tilsvarende dokumentet for Norskehavet (NINA Rapport 338).

Gasbjerg, G. (g.gasbjerg@gmail.com), Christensen-Dalsgaard, S. (signe.dalsgaard@nina.no), Lorentsen, S.-H. (shl@nina.no) og Anker-Nilssen, T. (tycho@nina.no), NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.
Systad, G.H. (geir.systad@nina.no), c/o NIVA, Thormøhlensgate 53 D, 5006 Bergen.

Abstract

Gasbjerg, G., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Systad, G.H. & Anker-Nilssen, T. 2011. Intersectoral assessment of impacts on seabirds. Baseline report for an integrated management plan for the North Sea and Skagerrak. - NINA Report 733. 139 pp.

This impact assessment is prepared as a basic background document about seabirds for the on-going process of developing an integrated environmental management plan for the Norwegian part of the North Sea and Skagerrak. It aims at giving a scientifically sound and up-to-date assessment of to what extent the various impact factors defined in this process affect seabirds. In most cases, both the current situation and future scenarios are considered, and the most important gaps in knowledge that should be filled in order to identify more adequate management objectives are discussed.

In each chapter, the assessments are presented and discussed in a detail that fits the purpose and existing level of knowledge, and in most cases summarized for the impact factor and sector in question. The report spans a wide variety of interactions, many of which are very complex, and the premises for the different judgements that have been made cannot easily be communicated in short. Nor is a direct comparison of impacts brought about by different factors fully justifiable, as the methodological approach and level of knowledge might differ considerably. We have therefore deliberately omitted the final conclusions in this overall summary.

It is also important to remember that the selected indicator species in some cases do not reflect the full range of potential consequences. The problem of plastic particle accumulation in seabird stomachs, which in this area seems to be a special problem for northern fulmars, is a good example of this. Such exceptions are, however, commented whenever needed to clarify the underlying conditions for our conclusions. We also remark that the impact assessments are made for each factor independently, even if seabirds most often will be subjected to several factors at the same time. Under certain conditions, this may lead to an amplification of effects that is more severe than the sum of those caused by each factor alone. Such synergistic effects are not dealt with in this report, but a general discussion of the most likely responses is given in the corresponding document for the Norwegian Sea (NINA Report 338).

G. Gasbjerg (g.gasbjerg@gmail.com), S. Christensen-Dalsgaard (signe.dalsgaard@nina.no), S.-H. Lorentsen (shl@nina.no) and T. Anker-Nilssen (tycho@nina.no): NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway.
Systad, G.H. (geir.systad@nina.no): c/o NIVA, Thormøhlensgate 53 D, NO-5006 Bergen, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	8
1 Forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak	9
1.1 Utredningsarbeidet	9
1.2 Sjøfugl som utredningstema	10
2 Områdebeskrivelse Nordsjøen og Skagerrak	11
3 Sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak	13
3.1 Fordelingen av sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak	13
3.2 Næringsgrunnlaget for sjøfugl	14
3.3 Økologiske grupper av sjøfugl	15
3.4 Bestandsutvikling for indikatorartene av sjøfugl i utredningsområdet	16
3.5 Rødlistede arter	19
3.6 Særlig verdifulle områder for sjøfugl	20
3.7 Kartleggingsdata for sjøfugl utbredelse	24
3.7.1 Data for kystnære områder	24
3.7.2 Data for åpent hav	26
4 Metode for vurdering av konsekvenser	27
4.1 Konsekvensmekanismer	27
4.2 Metodikk for vurdering av konsekvenser	29
4.3 Kategorier for konsekvens, usikkerhet og kunnskapsnivå	31
5 Sektor Fiskeri	34
5.1 Fiskerier i utredningsområdet	34
5.2 Fremtidsbilde for fiskeriene (2030)	36
5.3 Mulige konsekvenser av fiskerier ved dagens aktivitetsnivå (2009)	36
5.3.1 Direkte konsekvenser ved bifangst av sjøfugl	37
5.3.1.1 Bifangst i garnfiske	37
5.3.1.2 Bifangst i linefiske	39
5.3.1.3 Bifangst i andre fiskerier og fiskeaktiviteter	40
5.3.1.4 "Bifangst" i etterlatte redskaper og redskapsrester	41
5.3.2 Direkte konsekvenser ved utkast av fisk og fiskeavfall	41
5.3.3 Indirekte konsekvenser ved høsting av levende ressurser	42
5.4 Mulige konsekvenser av fiskeri ved fremtidsbilde (2030)	44
5.5 Oppsummering av fiskerienes konsekvenser for sjøfugl	44
5.5.1 Direkte konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå	44
5.5.2 Direkte konsekvenser ved fremtidsbilde (2030)	46
5.5.3 Indirekte konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå	46
5.5.4 Indirekte konsekvenser ved fremtidsbilde (2030)	47
5.6 Akvakultur	47
5.6.1 Konsekvenser av akvakultur ved dagens aktivitetsnivå	48
5.6.2 Konsekvenser av akvakultur ved fremtidsbilde (2030)	49
5.6.3 Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av akvakultur	49
5.7 Taretråling	50
5.8 Samlet konsekvens for sektor fiskeri	51
5.9 Kunnskapsbehov	52
5.9.1 Kunnskapsbehov om bifangst av sjøfugl	52
5.9.2 Kunnskapsbehov om beskatning av sjøfuglenes byttedyr	53

6	Sektor Petroleumsvirksomhet	54
6.1	Petroleums- og gassvirksomhet i utredningsområdet	54
6.2	Effekter av petroleumsvirksomhet	55
6.2.1	Sjøfuglers sårbarhet for olje	55
6.3	Mulige konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå (2010)	57
6.3.1	Mulige konsekvenser av driftsutslipp av oljeholdig avfall	57
6.3.2	Mulige konsekvenser av utslipp til luft	57
6.3.3	Mulige konsekvenser av mekanisk påvirkning	57
6.3.4	Mulige konsekvenser av mindre akuttutslipp og regulære utslipp	58
6.3.5	Oppsummering av konsekvenser av driftsutslipp ved dagens aktivitetsnivå	59
6.4	Mulige konsekvenser ved akutte utslipp	60
6.4.1	Varighet og voksenoverlevelse	60
6.4.2	Konsekvenser som følge av akutte petroleumsutslipp	61
6.4.2.1	Ekofisk	61
6.4.2.2	Heimdal	62
6.4.2.3	Sleipner	63
6.4.2.4	Tampen	63
6.4.2.5	Troll	64
6.5	Samlet oppsummering for sektor petroleumsvirksomhet	65
6.6	Fremtidsbilde (2030)	67
6.7	Kunnskapsbehov	67
7	Sektor Fornybar energi	68
7.1	Vindkraft i utredningsområdet; fremtidsbilde (2030)	68
7.2	Konsekvenser av vindkraftverk	68
7.2.1	Dødelighet som følge av kollisjon med vindkraftanlegg	69
7.2.2	Endring og tap av habitat	70
7.2.3	Barriereeffekter	71
7.2.4	Forstyrrelser	71
7.3	Artsspesifikk sårbarhet for vindkraftanlegg	72
7.4	Vurderinger av konfliktpotensialet mellom fugl og vindkraftanlegg	74
7.4.1	Hekkeområder	74
7.4.2	Utenom hekkesesongen	75
7.4.3	Myteområder og svømmetrekk	76
7.4.4	Trekkruter og rasteplasser	77
7.5	Vurdering av konfliktpotensial i de foreslåtte utredningsområdene	78
7.5.1	Frøyagrunnene og Olderveggen	79
7.5.2	Sørlige Nordsjø I og II, Utsira Nord og Stadhavet	81
7.5.3	Kumulative effekter	82
7.6	Oppsummering av konsekvenser fra offshore vindkraft ved fremtidsbilde (2030)	82
8	Sektor Skipstrafikk	85
8.1	Skipstrafikk i utredningsområdet	85
8.2	Effekter av skipstrafikk på sjøfugl	85
8.3	Mulige konsekvenser av driftsutslipp på sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå	86
8.3.1	Mulige konsekvenser av mindre utslipp av oljeholdig avfall	87
8.3.2	Mulige konsekvenser av kloakk	88
8.3.3	Mulige konsekvenser av utslipp av søppel	88
8.3.4	Mulige konsekvenser av utslipp til luften	88
8.3.5	Oppsummering konsekvenser av drift skipsfart	88
8.4	Mulige konsekvenser ved uhellssituasjoner ved dagens aktivitet	89
8.4.1	Skagerrak	89
8.4.2	Fedjeosen	90
8.4.3	Vågsøy	91
8.4.4	Oppsummering konsekvenser av akuttutslipp skipsfart	92
8.5	Faktiske uhellshendelser skipsfart	92
8.5.1	MS Godafoss	92
8.5.2	MV Full City	93
8.5.3	MS Server	94

8.5.4	MS Rocknes.....	95
8.5.5	Oppsummering konsekvenser av faktiske akuttutslipp, skipsfart.....	96
8.6	Fremtidsbilde (2030).....	96
8.6.1	Oppsummering fremtidsbilde 2030 for akuttutslipp skipsfart.....	97
9	Sektor Land- og kystbasert aktivitet	98
9.1	Pågående aktiviteter i utredningsområdet	98
9.2	Fremtidsbilde (2030)	99
9.3	Konsekvenser av land- og kystbasert virksomhet	99
9.3.1	Landanlegg langs kysten	99
9.3.2	Utslipp av næringsstoffer	101
9.3.2.1	Effekter på sjøfugl ved dagens utslipp av næringsstoffer	101
9.3.2.2	Utslipp av næringsstoffer fra akvakulturanlegg	102
9.3.2.3	Oppsummering av konsekvensene av utslipp av næringsstoffer	102
9.3.3	Utslipp av miljøgifter.....	103
9.3.4	Turisme og friluftsliv i kystsonen	104
9.3.4.1	Effekter av turisme og ferdsel på sjøfugl ved dagens nivå	104
9.3.4.2	Jakt/fangst	105
9.3.4.3	Oppsummering av konsekvenser av ferdsel og friluftsliv i kystsonen....	105
9.3.5	Marint søppel	106
9.3.5.1	Effekter av marint søppel på sjøfugl ved dagens aktivitet	107
9.3.5.2	Oppsummering av konsekvenser av marint søppel.....	108
9.4	Samlet oppsummering for sektor land- og kystbasert aktivitet	108
10	Sektor Klimaendringer, Havforsuring og Langtransportert forurensning	109
10.1	Klimaendringer	109
10.1.1	Fremtidsbilder (2030-2100)	109
10.1.2	Konsekvenser av klimaendringer.....	109
10.1.3	Oppsummering av konsekvenser av klimaendringer.....	111
10.1.4	Kunnskapsbehov	113
10.2	Forsuring av havet	113
10.2.1	Fremtidsbilder (2050 og 2100).....	113
10.2.2	Konsekvenser av forsuring av havet.....	114
10.2.3	Kunnskapsbehov	115
10.3	Langtransportert forurensning.....	115
10.3.1	Konsekvenser av langtransportert forurensning.....	116
10.3.2	Kunnskapsbehov	117
10.4	Radioaktivitet.....	118
10.4.1	Fremtidsbilder (2030).....	118
10.4.2	Konsekvenser av radioaktivitet	119
10.4.3	Kunnskapsbehov	120
10.5	Oppsummering av konsekvenser av klimaendringer, havforsuring og langtransporterte forurensninger.....	120
11	Introduserte arter	122
11.1	Konsekvenser av introduserte arter	122
11.1.1	Direkte effekter.....	122
11.1.2	Indirekte effekter gjennom økosystemendringer	123
11.1.3	Tentativ oppsummering av konsekvenser for sjøfugl	123
11.2	Kunnskapsbehov.....	124
12	Referanser	125
	Appendiks 1 – Artsnavn på norsk, engelsk og latin	134
	Appendiks 2 – Uhellsscenarioer for enkeltfelt, petroleumsvirksomhet	136
	Appendiks 3 – Konsekvenstabeller for petroleumsvirksomhet	138

Forord

I likhet med tilsvarende utredninger for områdene lenger nord er det å utarbeide en beslutningsrelevant og dynamisk forvaltningsplan for norsk del av Nordsjøen og Skagerrak en vidtspennende oppgave som blant annet stiller store krav til kunnskap om de rike naturressursene i dette kyst- og havområdet. Sjøfugl er en viktig komponent i dette miljøet, både gjennom sin egenart og som et svært synlig ledd på toppen av en lang næringskjede. De er høyt verdsatt av folk som bor eller ferdes på kysten, og flere av bestandene opptrer i antall som er av nasjonal og internasjonal betydning. Mange sjøfugler har også vist seg å være følsomme for endringer i ulike deler av det økosystemet de tilhører, og det dokumenteres stadig oftere at sjøfuglenes utvikling, diett, reproduksjon eller overlevelse kan være gode og tidlige indikatorer på biologiske prosesser som har betydning for andre marine naturressurser. Dette gjelder både forhold som er forårsaket av naturgitte endringer, av menneskets inngrep eller, som det kanskje oftest er, en kombinasjon av begge.

Denne rapporten er utformet slik at den kan brukes som et grunnleggende dokument om sjøfugl i forvaltningsplanarbeidet for norsk del av Nordsjøen og Skagerrak. Fokus er lagt på å gi en oppdatert, enhetlig og lettfattelig presentasjon av dagens kunnskap om hvordan sjøfugl kan forventes å respondere på utviklingen innenfor de svært ulike sektorene som er behandlet. Samtidig har vi skissert og begrunnet hvilke kunnskapshull vi betrakter som de viktigste å fylle, dersom en skal kunne identifisere hvilke mål som må innfris for å sikre en tilstrekkelig bærekraftig forvaltning av disse ressursene.

Oppgaven berører et ekstremt komplekst sett av spørsmål, hvorav de fleste mangler gode svar og fortjener en grundigere analyse når ny og bedre kunnskap er opparbeidet. Vi har søkt å gi så tydelige svar som mulig, selv om tiden har vært knapp og de mange parallelle prosessene i utredningsarbeidet bidro til å sette vår dagsorden. Den standardiserte beskrivelsen av de ulike konsekvenskategoriene er først og fremst ment å være veiledende, og kan lett fortone seg sikrere enn de vurderinger som er gjort. Det er derfor viktig å understreke at våre endelige konklusjoner er å betrakte som kvalitative vurderinger, selv om vi også har brukt kvantitative metoder i deler av arbeidet og så langt som mulig lagt vekt på å synliggjøre grad av usikkerhet.

Vi håper rapporten blir nyttig for den videre prosessen med forvaltningsplanarbeidet for utredningsområdet, og er et egnet utgangspunkt for vurdering av videre kunnskapsoppbygging.

På vegne av forfatterne,
Trondheim, juni 2011
Tycho Anker-Nilssen

1 Forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak

Regjeringen sluttet seg gjennom st.meld. nr. 12 (2001-2002) "Rent og rikt hav" til behovet for en mer helhetlig forvaltning av norske havområder basert på økosystembasert tilnærming, dvs. en forvaltning av menneskelig aktivitet som tar hensyn til alt som påvirker økosystemene. I planen for nordområdene, st.meld. nr. 8 (2005-2006) "Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)", signaliserte Regjeringen at denne vil danne utgangspunkt for arbeidet med helhetlige forvaltningsplaner for andre norske havområder. Planen ble oppdatert i juni 2011 gjennom st.meld. nr. 10 (2010-2011) "Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten". En forvaltningsplan for Norskehavet ble ferdigstilt i 2009, st.meld. nr. 37 (2008-2009) "Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan)".

En helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak er under utarbeidelse og planlegges ferdigstilt i 2013. Planen skal geografisk dekke områdene utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone sør for Stad 62°N, inkludert norsk del av Skagerrak. Tiltak i planen skal dekke dette området, mens det faglige arbeidet også skal dekke andre deler av Nordsjøen og kystnære strøk.

Formålet med forvaltningsplanen for Nordsjøen og Skagerrak er å etablere rammebetingelser som gjør det mulig å balansere næringsinteressene knyttet til petroleumsvirksomhet, fiskeri, skipstrafikk, fornybar energiproduksjon, samt annen land- og kystbasert aktivitet innenfor rammen av en bærekraftig utvikling. Planen vil etablere rammer for påvirkning i de enkelte deler av Nordsjøen og Skagerrak og på den måten gi føringer for hvilke krav som må stilles til virksomhet i de ulike delene av havområdet.

1.1 Utredningsarbeidet

Forvaltningsplanen baseres på kunnskap om konsekvenser av aktiviteter som kan påvirke miljøtilstanden, ressursgrunnlaget, samfunnsforhold og/eller mulighetene for å utøve annen næringsaktivitet i havområdet. Først og fremst gjelder dette mulige effekter av fiskeri, petroleumsvirksomhet, skipstrafikk, fornybar energiproduksjon, land- og kystbasert aktivitet og klimaendringer, havforsuring og langtransportert forurensning i området, i tillegg til aktiviteter som pågår utenfor, men likevel kan berøre den norske delen av dette havområdet. Grunnlaget for forvaltningsplanen i norske deler av Nordsjøen og Skagerrak vil derfor utarbeides i seks parallelle utredninger:

- Konsekvenser av petroleumsvirksomhet. Ansvarlig: Oljedirektoratet (OD).
- Konsekvenser av fornybar energiproduksjon. Ansvarlig: Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).
- Konsekvenser av fiskeri. Ansvarlig: Fiskeridirektoratet (Fdir).
- Konsekvenser av skipstrafikk. Ansvarlig: Kystverket (KyV).
- Konsekvenser av land- og kyst basert aktivitet. Ansvarlig: Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif).
- Konsekvenser av klimaendringer, havforsuring og langtransportert forurensning. Ansvarlig: Klif.

Utredningene som omhandler konsekvenser forårsaket av de ulike sektorenes aktiviteter, samt klimaendringer, havforsuring og langtransportert forurensning skal sammen gi grunnlag for å se på konsekvenser av samlet påvirkning på Nordsjøen og Skagerrak. De samlede konsekvenser er viktige for utarbeidelsen av den helhetlige forvaltningsplanen. Utredningene skal, så langt det er mulig, baseres på det samme datagrunnlag. Kunnskapsstatus skal også

vurderes og kunnskapsmangler avdekkes. Forventede effekter skal beskrives i forhold til felles valgte utredningstemaer, som skal brukes til å beskrive virkninger av fire ulike situasjoner (Klif 2011):

- Dagens aktivitetsnivå (2009)
- Aktuelle uhellssituasjoner som kan oppstå ved dagens aktivitetsnivå (2009)
- Fremtidsbilder (2030)
- Aktuelle uhellssituasjoner som kan oppstå ved fremtidig aktivitet

1.2 Sjøfugl som utredningstema

For de seks sektorene er det valgt felles utredningstemaer for de forventede effektene av påvirkninger. Formålet er å gjøre utredningene mest mulig beslutningsrelevante, og å legge grunnlaget for at man kan sammenligne og sammenstille konsekvensene fra de ulike aktiviteter og påvirkningsfaktorer. Disse utredningstemaer inkluderer: plankton, bunnsamfunn, fisk, sjøfugl, sjøpattedyr, strandsonen, bunnhabitat, særlig verdifulle områder, samt økologiske relasjoner/prosesser.

Innen hvert utredningstema ble det definert spesielle indikatorarter eller undertemaer som skulle belyses særskilt. For sjøfugler ble kravet til beskrivelse av effekter definert slik: Utredningen skal beskrive forventede effekter på bestander av og leveområder for sjøfugl, med hensyn til påvirkning av fuglenes næringstilgang, bestandsutvikling, vandring/utbredelse og hekkeområder.

Delutredningen for sjøfugl er en overordnet rapport som inneholder konsekvensvurderinger for sjøfugl innen utredningene fra de seks sektorene. Rapporten skal kunne fungere som en selvstendig enhet. For hver sektor har vi derfor innledningsvis gitt en kort oppsummering av statusbeskrivelsen for angjeldende sektor, før konsekvenser for sjøfugl utredes. For ytterligere detaljer henvises til de respektive sektorutredninger (OD 2010, NVE 2010, Fdir 2010, KyV 2010, Klif 2010a, 2011a). Likeledes er det med utgangspunkt i Ottersen et al. (2010) gitt en kort oppsummering av de viktigste geografiske, oseanografiske og biologiske forhold i Nordsjøen og Skagerrak. En del av den generelle kunnskapen om sjøfugl i utredningen er hentet fra den tverrsektorielle konsekvensutredningen for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2008). Kategoriseringen av konsekvenser av ulike typer påvirkninger for sjøfugl er gjort med utgangspunkt i metodegruppens rapport (Arbeidsgruppen for samlede konsekvenser 2011). En tilsvarende tabell for kategorisering ble brukt i sjøfuglanalysen for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2008), men i foreliggende utredning er de to øverste kategoriene ("alvorlige" og "svært alvorlige" konsekvenser) slått sammen til "stor" konsekvens.

Det er også lagt vekt på at hver av de sektorvise utredningene for sjøfugl forholdsvis lett skal kunne integreres i de enkelte sektorutredningene. Det kan derfor i noen grad forekomme gjentakelser av konsekvensbeskrivelsene for enkelte faktorer. Dette gjelder f.eks. generelle konsekvenser av oljeforurensning som er beskrevet både for sektor petroleumsvirksomhet og for sektor skipstrafikk.

Konsekvensvurderingene for sjøfugl er i høy grad basert på informasjon fra arbeidet med de ulike sektorutredningene. Dette gjelder spesielt beskrivelsen av de ulike faktorenes nåværende og fremtidige omfang. Vurderingene for sjøfugl er gitt på et forholdsvis lite detaljert nivå. Dette er gjort bevisst for å begrense rapportens omfang, unngå å dekke over et meget beskjedent kunnskapsnivå og øke informasjonens nytteverdi ved at formatet er egnet for gjenbruk i de ulike sektorutredningene.

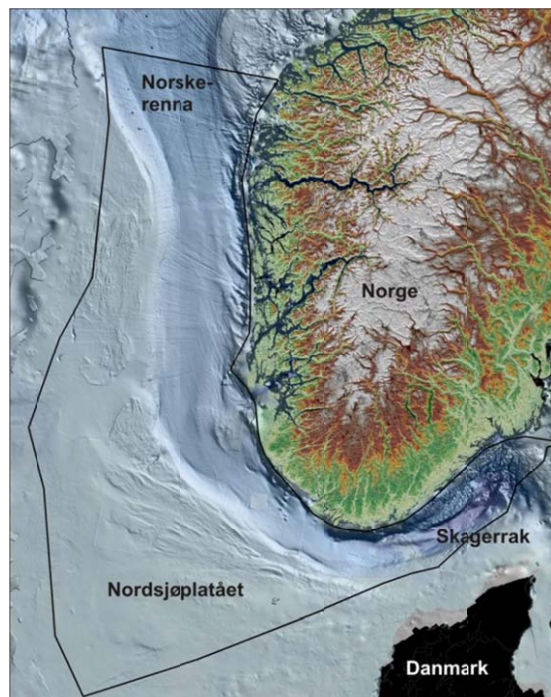
Nomenklatur

Latinsk navn for alle omtalte europeiske fugler, fisk og sjøpattedyr er gitt i et eget appendiks (**appendiks 1**), for øvrige arter er de angitt første gang artsnavnet benyttes i teksten.

2 Områdebeskrivelse Nordsjøen og Skagerrak

Beskrivelsene av Nordsjøen og Skagerrak er basert på Ottersen et al. (2010), som gir en mer grundig gjennomgang av geologi, oseanografi og biologi i utredningsområdet.

Nordsjøen skiller seg fra Barentshavet og Norskehavet ved at det i mye større grad er påvirket av menneskelig aktivitet. Det er et av de mest trafikkerte sjøområder i verden, med to av verdens største havner og stor fiskeriaktivitet. Rundt hele Nordsjøen ligger det tett befolkede og høyt industrialiserte land.



Figur 2.1

Utredningsområdets lokalisering og bunntopografi. Den tilstøtende kystsonen vil også bli utredet gjennom arbeidet. (Kilde: NGU/Statens kartverk)

Forvaltningsområdet dekker Norges kontinentalsokkel i Nordsjøen nord til 62°N. Området kan deles inn i to landskapselementer: (1) den 800 km lange og opptil 700 m dype Norskerenna som omkranser Sør-Norge og Vestlandet, og (2) Nordsjøplataet, et marint slettelandskap med svakt bølgende topografi som gradvis blir dypere (60-150 m) mot nord. Kontinentalskråningen nord for Norskerenna ligger innenfor forvaltningsplanområdet for Norskehavet (**figur 2.1**). Den tilstøtende kyststrekningen (Svenskegrensen til Stad) vil også bli utredet.

Nordsjøen og Skagerrak er to produktive og ganske like økosystemer, men skiller seg fra hverandre i bl.a. geografisk utstrekning, topografi, vanntemperatur og lysforhold. Skagerrak er forholdsvis lite i geografisk utstrekning og har, med unntak av Oslofjorden, små fjorder og relativt små skjærgårdsområder. Samtidig har Skagerrak små tidevannsforskjeller, kalde vintre, varme somre og er preget av ferskvannstilførsler, spesielt via den Baltiske strømmen fra Østersjøen. Nordsjøen derimot, innbefatter store skjærgårdsområder og flere av Norges største og dypeste fjorder, men har også områder med åpen kyst, spesielt langs Jæren. Tidevannsforskjellene er større, temperaturen svinger mindre og ferskvannstilførslene er mindre i selve kyststrømmen enn i Skagerrak.

Den dominerende algegruppen i Nordsjøen er kiselalger og flagellater. Artssammensetningen og tettheten av disse algene, spesielt om våren, er av stor betydning for mengden energi som

blir tilgjengelig for planteetere og predatorer (bytteetere) resten av året. Krill, raudåte (*Calanus finmarchicus*) og amfipoder er de viktigste dyreplanktonartene i Nordsjøen. Nord i Nordsjøen er det raudåte som er viktigst mens små, altetende arter dominerer sør i Nordsjøen. Økt havtemperatur har de siste tiårene medvirket til store endringer i både mengde og artssammensetning av dyreplankton i Nordsjøen, med en særlig betydelig reduksjon i mengden av raudåte (Edwards et al. 2002, Heath et al. 2009). Kombinert med komplekse økologiske "vepsetaljeprosesser" (Fauchald et al. 2011b), har dette utvilsomt hatt store konsekvenser for næringsgrunnlaget for både fisk og sjøfugl i regionen.

Sammensetningen av bunnlevende invertebrater i Nordsjøen viser et skille mellom en sørlig artssammensetning dominert av mobile organismer og en nordlig sammensetning dominert av fastsittende organismer. Grensen mellom de to samfunnene følger 50 m-dybdekoten og antallet av arter er høyere i nord enn i sør. Biomassen er dessuten større nær kysten enn lenger ut.

I utredningsområdet er sild og brisling de to dominerende fiskeartene i de frie vannmassene gjennom hele året. Makrell og hestmakrell er kun til stede om sommeren. De dominerende torskefiskene er torsk, hyse, hvitting, sei og øyepål, mens de viktigste flyndrefiskene er rødspette, gapeflyndre, sandflyndre, tunge og lomre. De viktigste byttedyrfiskene for sjøfugl er tobis, sild, brisling og øyepål. Norsk vårgytende (NVG) sild er en annen bestand enn den høstgytende nordsjøsilde. NVG sild er hovedsakelig en Norskehavsbestand som har sine viktigste oppvekstområder i Barentshavet, men når bestanden er stor gyter en del av bestanden langs den norske Nordsjøkysten, bl.a. utenfor Karmøy og Lista. Dette kan gi opphav til lokale forekomster av ungsild også i fjordsystemene på Vestlandet, og periodevis være en betydelig matkilde for sjøfugl. NVG sild ble nærmere omtalt i forvaltningsplanen for Norskehavet og blir ikke presentert i nærmere detalj her.

3 Sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak

Kapitlet er basert på kunnskap fra SEAPOPOP-programmet (www.seapop.no) og Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl (f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009), samt Frederiksen (2010) og Christensen-Dalsgaard et al. (2008).

Tradisjonelt sett omfatter gruppen sjøfugler alle fuglearter som helt eller delvis er avhengige av havet for å skaffe næring. De mest typiske sjøfuglene (havsule, havhest, skarver, mange måkefugler, alle alkefugler og enkelte andefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet. Andre arter (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler) er derimot bare avhengige av havet i deler av sin årssyklus, f.eks. under mytingen (fjærfellingen) om høsten og/eller om vinteren.

Sjøfugler lever i et ustabilt miljø, der næringen ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Dette reflekteres i deres forplantningsstrategi. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. Mange sjøfugler blir først kjønnsmodne i 5-10-årsalderen og legger bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at reproduksjonen må spres over mange år for å sikre rekruttering. En slik forplantningsstrategi gjør også at mange sjøfuglarter (f.eks. alkefugl) 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. Det forutsetter imidlertid at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. Isolert sett vil en eller noen få sesonger med mislykket reproduksjon ikke nødvendigvis ha vesentlig betydning, men faktorer som reduserer overlevelse eller fekunditet til voksne individer kan gi store utslag og få alvorlige konsekvenser for en sjøfuglbestand.

Sjøfugler responderer på tilgjengeligheten av mat, og er derfor gode indikatorer på viktige endringer i de marine økosystemene. De er følsomme overfor variasjoner i næringstilgang, og en endring i fødegrunnlag vil ofte reflekteres i diettvalg og hekkesuksess. Sjøfugl er også gode indikatorer for forurensning, især oljeforurensning. Undersøkelser av døde sjøfugler skyllet opp på kysten kan gi viktig kunnskap om omfang av oljeforurensning, og analyse av oljen funnet på sjøfuglene kan gi informasjon om kildene til forurensningen. Mange av sjøfuglartene er toppredatorer og dermed gode indikatorer for miljøgifter som akkumuleres gjennom de trofiske nivåene.

3.1 Fordelingen av sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak

Sammenlignet med Norskehavet og Barentshavet har Nordsjøen og Skagerrak betydelig færre hekkende sjøfugler. Mindre enn 5 % av alle norske sjøfugler hekker ved Nordsjøen, og enda færre i Skagerrak (**tabell 3.1**). Men selv om antall sjøfugl er mange ganger høyere lenger nord, er antall arter større i Nordsjøen. De nordlige delene av Nordsjøen er også beiteområder for viktige bestander av pelagiske sjøfugler fra Runde i Herøy kommune, som ligger like nord for 62°N og er det sørligste av våre store fuglefjell. Det er derfor naturlig å inkludere de viktigste bestandene på Runde i denne sammenheng. Innenfor utredningsområdet er Einevarden et av de få fuglefjellene sør for Runde med hekkende alkefugl, krykkje og havhest. Like fullt er norsk del av Nordsjøen og Skagerrak et svært viktig område for mange sjøfuglbestander, ikke minst utenfor hekkesesongen, når mange fugler som er hjemmehørende nordøstlige deler av Storbritannia trekker over Nordsjøen og området også tiltrekker seg store antall sjøfugler fra hekkeområder lenger nord.

Viktige hekkebestander langs den norske nordsjøkysten finnes i området utenfor Karmøy samt i et større område fra Utvær/Indrevær i Ytre Sula til Stadlandet. Koloniene Utvær, Ryggsteinen og Veststeinen i Sogn og Fjordane er spesielt viktige for dykkende arter. Einevarden er viktig

for pelagisk dykkende arter, mens Listaområdet og Jærkysten er viktige for kystbundne arter som toppskarv, storskarv (underart *sinensis*), ærfugl og teist. Nyere tellinger viser at bestanden av teist i vestfoldskjærgården er vesentlig høyere enn tidligere påvist, og trolig teller godt over 100 par i Larvik kommune alene, der Statens naturoppsyn (SNO) talte 270 individer på kjente hekkelokaliteter i april 2011 (Egil Soglo pers. medd.).

Tabell 3.1. Estimerer for antall hekkende par sjøfugl langs norskekysten i Nordsjøen og Skagerrak, samt totalt for hele forvaltningsområdet (data fra Barrett et al. 2006 og Sjøfuglkartverket, NINA). Andelen av hekkende sjøfugl i forvaltningsområdet vises som prosent av det totale antallet hekkende sjøfugl i Norge (Svalbard ikke medregnet).

Art	Skagerrak	Nordsjøen	Runde	Totalt	Andel (%) av norsk bestand
Havhest	20	1 500	5 000	6 520	71
Havsule	0	0	2 400	0	51
Toppskarv	0	5 000	1 300	6 300	26
Storskarv ¹	1400	400	0	1800	100
Storjo	0	5	70	75	65
Fiskemåke	20 000	30 000	-	50 000	37
Sildemåke ²	40 000	8 000	-	48 000	98
Ærfugl	15 000	40 000	-	55 000	28
Gråmåke	20 000	13 000	-	33 000	14
Svartbak	2 500	6 000	-	8 500	16
Krykkje	0	6 000	17 500	23 500	7
Makrellterne	3 000	4 000	0	7 000	67
Rødnebbterne	100	5 000	0	5 100	11
Lomvi	0	150	3 500	3 650	23
Lunde	0	14 000	75 000	89 000	5
Alke	0	300	3 000	3 300	13
Teist	30	350	75	455	1
Totalt	101 450	133 305	107 845	325 200	11

1) gjelder den kontinentale underarten *P. c. sinensis* ("mellomskarv")

2) gjelder underarten *L. f. intermedius*

3.2 Næringsgrunnlaget for sjøfugl

Sjøfugler livnærer seg av de fleste bestandsdelene av næringsnett (unntatt planteplankton) og spiser både pelagiske og bentisk dyr. Utbredelsen av næringsemnene påvirkes i stor grad av oseanografiske forhold. Sjøfuglene opptrer i lavere tettheter og har mindre tilgang på mat i Nordsjøen og Norskehavet enn i Barentshavet, men planteproduksjonen er like høy i Nordsjøen som i Barentshavet. Med unntak av Norskerenna er Nordsjøen et grunt og produktivt sokkelhav, og generelt finnes det mer sjøfugl sør og vest i Nordsjøen enn langs norskekysten. Det er spesielt på kysten av Storbritannia, i Tyskebukta og Kattegat at det finnes mange sjøfugl. Sjøfuglbestandene i Nordsjøen er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon av plante- og dyreplankton, samt store bestander av små, pelagiske fiskearter som sild, brisling og tobis. Næringsvalget spenner over et vidt spekter av arter, og variasjonen kan være stor både gjennom året, mellom år og mellom regioner. Av sild er det særlig de yngre årsklassene som er viktig næring for sjøfuglene, ikke minst i åpent hav (Fauchald et al. 2011a), mens tobis og brisling er attraktive næringsemner gjennom hele sin livssyklus på grunn av sin begrensede størrelse. Brisling og tobis er spesielt viktige for en rekke sjøfuglbestander langs kysten. Sild og brisling er viktige næringsemner for lomvi, alke og krykkje i Nordsjøen gjennom store deler av året, men også torskefisk som sypike, øyepål og unge årsklasser av sei utgjør en betydelig del av menyen for overvintrende alkefugler (f.eks. Lorentsen & Anker-Nilssen 1999). I hekketiden er tobis et spesielt viktig næringsemne for ulike måkefugler (bl.a. krykkje) og alkefugler.

Med få unntak foreligger det dessverre lite detaljert kunnskap om sjøfuglenes diett i norske deler av Nordsjøen og Skagerrak, både i hekketiden og til andre årstider. Dette bidrar sterkt til å begrense våre muligheter til å vurdere indirekte konsekvenser gjennom næringsgrunnlaget. Blant hekkefuglene er imidlertid kystbundne måkefugler, som er kjennetegnet ved en ganske variert diett, blant de mest utbredte og tallrike artene. Også ærfugl, som primært lever av bunnlevende organismer (skjell og andre virvelløse dyr), hekker tallrikt langs hele kysten.

3.3 Økologiske grupper av sjøfugl

De ulike sjøfuglartene er tilpasset livet i de marine økosystemene på forskjellige måter. Disse økologiske tilpasningene avspeiles både i fuglenes fysiologiske særtrekk (f.eks. nebbform og kroppsstørrelse), og deres fødevalg og utbredelse. De spesielle tilpasningene forklarer også hvordan de forskjellige artene er knyttet til ulike habitater for å søke føde, hvile eller hekke. Med bakgrunn i bl.a. hvordan sjøfuglene utnytter de marine habitatene for å skaffe seg næring i hekketiden, kan man plassere de ulike sjøfuglartene i økologiske grupper (**tabell 3.2**). Forskjellen i bruk av habitat, og hvor og på hvilken måte de skaffer seg næring, gjør at de forskjellige artene har ulik sårbarhet i forhold til trusselfaktorer som oljesøl, direkte eller indirekte konflikter med fiskerier, eller konsekvenser av klimaendringer.

Tabell 3.2. De viktigste sjøfuglartene og arter med periodevis tilsvarende adferd i Nordsjøen og Skagerrak, inndelt i økologiske grupper i henhold til deres næringssøksadferd i hekketiden (etter Anker-Nilssen 1994 og Christensen-Dalsgaard 2008). Indikatorartene i utredningsarbeidet er uthevet.

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	Havelle	Fiskemåke	Sangsvane
Alkekonge	Stormsvale	Islom	Svartand	Sildemåke	Grågås
Lunde	Havsule	Horndykker	Sjørørre	Gråmåke	Gravand
	Storjo ¹	Gråstrupedykker	Toppand	Svartbak	Stokkand
	Tyvjo ¹	Storskarv	Bergand	Makrellterne ²	
	Krykkje	Toppskarv	Kvinand	Rødnebbterne ²	
		Laksand			
		Siland			
		Teist			

1) Bare delvis pelagisk, beiter også regelmessig kystnært

2) Kan periodevis beite pelagisk

Som angitt i **tabell 3.2**, kan sjøfugl i forvaltningsplanområdet inndeles i to hovedgrupper, pelagiske og kystbundne arter, som igjen grupperes i overflatebeitende og dykkende sjøfugler. Tabellen angir også noen våtmarkstilknyttede arter (gressender, svaner og gjess) som i langt mindre grad kan karakteriseres som sjøfugl, mens fjæretilknyttede arter som sjelden eller aldri ligger på sjøen (f.eks. gråhegre og tjeld) ikke er inkludert. Artene i disse gruppene vil ikke bli behandlet systematisk i arbeidet med forvaltningsplanen, men kan likevel bli omtalt i forbindelse med enkelte av de tema som behandles i rapporten, der dette finnes relevant.

I Nordsjøen og Skagerrak er det kystbundne overflatebeitende (makrellterne, rødnebbterne, hettemåke, fiskemåke, gråmåke, sildemåke og svartbak) og kystbundne bentisk beitende arter (spesielt ærfugl) som dominerer sjøfuglsamfunnet langs kysten i hekketiden. Dette er en slående kontrast til sjøfuglsamfunnene i Barentshavet og Norskehavet, som hovedsakelig domineres av pelagisk dykkende arter (lomvi, polarlomvi, lunde, alke og alkekonge) og pelagisk overflatebeitende arter (spesielt krykkje). Utenfor hekkesesongen er også havelle, svartand, bergand, toppand og kvinand relativt tallrike på kysten av Sør-Norge, mens det

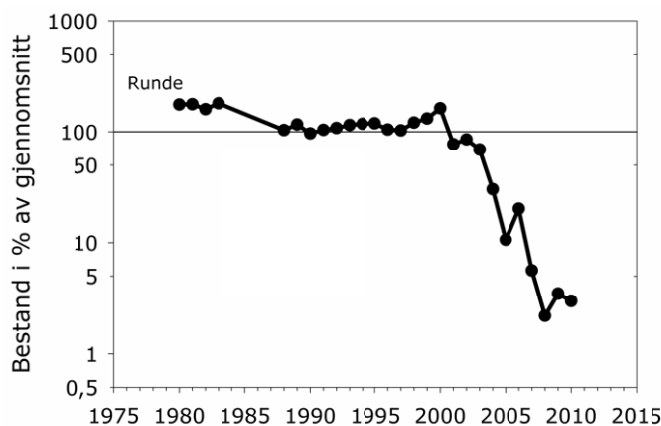
pelagiske systemet i stor grad opplever en betydelig tilstrømming av pelagiske sjøfugler fra andre hekkeområder, spesielt alkefugler (lomvi, alke, lunde og alkekonge) men også havhest og en del krykkje.

3.4 Bestandsutvikling for indikatorartene av sjøfugl i utredningsområdet

Utvalget av indikatorarter er ment å dekke ulike økologiske grupper av sjøfugl (**tabell 3.2**), siden miljøendringer vil komme til uttrykk på ulike måter i de forskjellige systemene de lever i. Indikatorartene pelagisk dykkende sjøfugler er alkekonge (overvintrende fugl), alke og lomvi mens de pelagisk overflatebeitende er representert ved krykkje. For de kystbundne dykkende artene er storskarv og toppskarv utvalgt blant de fiskespisende, mens ærfugl representerer de bentisk beitende sjøfuglene. Gråmåke og sildemåke er valgt ut som indikatorer for kystbundne overflatebeitende arter. Bestandsutviklingen for et utvalg av hekkende sjøfuglarter innenfor forvaltningsområdet er overvåket i regi av NINA siden 1988 gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (nå en integrert del av SEAPOP), som finansieres av DN. For noen bestander ble overvåkingen startet langt tidligere i regi av andre prosjekter.

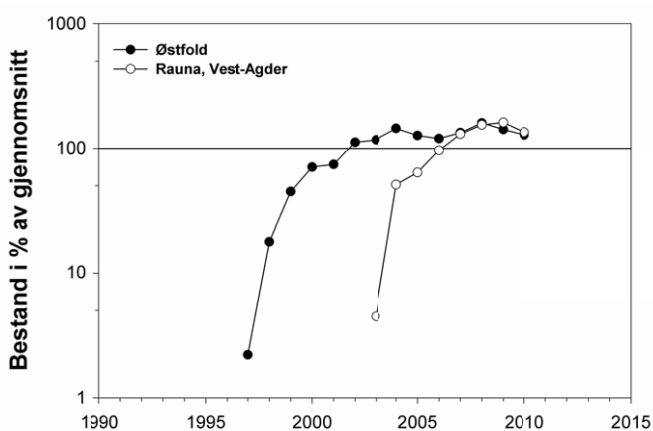
Alkekongen er primært en pelagisk art som ikke hekker på det norske fastlandet. Om vinteren er Nordsjøen og Skagerrak meget viktige overvintringsområder for arten (f.eks. Follestad 1990, Lorentsen et al. 1993, Skov et al. 1995). Om sommeren trekker den nordover, og omlag tre fjerdedeler av den europeiske hekkebestanden (Grønland ikke medregnet) finnes på Svalbard og de russiske øyene i Barentshavet (Isaksen & Gavrilov 2000).

Enkeltforekomster av hekkende lomvi og alke finnes langs kyststrekningen fra Rogaland og nordover. Den eneste av disse som overvåkes regelmessig er lomvi på Runde, som ligger like nord for utredningsområdet. Dette er også den største kolonien i Sør-Norge. Siden utredningsområdet er et viktig beiteområde for de pelagiske sjøfuglene på Runde, som er en nøkkellokalitet i SEAPOP, tar vi også med en omtale av bestandsutvikling for denne kolonien. Hekkebestanden av lomvi har her avtatt kraftig siden overvåkingen startet i slutten av 1970-årene, og lå i 2010 på bare omkring 2 % av bestanden på begynnelsen av 1980-tallet (**figur 3.1**). Bestandsnedgangen pr. år har vært nesten fire ganger større de siste 10 årene enn i hele overvåkingsperioden sett under ett. Vi kan imidlertid ennå ikke utelate muligheten for at det ekstremt lave antall fugler tilstede i kolonien de siste årene i noen grad skyldes at en uvanlig stor andel av bestanden har unnlatt å hekke, f.eks. pga. redusert tilgang på næring eller økt forstyrrelse og predasjon fra havørn på hekkehyllene. Både i Rogaland og Sogn og Fjordane er det rapportert betydelige reduksjoner i hekkebestandene av både alke og lomvi (Fylkesmannen i Rogaland 2008, Larsen 2010).



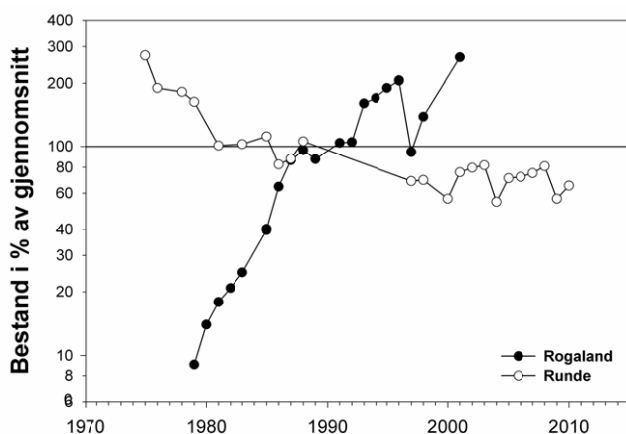
Figur 3.1
Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av lomvi på Runde, vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.

Av kystbundne dykkende arter representerer ærfugl de bentisk beitende og toppskarv og storskarv de fiskespisende artene. Storskarv har hekkebestander av to underarter i Norge, *Phalacrocorax carbo carbo* og *P. c. sinensis*. Underarten *sinensis* er forholdsvis nyetablert og er den som omtales her. Den etablerte seg først i Øraområdet ved Fredrikstad med 15 par i 1997, og har siden økt kraftig i antall fram til årtusenskiftet. I 2008 ble det for første gang talt over 1000 hekkende par, men de siste årene har bestanden vært noe lavere og det har ikke vært noen betydelig vekst i dette området siden 2001 (**figur 3.2**). Underarten har spredt seg og etablert seg på en rekke lokaliteter langs kysten vestover til Rogaland. Den totale hekkebestanden i Norge ligger nå på ca. 1800-2000 par. Det forventes at den vil spre seg til flere lokaliteter. Toppskarven var i sterk økning i Rogaland i perioden 1979-2001, men er ikke overvåket innenfor utredningsområdet i senere år (**figur 3.3**). På Runde registrerte man en kraftig tilbakegang fra 1975 til midten av 1980-tallet, men siden har bestanden holdt seg ganske stabil. I 2010 var bestanden fortsatt bare en femtedel av det den var i 1975. I Sogn og Fjordane er toppskarvbstanden bare en fjerdedel av det den var i 1995 (Larsen 2010). Toppskarven har en diett bestående av yngre årsklasser av torskefisk og pelagiske stimfisk.



Figur 3.2

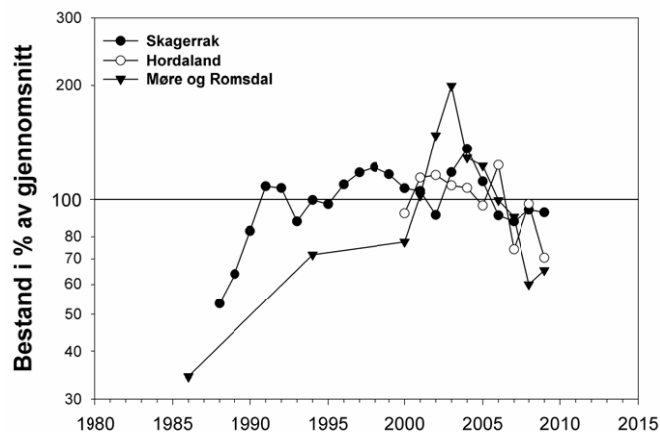
Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av storskarv (underarten *P. c. sinensis*) i Østfold og på Rauna i Vest-Agder vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.



Figur 3.3

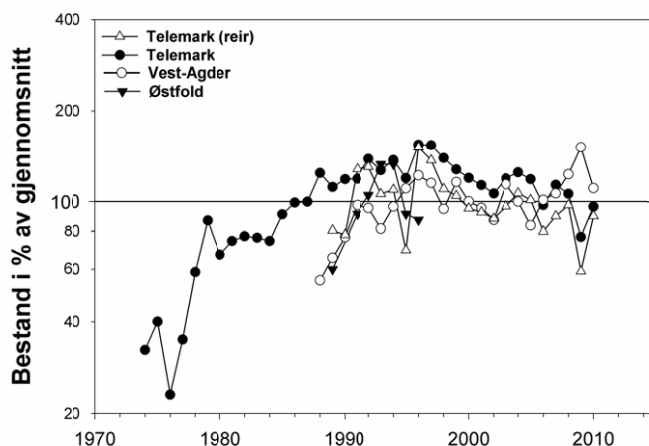
Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av toppskarv på Runde og i Rogaland vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.

Ærfugl ernærer seg mest på bunndyr som muslinger, krepsdyr og pigghuder. Hekkebestanden i Skagerrak har økt siden 1988, men totalt sett har den vært relativt stabil de 10 siste årene (**figur 3.4**), hvor en økning i Oslo/Akershus har oppveid for en tilbakegang i Vest-Agder. Både i Hordaland og Møre og Romsdal (Runde-området) har bestanden statistisk sett vært stabil siden overvåkingen startet, men de siste 7-8 årene ser det ut til å ha vært en entydig nedgang. Det er også observert en betydelig reduksjon i Sogn og Fjordane (Larsen 2010).

**Figur 3.4**

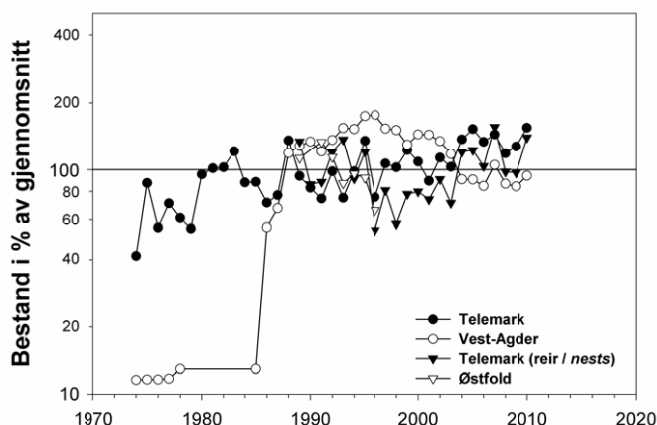
Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av ærfugl (hanner i hekkeområdet) i Skagerrak, Hordaland og Møre og Romsdal (Runde-området) vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.

Hekkebestanden av gråmåke (telling av individer ved hekkeplassene) har økt kraftig siden den årlige overvåkning startet i Telemark i 1974 (**figur 3.5**). Fram til 2010 har hekkebestanden tredoblet seg, til tross for at bestandsutviklingen de siste 10 årene har vært negativ. I koloniene der det er talt reir har bestanden holdt seg stabil i hele overvåkingsperioden (1989-2010) og i de siste 10 årene. I Vest-Agder har gråmåkebestanden i utvalgte kolonier økt kraftig i perioden etter 1988, men det er til dels stor variasjoner i antallet som hekker. Hekkebestanden er nå dobbelt så stor som i 1988. Siden 1999 har utviklingen i bestanden stagnert i Vest-Agder. I Sogn og Fjordane var hekkebestanden i 2010 kun en syvendedel av hva den var i 1995 (Larsen 2010). Arten hekker vanlig i hele utredningsområdet, men særlig unge fugler trekker om vinteren sørover til Nordsjølandene (Systad et al. 2007).

**Figur 3.5**

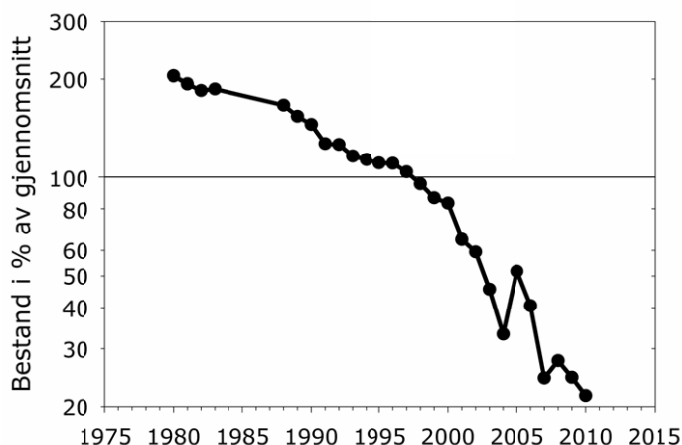
Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av gråmåke i Østfold, Telemark og Vest-Agder vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.

Av sildemåke er det stort sett bare underarten *Larus fuscus intermedius* som hekker innenfor forvaltningsplanområdet. Den nordlige underarten *L. f. fuscus*, som hekker langs kysten fra Trøndelag og nordover, er kraftig redusert. Underarten i utredningsområdet har totalt sett hatt en positiv utvikling siden midten av 1970-tallet, særlig på Skagerrakkysten. Hekkebestanden har vært overvåket i Telemark og Vest-Agder siden 1974. I Telemark er utviklingen sett under ett positiv, selv om det er registrert variasjoner mellom år (**figur 3.6**). Variasjon er størst i koloniene hvor det telles voksne fugler, mindre der takseringsenheten er reir. I Vest-Agder var det en kraftig vekst i bestanden fra 1974 og frem til 1990, men de siste tiårene har bestanden avtatt. Også den totale hekkebestanden i fylket hadde en topp omkring 1990, men etter dette har det vært svært dårlig ungeproduksjon og til dels sterk nedgang i bestandene i midtre deler av fylket. Årsaken til dette antas å være næringsmangel.

**Figur 3.6**

Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av sildemåke i Østfold, Telemark og Vest-Agder vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.

Krykkje overvåkes årlig på Runde, og det er registrert en signifikant tilbakegang for denne kolonien siden overvåkingen startet rundt 1980 (**figur 3.7**). Runde er den største krykkjekolonien i Sør-Norge, og har deler av beiteområdet sitt innenfor utredningsområdet i Nordsjøen. Hekkebestanden i 2010 var kun 10 % av hva den var da overvåkingen startet i 1980. Hekkebestandene av krykkje i Rogaland og Sogn og Fjordane har vist samme utvikling som på Runde (Fylkesmannen i Rogaland 2008, Larsen 2010).

**Figur 3.7**

Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av krykkje på Runde vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.

3.5 Rødlistede arter

Norsk rødliste for arter 2010 (Kålås et al. 2010) definerer en art som "etablert regelmessig hekkefugl" hvis arten har hekket i Norge i mer enn 10 år med en bestand på mer enn 10 reproduserende individer. Gjennom de siste tiårene har spesielt de pelagisk dykkende sjøfuglartene (f.eks. lomvi) som henter mat langt til havs hatt store problemer, men enkelte av de mer kysttilknyttede artene har også hatt problemer. Ved revisjonen av lista for det norske fastlandet i 2010 (Kålås et al. 2010, **tabell 3.3**) ble tre arter sjøfugl (havhest, svartand og fiskemåke) oppført for første gang, og fire andre (krykkje, polarlomvi, alke og teist) fikk endret status til en mer truet kategori.

Tabell 3.3. Rødliste for marine sjøfugl i forvaltningsområdet. Kategoriene er hhv kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). (Etter Ottersen et al. 2010 og Kålås et al. 2010)

Art	Kategori	Påvirkningsfaktorer
Storlom	Nær truet (NT)	Arealendringer; Bifangst
Gulnebbblom	Nær truet (NT)	Oljesøl; Bifangst
Havhest	Nær truet (NT)	Bifangst
Stormsvale	Nær truet (NT)	Ukjent
Svartand	Nær truet (NT)	Ukjent
Sjørre	Nær truet (NT)	Støy og annen forstyrrelse (ferdsel)
Tyvjo	Nær truet (NT)	Overfiske
Hettmåke	Nær truet (NT)	Ukjent
Fiskemåke	Nær truet (NT)	Ukjent
Krykkje	Sterkt truet (EN)	Konkurranse med fiskerier; Næringssvikt
Makrellterne	Sårbar (VU)	Forstyrrelse (ferdsel) i hekketiden
Lomvi	Kritisk truet (CR)	Konkurranse med fiskerier; Bifangst; Oljesøl
Alke	Sårbar (VU)	Ukjent
Lunde	Sårbar (VU)	Konkurranse med fiskerier; Bifangst; Oljesøl
Teist	Sårbar (VU)	Støy og ferdsl; Introduksjon av fremmede arter

3.6 Særlig verdifulle områder for sjøfugl

Det er etablert 284 sjøfuglreservater i utredningsområdet (**tabell 3.4**).

Tabell 3.4. Antall sjøfuglreservater i utredningsområdet (etter Ottersen et al. 2010). (Kilde: DN)

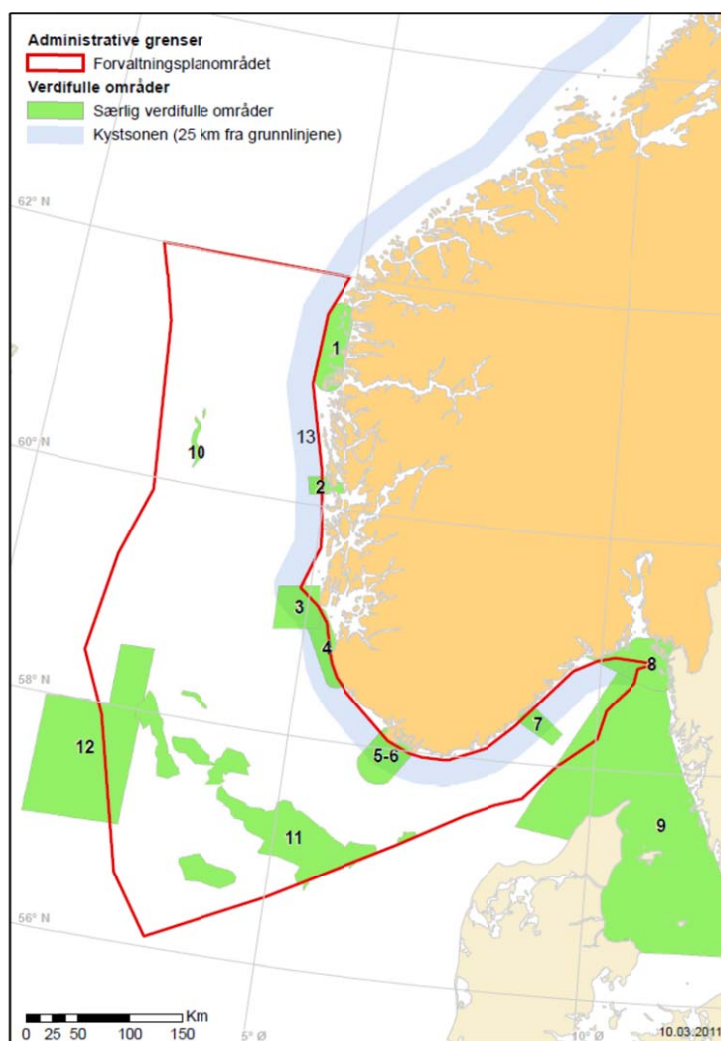
Fylke	Antall sjøfuglreservater
Aust-Agder	28
Hordaland	69
Rogaland	42
Sogn og Fjordane	57
Telemark	25
Vest-Agder	32
Vestfold	22
Østfold	9
Sum	284

Sjøfuglreservatene er ikke utvalgt med en enhetlig metodikk, men både Systad et al. (2007) og Ottersen et al. (2010) har identifisert særlig viktige områder (SVO) for sjøfugl innenfor utredningsområdet for Nordsjøen og Skagerrak på en mer enhetlig måte. Systad et al. (2007) definerte SVO-verdier i 10×10 km ruter langs nordsjøkysten, kalt SVO-f av Ottersen et al. (2010), og identifiserte 119 særlig verdifulle områder i vårsesongen, 39 i sommersesongen, 142 i høstsosongen og 100 i vintersesongen. Ottersen et al. (2010) definerte større områder kvalitativt og kaller disse SVO. Samlet sett omfatter disse viktige hekkelokalteter, myte- og overvintringsområder for sjøfugl fordelt over hele utredningsområdet (**figur 3.8, tabellene 3.5-3.8**).

Figur 3.8

Særlig verdifulle områder for sjøfugl og andre marine ressurser innenfor eller nært inntil utredningsområdet, se tabell 3.6 for nærmere beskrivelser:

- 1) Bremanger til Ytre Sula
 - 2) Korsfjorden
 - 3) Karmøyfeltet
 - 4) Boknafjorden/Jærstrendene
 - 5) Listastrendene
 - 6) Siragrunnen
 - 7) Transekt Skagerrak
 - 8) Ytre Oslofjord
 - 9) Skagerrak/Kattegat
 - 10-11) Tobisfelt
 - 12) Makrellfelt
 - 13) Kystsonen (generelt viktig)
- (Kart ved Erlend Standal, DN)



Tabell 3.5. Viktige hekkelokalteter for sjøfugl i hvert fylke i Nordsjøen (uten Skagerrak), med regional (1), nasjonal (2) og internasjonal (3) verdi. (Kilde: DN)

Fylke	Lokalitet/område	Verdi	Beskrivelse
Vest-Agder	Kristiansandsfjorden	2	Hekkeområdene i Vest-Agder er av særlig betydning for ærfugl og sildemåke. Rauna er den største hekkeplassen for sjøfugl i fylket med 2800 par sildemåke og 288 par ærfugl i 2005.
	Mandal - Kristiansand	2	
	Ryvingen - Flekkerøy	2	
	Lindesnes - Hille	2	
	Rauna	2	
Rogaland	Kjørholmane	2	Kjørholmane er den største toppskarvkolonien sør for Runde og landets sørligste hekkeplass for alke og lunde. Spannholmene - Urter er Sørlandets største hekkeplass for lunde, alke og lomvi. Områdene har også viktige hekkeplasser for havhest, krykkje og teist.
	Ferkingstadholmane	1	
	Spannholmene - Urter	1	
Hordaland	Låtersøy	1	Viktig hekkeplass for toppskarv, svartbak og gråmåke.
Sogn og Fjordane	Indrevær-Utvær	2	Einevarden er det største fuglefjellet sør for Stad og er særlig viktig for lunde og krykkje. Lokalitetene er ellers viktige hekkeplasser for havhest, toppskarv, ærfugl, tyvjo, fiskemåke, gråmåke, svartbak, sildemåke og teist.
	Moldvær - Håsteinen - Ryggsteinen	2	
	Ytterøyane	2	
	Veststeinen	2	
	Einevarden	3	

Tabell 3.6. Særlige verdifulle områder med kriterier for prioriteringer (fra Ottersen et al. 2010).

Område	Verdi(er)	Uvalgskriterium (særlig viktig)	Uvalgskriterium (supplerende)
1 Bremanger - Ytre Sula	Hekke-, beite-, myte-, trekk-, og overvintringsområder for sjøfugl. Kasteområde for steinkobbe	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø	Vernede områder Livshistorisk viktige områder
2 Korsfjorden	Representativt område for Skagerrak, mangfold av naturtyper, landskap, kulturhistorie, geologi, fugleliv.	Viktighet for biologisk mangfold. Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater, arter og kulturminner.	Foreslått vernet i marin verneplan. Pedagogisk verdi
3 Karmøyfeltet	Område for gyting, egg og larver av norsk vårgytende (NVG) sild. Beiteområde.	Viktighet for biologisk produksjon. Leveområder for spesielle arter/bestander.	Retensjonsområde. Livshistorisk viktig område.
4 Boknafjorden / Jærstrendene	Hekke-, beite-, myte-, trekk- og overvintringsområde for sjøfugl. Kasteområde for steinkobbe.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø. Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater og arter	Vernede områder. Livshistorisk viktig område.
5 Listastrendene	Trekk- og overvintringsområde for sjøfugl, med beiteområde innenfor Siragrunnen.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø.	Vernede områder. Livshistorisk viktig område.
6 Siragrunnen	Område for gyting, egg og larver av norsk vårgytende (NVG) sild. Beiteområde.	Viktighet for biologisk produksjon. Leveområder for spesielle arter/bestander.	Retensjonsområde. Livshistorisk viktig område.
7 Transekt Skagerrak	Representativt område for Skagerrak, mangfold av naturtyper, landskap, kulturhistorie, geologi, fugleliv.	Viktighet for biologisk mangfold. Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater og arter	Foreslått vernet i marin verneplan. Spesielle oseanografiske eller topografiske forhold.
8 Ytre Oslofjord	Hekke-, trekk- og overvintringsområde for sjøfugl. Verdens største kjente innenskjærs korallrev.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø. Spesielle oseanografiske eller topografiske forhold.	Vernede områder. Internasjonal og/eller nasjonal verdi.
9 Skagerrak (østlige deler)	Myte- og overvintringsområde for sjøfugl (spesielt lomvi, men også alke, ærfugl m.fl.)	Leveområder for spesielle arter/bestander. Særlig for Lomvi, som er en kritisk truet art	Livshistorisk viktig område.
10 Tobisfelt (nord)	Gyte- og leveområde for tobis	Viktighet for biologisk produksjon. Økonomisk betydning	Livshistorisk viktig område.
11 Tobisfelt (sør)	Gyte- og leveområde for tobis	Viktighet for biologisk produksjon. Økonomisk betydning	Livshistorisk viktig område.
12 Makrellfelt		Viktighet for biologisk produksjon. Økonomisk betydning	Livshistorisk viktig område.

Systad et al. (2007) kartla særlig verdifulle områder i Nordsjøen og Norskehavet og definerte dette som et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere særlig betydelige forekomster av sjøfuglressurser, verdisatt etter andel av internasjonal, nasjonal og regional bestand. Identifiseringen av disse områdene (SVO-f) ble basert på hvor stor andel av bestanden en sjøfuglforekomst utgjorde, sett i forhold til regional, nasjonal og internasjonal bestand, bestandens trend, restitusjonsevne og rødlistestatus. Uansett identifikasjonsmetode (SVO-f eller SVO) er et særlig verdifullt område for sjøfugl et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere betydelige forekomster av sjøfugler.

Hekkeområder

I motsetning til hekkeområdene i Norskehavet og Barentshavet er hekkeområdene i Nordsjøen og Skagerrak ikke preget av fuglefjell. Det er de kystbundne artene som er dominerende og disse hekker dels i mindre og mer spredte kolonier. Disse artene har mindre aksjonsradius og er mer avhengige av gode beiteforhold nær hekkeområdet enn fuglefjellsartene. Mange av de kystbundne sjøfuglartene, spesielt måkefugl, er i tillegg knyttet til fiskerier og avfall fra disse aktivitetene.

De viktigste hekkeområdene for sjøfugl på den norske nordsjøkysten er listet opp i **tabell 3.5**. Einevarden i Sogn og Fjordane er et av de få fuglefjellene som finnes sør for Runde og er det nest største fuglefjell i Sør-Norge. Dette er et særlig viktig område for hekkende alke, lomvi og lunde. I tillegg hekker også havhest, toppskarv, gråmåke, svartbak, krykkje, havsule, storjo og havørn i området. De samme artene hekker i/ved fuglefjellet på Runde, der de forekommer i mye høyere antall. Selv om Runde ligger like nord for utredningsområdet og ble behandlet i forvaltningsplanen for Norskehavet, ligger deler av beiteområdet for hekkende sjøfugl på Runde innenfor utredningsområdet i de nordlige delene av Nordsjøen (sør for 62°N). Runde er derfor også inkludert i vurderingene i dette arbeidet.

Hekkebestandene er forholdsvis jevnt fordelt nordover langs skagerrakkysten, med størst antall fugler der vi finner de største skjærgårdsområdene. Ytre Oslofjord med Hvaler og sørlige halvdel av Vestfoldskjærgården skiller seg spesielt positivt ut, men også Telemark og Aust-Agder stedvis har rike sjøfuglforekomster.

Myteområder

Mytingen (fjærfelling) skjer etter endt hekkesesong og varer i 3-7 uker. Alkefugler, ender og gjess skifter alle vingefjær samtidig og mister dermed også flygeevnen. I denne perioden samles individene i store myteflokker enten i åpent hav (alkefuglene) eller på grunne områder langs kysten, og er svært sårbare for forstyrrelser. **Tabell 3.7** angir de viktigste myteområdene i Nordsjøen. I Skagerrak peker området i utløpet av Oslofjorden, med Ytre Hvaler nasjonalpark, seg ut som et viktig myteområde for ærfugl (område 8 i **figur 3.8**).

Tabell 3.7. Viktige myteområder i Nordsjøen og Skagerrak med internasjonal (3), nasjonal (2) og regional (1) verdi. Opplysninger om antall er fra 1992. (Kilde: DN)

Område	Verdi	Beskrivelse
Kvitsøy	2	Ærfugl (2600)
Utsira - Karmøy	1	Ærfugl (ca. 750)
Espeværområdet, Bømlo	2	Ærfugl (2150)
Møksterområdet	1	Ærfugl (700)
Fejde	1	Ærfugl (750)
Ytre Sollund	1	Ærfugl (800)
Ryggsteinen	2	Ærfugl (2800) og grågås (4-500)

Overvintringsområder

Langs hele kysten i utredningsområdet overvintrer sjøfugl (**tabell 3.8**), spesielt er noen områder, som Lista og Jæren og Ytre Sula veldig viktige områder gjennom hele året. De fleste

av de pelagisk dykkende arter (f.eks. alke og lomvi) overvintrer på åpent hav. Allerede tidlig i vårperioden begynner de hekkende sjøfugler å søke inn til kysten og hekkelassene.

Tabell 3.8. Overvintringsområder for sjøfugl i Nordsjøen med internasjonal (3), nasjonal (2) og regional (1) verdi. Opplysninger om antall er fra 1992. (Kilde: DN)

Område	Verdi	Beskrivelse
Kristiansand S	1	Ærfugl (800)
Kristiansandsfjorden	1	Ærfugl (1000)
Lista	1	Ærfugl (500-1000), havelle (5-700), svartand (250-400) og sjøorre (150-200)
Lista Vest	1	Ærfugl (500)
Stavanger Vest	2	Ærfugl (1800), teist (100) og sjøorre (400)
Karmøy Vest	2	Ærfugl (3000), teist (70-80) og havelle (1700)
Herdlaområdet	1	Ærfugl (1000)
Indrevær - Utvær	1	Ærfugl (400), teist (65) og havelle (6-700)

Ut fra de samlede vurderinger som er gjort av Ottersen et al. (2010), er det valgt ut 12 særlig verdifulle områder (**figur 3.8**), hvorav alle unntatt område 2 (Korsfjorden), 7 (transekt Skagerrak) og 12 (makrellfelt) også har høy verdi for sjøfugl. F.eks. er tobisområdene (område 10-11) overlappende med viktige sjøfuglområder i åpent hav.

De definerte SVO'er fra Systad et al. (2007) for Nordsjøen, kalt SVO-f av Ottersen et al. (2010), er brukt i de kvantitative analysene av konsekvens ved spredning av olje i simulerte uhellsscenarier for sektor petroleum (**kapittel 6**) og sektor skipsfart (**kapittel 8**). Disse baserer seg på beregninger av overlapp mellom 10×10 km ruter med definerte SVO-f for de forskjellige økologiske gruppene og den simulerte forekomsten av olje i de ulike scenariene. Sårbarheten for sjøfuglforekomstene vurderes for hver hendelse, basert på hvilke arter som berøres og deres månedsvise sårbarhetskomponent i forhold til olje. Konsekvensen av hendelsen blir dermed en funksjon av hvor viktig området er for sjøfugl, hvor sårbare disse forekomstene er for en gitt type påvirkning (her primært oljesøl), samt hvor stort omfang hendelsen har.

For områdene i Skagerrak er det ikke gjort analyser for å identifisere SVO-f-områder (**figur 3.8**, **tabell 3.6**). Vi har heller ikke hatt kapasitet til å vurdere de ulike sektorenes spesifikke effekter i forhold til hvert enkelt definerte SVO, selv om det for noen uhellsscenarier er det funnet hensiktsmessig å gi en kvalitativ vurdering av relevante effekter for sjøfugl i nærliggende SVO-er innenfor utredningsområdet. For vindkraft (**kapittel 7**) er det primært fokusert på de områdene som er identifisert for strategisk KU (Bartnes 2010). NINA er i ferd med å utrede potensielle konsekvenser for sjøfugl av vindkraftutbygging i samtlige områder for strategisk KU, delvis parallelt med opparbeiding av supplerende data. Denne utredningen vil ferdigstilles sommeren 2012.

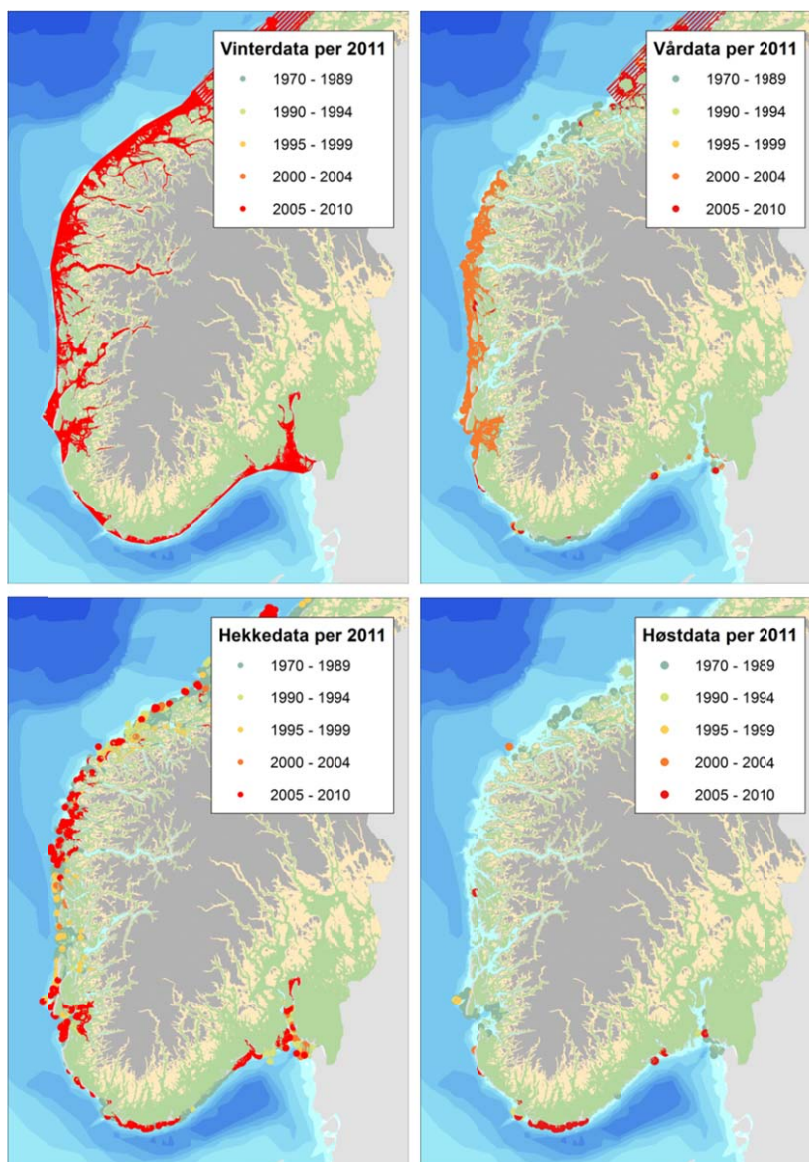
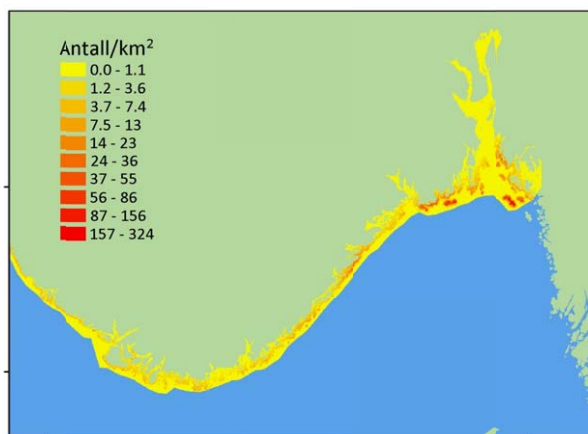
3.7 Kartleggingsdata for sjøfugl utbredelse

3.7.1 Data for kystnære områder

Data er samlet inn ved lokalitetsspesifikke observasjoner ved hjelp av landbaserte tellinger og tellinger fra båt. I seinere tid er kysten i økende grad talt fra fly. På oppdrag fra SEAPOP kartla Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) sjøfuglforekomstene på kysten fra svenskegrensen til Rogaland med fly sen vinteren 2009 (Petersen et al. 2011), og videre opp til Smøla vinteren etter. Kartleggingen viste ekstra store konsentrasjoner av ærfugl ved utløpet av Oslofjorden (**figur 3.9**). I tillegg er også en del data innsamlet i regi av fylkesmennene i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane benyttet i analysene. For åpent hav er oppdaterte data for sjøfugl pr. 2011 (Fauchald 2011a) brukt i overlappsanalysene for petroleum og skipsfart.

Figur 3.9

Modellert fordeling av ærfugl langs kysten fra Østfold til Jæren i februar 2009, basert på taksering av 953 km transekter fra fly. (© DMU/NINA)

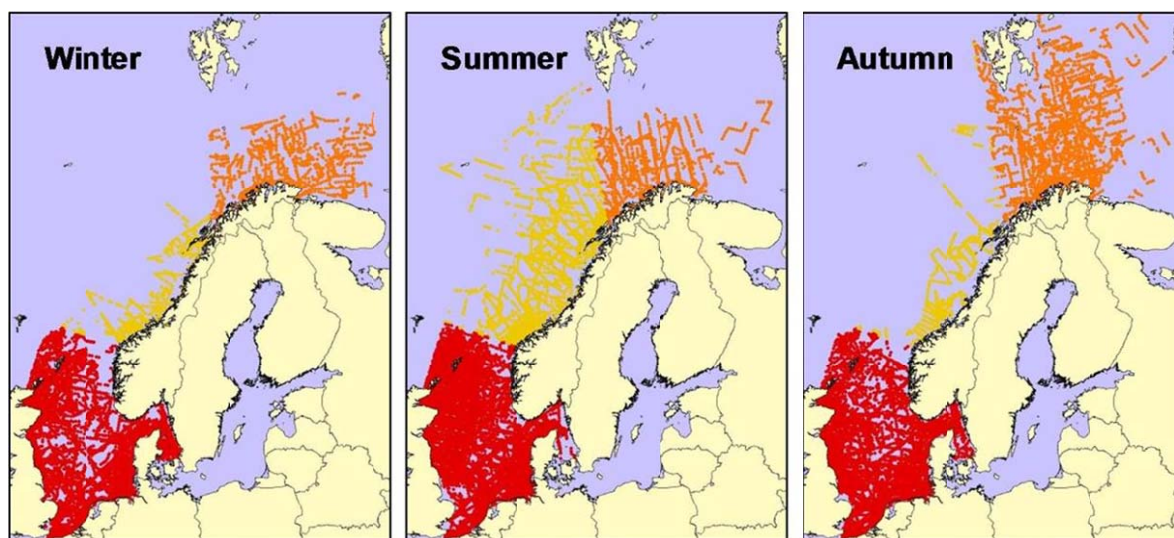
**Figur 3.10**

Dekning og alder på data for de ulike sesongene; vinter (des-feb), vår (mar-mai), sommer (juni-aug) og høst (sep-nov). Kartleggingen er tilfredsstillende for vinter og sommer, men for enkelte områder er dataene svært gamle. Store deler av Vestlandet er rimelig godt kartlagt i vårsesongen, selv om dataene er mer enn 6 år gamle. Kartleggingen for høst er svært mangelfull.

Det er imidlertid forskjell i dekningsgrad i tid og rom. I noen områder har registreringsomfanget vært mer intenst enn i andre, og det finnes områder hvor det er gjort svært få registreringer av sjøfugl (**figur 3.10**). Datagrunnlaget er av variabel alder, med deler av dataene er eldre enn 10 år for noen årstider (jf. Anker-Nilssen et al. 2005, Systad et al. 2007, Anker-Nilssen 2011).

3.7.2 Data for åpent hav

Datagrunnlaget for åpent hav baserer seg på en felles europeisk database (ESAS – European Seabirds at Sea) for sjøfugl i åpent hav i nordøstatlanteren, inkludert de norske dataene som de sist årene er samlet inn i regi av SEAPOPOP-programmet (www.seapop.no). Dekningen i Nordsjøen og Skagerrak er betydelig, og gir et godt grunnlag for analysene i denne rapporten (**figur 3.11**). Dataene som ble brukt til å beregne utbredelsen er samlet inn i perioden 1980-2010. Først ble det utført en analyse på tilstedeværelse eller ikke i 10x10 km rutenett. Deretter ble det kjørt en egen analyse på antall tilstedeværende sjøfugler gitt treff. For dette arbeidet er det beregnet andeler av bestanden i Nordsjøen og Skagerrak som analyseenhet.



Figur 3.11

Datadekning for åpent hav i vinter (t.v.), sommer (midten) og høstsesongen (t.h.). Hvert punkt representerer en aggregert transektlinje på 20 km. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Til arbeidet i denne rapporten er bestandsandelene i ruter á 10x10 km beregnet ut fra det estimerte totalantallet i Nordsjøen og Skagerrak, dvs. det røde området (Fauchald 2010).

4 Metode for vurdering av konsekvenser

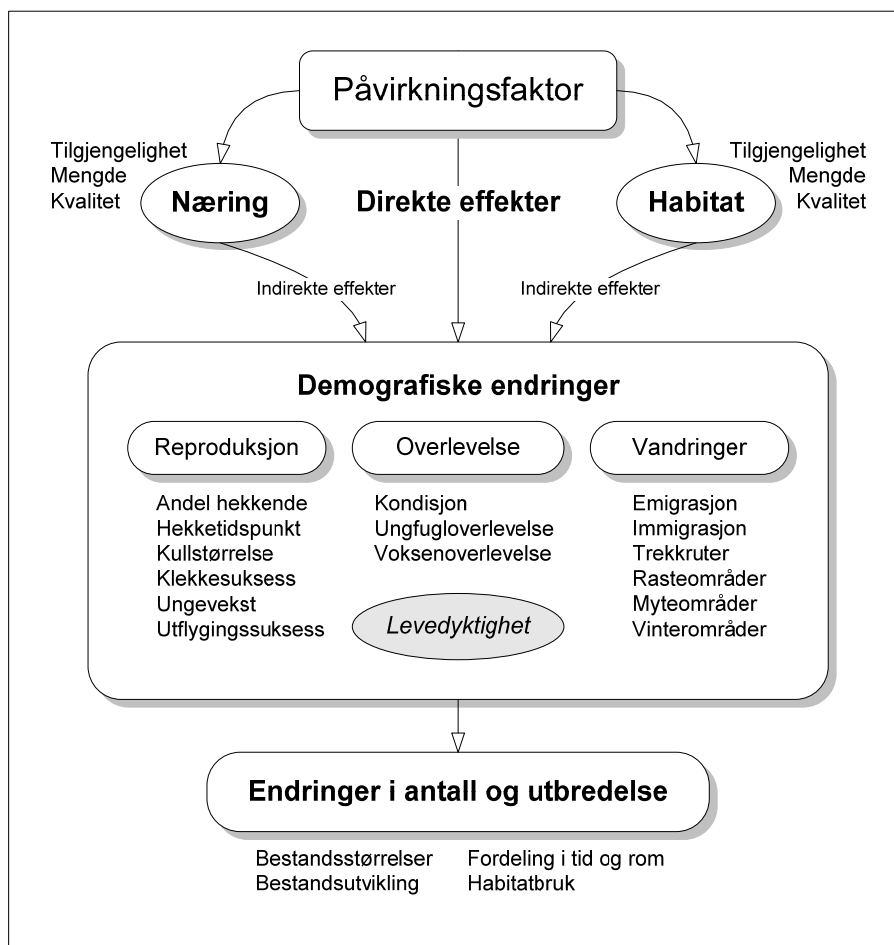
En viktig del av arbeidet har vært å legge til rette for at konsekvensene for sjøfugl av de ulike sektorenes virksomhet kan sammenstilles og sammenlignes på en enkel, og mest mulig formålstjenlig måte. Utredningsarbeidet dekker imidlertid et bredt spekter av påvirkninger fra seks ulike sektorer, noe som skaper utfordringer både mht. enhetlig vurdering og presentasjon av ulike typer konsekvenser. I dette kapittelet gir vi en oversikt over mekanismene bak eksisterende og mulige effekter på sjøfugl av de ulike påvirkningsfaktorene, sammen med en beskrivelse av hvordan konsekvensene vurderes og kategoriseres, og hvilket kunnskapsnivå og usikkerhet som ligger bak disse betraktningene. I prinsippet har vi lagt til grunn samme metode for vurdering av konsekvenser som i tilsvarende utredning for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2008), men kategoriseringen av konsekvenser (**tabell 4.1**) er tydeliggjort på noen punkter. For å passe med den generelle malen for skalering av konsekvenser i utredningsprogrammet for Nordsjøen og Skagerrak (Arbeidsgruppen for samlede konsekvenser 2011), men likevel tillate en sammenligning med resultatene for Norskehavet, har vi slått sammen norskehavskategoriene "alvorlige" og "svært alvorlige" konsekvenser til kategorien "Stor konsekvens".

4.1 Konsekvensmekanismer

De ulike faktorene som vurderes i denne rapporten kan påvirke sjøfugl på en rekke måter, og hver faktor vil som regel ha flere ulike effekter. Imidlertid er det betydelig overlapp i virkningsmekanismer for effektene de ulike faktorene fører til. For å tydeliggjøre dette, er det vanlig å skille mellom effekter som virker direkte på individene, og effekter som virker indirekte ved at de påvirker ressurser individene er avhengige av (**figur 4.1**).

Typiske eksempler på direkte effekter er at sjøfugl dør i fiskeredskap, eller at de dør eller får nedsatt funksjonsdyktighet som følge av oljeskader eller ekstremt vær. De indirekte effektene kan deles i to hovedgrupper; de som påvirker fuglenes tilgang til næring, og de som påvirker deres tilgang til viktige habitater. I begge tilfelle er tilgangen til ressursene en funksjon av deres kvalitet, mengde og tilgjengelighet. Typiske eksempler på indirekte effekter er reduksjon i viktige bestander av byttedyr som en (direkte eller indirekte) konsekvens av fiskerier eller klimaendringer, eller reduksjon eller forringelse av viktige leveområder som følge av arealbeslag, forstyrrelser eller forurensning.

Etiske vurderinger av konsekvenser på individnivå, f.eks. i forhold til rene dyrevernhensyn og samfunnsmessige akseptgrenser, er ikke behandlet i denne rapporten. Vi har heller ikke brukt antall fugler som kan bli skadet eller omkomme som noe direkte mål for konsekvens. Selv om dette i noen grad vil korrelere med det reelle skadeomfanget når mange enkeltpåvirkninger vurderes under ett, er det ikke egnet som et absolutt mål for konsekvens i biologisk forstand. Felles for de biologiske påvirkningene er at de fører til demografiske endringer, først og fremst ved å endre reproduksjon og/eller overlevelse for individene i de berørte bestandene. I tillegg vil endringer i fuglenes vandringsmønstre kunne påvirke ratene for emigrasjon og immigrasjon mellom ulike bestander av samme art (såkalt metapopulasjonsdynamikk). Endringer i bruk av ulike habitater eller oppholdssteder kan også ha konsekvenser for reproduksjon og overlevelse, som igjen kan påvirke rater for utveksling av individer mellom ulike bestander. Vi har derfor valgt å håndtere alle endringer i vandringsmønstre og habitatbruk på linje med de mer klassiske, demografiske parametrene.

**Figur 4.1**

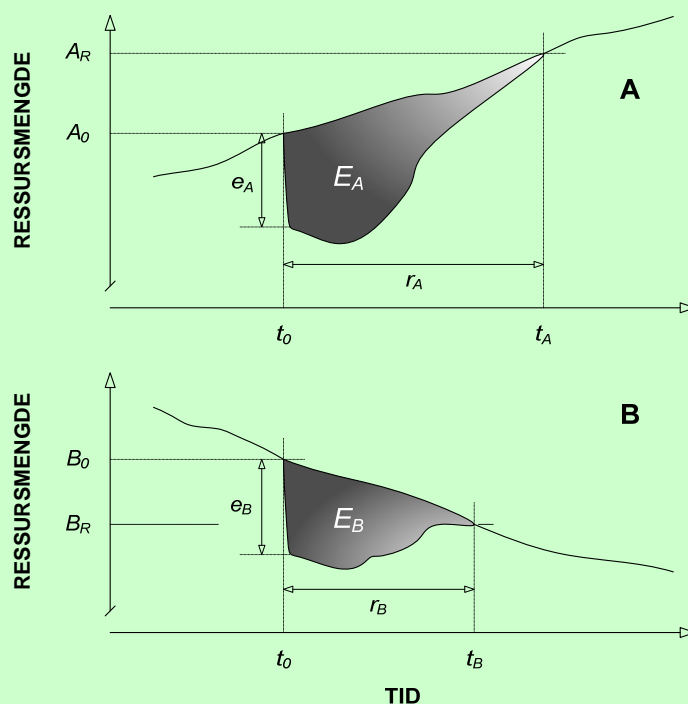
Skjematisk modell for viktige mekanismer ved effekter på sjøfugl som følge av de påvirkningsfaktorer som behandles i denne rapporten. Viktige måleparametre er angitt i tilknytning til hvert element i modellen. Levedyktighet beregnes i statistiske modeller med input fra en lang rekke av disse parametrene. (Etter Christensen-Dalsgaard et al. 2008)

Endringer i reproduksjon, overlevelse og forflytninger på individnivå fører til endringer i bestandenes levedyktighet og gjenspeiles ved endringer i bestandens størrelse og/eller utbredelse. Dersom ikke tetthetsavhengige forhold bedrer situasjonen for individene som ikke berøres av en negativ påvirkning, vil skaden være varig i den forstand at restbestanden ikke vil restitueres til den størrelse bestanden ville hatt uten skade. Bare i unntakstilfelle er det grunn til å forvente at denne er identisk med størrelsen på skadetidspunktet. Tetthetsavhengige effekter med positiv konsekvens for restitusjon er ofte innarbeidet i modeller for miljørisiko, men det finnes ikke tilstrekkelig empiriske grunnlag for å hevde at slike responser er vanlige hos sjøfugl. Bestandens utvikling etter en skade vil i alle tilfelle være et resultat av en lang rekke forhold som det er svært krevende å skille fra hverandre, og reell restitusjon måles derfor sjelden på noen troverdig måte (**faktaboks 4.1**). Når miljøvariasjonen er så stor som i kyst- og havområdene på våre breddegrader, vil de fleste bestander være i kontinuerlig endring. En bestand er derfor ikke nødvendigvis restituert om den skulle nå tilbake til utgangsnivået, eller automatisk å betrakte som upåvirket om den fortsetter å vokse etter en enkeltpåvirkning. Et godt eksempel er lomvibestanden på øya Skomer i Wales, som økte med 130 % i perioden 1985-2004 til tross for at dødeligheten til de voksne fuglene var dobbelt så høy som normalt i de fire vintrene da forlis av oljetankere (Aegean Sea, Sea Empress, Erika og Prestige) førte til store oljesøl i fuglenes vinterområder (Votier et al. 2005).

I de følgende kapitlene er omtalen av effekter som følge av hver enkelt påvirkningsfaktor strukturert i henhold til skissen i **figur 4.1**. I de oppsummerende tabellene er hovedvekt lagt på å skille mellom 1) direkte effekter, 2) indirekte effekter via endringer i næringstilbud og 3) indirekte effekter via habitatendringer.

Faktaboks 4.1

Akutt skadeomfang, restitusjonstid og totalt skadeomfang



Reell beregning av restitusjon fordrer en prognose for utviklingen uten skade. Figuren illustrerer mulige konsekvenser av en akutt skade på to ulike ressurser, A og B. Skadetidspunktet er angitt som t_0 . I begge tilfeller angir øverste kurve den forventede ressursutviklingen uten skade, mens den nederste kurven viser utviklingen med skade. Mengden av ressurs A var generelt økende og hadde gode prognoser før skaden inntraff, mens ressurs B var i tilbakegang med negative prognoser for videre utvikling. Anta at både ressursmengden ved skadetidspunktet og det akutte skadeomfanget (e) var like stor(t) i begge tilfelle (altså $A_0=B_0$ og $e_A=e_B$). Til tross for at ressurs A i dette tilfellet vokser adskillig raskere enn ressurs B i effektperioden, er restitusjonstiden for B (r_B) kortere enn restitusjonstiden for A (r_A). Det totale skadeomfanget E er arealet mellom kurvene (skravert felt), og tilsvarer den gjennomsnittlige ressursdepresjonen i effektperioden. Skadeomfanget er således vesentlig større for ressurs A enn ressurs B ($E_A>E_B$). Legg merke til at når ressursen er restituert er ressursmengden av A større enn ved skadetidspunktet ($A_R>A_0$), mens mengden av B er tilsvarende mindre ($B_R<B_0$). Merk også at restitusjon forutsetter at ressurskurven etter en akutt skade har et høyere stigningstall (er gjennomsnittlig brattere) enn forventet utvikling uten skade. (Kilde: Moe et al. 1999)

4.2 Metodikk for vurdering av konsekvenser

De ulike sektorene påvirker sjøfugler på mange måter, og det er en lang rekke effekter som vurderes i foreliggende rapport. Vurderingen av konsekvenser fra de ulike påvirkningsfaktorer er hovedsakelig kvalitative, hvor eksisterende viten er brukt til å sannsynliggjøre mulige effekter og diskutere hvilke konsekvenser dette kan ha for sjøfugler i utredningsområdet.

Unntak fra dette er de simulerte uhellssituasjonene for petroleum og skipsfart innenfor utredningsområdet samt for skipsfart utenfor utredningsområdet, som er behandlet med en semi-kvantitativ tilnærming. Basert på fordelingsdata for sjøfugler i åpent hav og forekomstene av sjøfuglkolonier og andre hekkeområder langs kysten, er det gjort overlappsanalyser for olje og sjøfugler. Analysene for åpent hav og for kystarealene skiller seg fra hverandre: På kysten er analysene orientert mot områder som, med en annen metodikk, er identifisert som spesielle, såkalte særlig verdifulle områder (SVO), mens i åpent hav er verdien av områdene (i praksis rutene i et grid) beregnet tilsvarende SMO-konseptet (spesielt miljøfølsomme områder; Moe et al. 1999) ved at det forventede antall forekommende individer av en art (basert på takseringer) multipliseres med sannsynligheten for treff av olje og justeres for artens sesongmessige sårbarhet for olje. Analysen for åpent hav baserer seg altså på to sett av modellerte data. Modellert utbredelse av sjøfugl er en generalisering av utbredelsen til hver enkelt art, og fanger ikke opp utbredelse på liten skala, noe som er spesielt tydelig langs kysten. Der er fordelingen av sjøfugl avhengig av faktorer som kysttopografi, kolonienes lokalisering og andre forhold som ikke er inkludert i modelleringen. Deler av sårbarhetskriteriene for SMO er faktorer som gjenspeiles i SVO (restitusjonstid, bestandsstatus), mens artenes spesifikke sårbarhet for olje ikke er innarbeidet i SVO-konseptet. Den endelige konsekvensen er imidlertid også satt ut fra en samlet vurdering av utbredelse, bestandsstatus og restitusjonsevne, og blir dermed avslutningsvis å betrakte som en rent kvalitativ vurdering.

Innenfor hvert utredningstema er det definert spesielle indikatorarter som skal belyses særskilt. Som angitt i kapittel 3.4 er det valgt ut ni indikatorarter av sjøfugl. Blant de pelagiske artene skal det fokuseres på alke, lomvi og overvintrende alkekonge (alle dykkende sjøfugler), krykkje (overflatebeitende), blant de kystbundne artenes skal det fokuseres på storskarv og toppskarv (begge dykkende, fiskespisende arter), ærfugl (dykkende, bentisk beitende) samt gråmåke og sildemåke (begge overflatebeitende arter). SVO-konseptet (Systad et al. 2007) er benyttet for kystdataene, og det er gjort en vurdering av berørte forekomster både av indikatorartene og for de økologiske gruppene i en mer helhetlig forstand (**tabell 3.2**). I denne sammenheng har antall særlig verdifulle og verdifulle områder, vurdert opp mot den sesongspesifikke sårbarheten for de berørte artene, vært avgjørende for vurderingen av konsekvens (Systad et al. 2007). De gruppevisse analysene aggregerer verdien av et område for sjøfugl, det vil si at dersom flere forekomster med høy andel av regional, nasjonal og/eller internasjonal bestand, lang restitusjonstid, nedadgående bestandstrend og "høy" rødlistestatus overlapper, vil den aktuelle ruten bli oppgradert fra for eksempel verdifull til særlig verdifull. Et viktig punkt her er at rødlistearter er med i grunnlaget for vurderingen av konsekvenser. I analysene er det også tatt hensyn til de forskjellige økologiske gruppenes aksjonsradius under hekketiden, der f.eks. de pelagisk overflatebeitende artene antas å benytte arealer opp til 100 km fra kolonien, gradert ut fra forekomstens SVO-verdi, og avstand fra kolonien.

For data fra åpent hav er det ikke videre enkelt å identifisere regionale, nasjonale og internasjonale bestander. Sannsynligvis er sammenblandingen av bestander med ulik opprinnelse stor, selv om vi også forventer at ulike bestander har sine helt bestemte overvintringsområder og at disse ikke alle steder overlapper med andre bestander av samme art. Dersom f.eks. hele alkekongebestanden på Svalbard hadde overvintret i Nordsjøen, har forholdene der større betydning for denne bestanden enn om fuglene var spredt over et større område. I åpent hav er grunnlaget for vurdering av konsekvens derfor noe annerledes: Det er estimert hvor stor andel av bestanden i Nordsjøen og Skagerrak som slås ut av hvert enkelt tilfelle (både for enkeltscenario og statistisk fordelt sannsynlighet for treff av olje) for hver enkelt art, samt hvor stor andel denne andelen utgjør av den totale bestanden i den østlige delen av Nord-Atlanteren.

Dersom man øker voksendødeligheten i en bestand med fem prosentpoeng, vil det kunne få store konsekvenser hos lengelevende arter. Dette kan kanskje lyde bagatellmessig, men merk at endringen ikke reflekterer en 5 % økning av tidligere dødelighet. For alkefuglene er f.eks. den årlige dødelighet normalt på 5-10 % (dvs. en overlevelse på 90-95 %). Om denne økes med fem prosentpoeng til 10-15 % (dvs. en overlevelse 85-90 %), er m.a.o. dødeligheten

50-100 % høyere enn normalt. Kriteriene er derfor satt nokså strengt i analysene. Sjøfuglene ligger sjelden i ro over flere dager men flytter seg over betydelige avstander innenfor korte tidsrom (f.eks. mellom beiteområdene og kolonien). Den reelle andelen som berøres av en hendelse vil derfor være langt større enn de oppgitte grenseverdiene antyder. Dersom det til enhver tid er fare for at 5 % av en bestand berøres, vil det si at en mye større andel av bestanden berøres dersom hendelsen har en varighet på flere uker. Dette er ikke uten videre enkelt å kvantifisere, da vi har lite kvantitativ kunnskap om sjøfuglforekomstenes temporære dynamikk innenfor områder og tidsvinduer av den størrelse det opereres med i simuleringene.

Som et tankeeksperiment kan vi forestille oss at et relativt stort oljesøl opptrer utfor Runde i hekketiden. La oss videre anta at 0,7 % av alkefuglbestanden berøres første dag og ytterligere 3 % den neste. Den påfølgende uke ytterligere 10 %, og neste måned enda 10 %. Selv om få fugler berøres etter dette tidspunkt, vil en stor andel av den lokale bestanden bli slått ut. I forhold til metodikken benyttet for sjøfugl i åpent hav vil vi anta at berørt bestandsandel i dette tilfellet vil estimeres til omkring 5 %. Hvor stor andel totalt av bestanden som berøres, er altså både avhengig av tidspunkt og fuglenes romlige dynamikk i denne perioden.

Siden de forskjellige artene har forskjellig sårbarhet i forhold til olje, bl.a. fordi de tilbringer ulik del av tiden på sjøen, er andelen som blir berørt for de forskjellige artene justert tilsvarende, på samme måte som i SMO-konseptet. Vurderingene som er gjort i åpent hav har rettet seg etter grenseverdiene angitt i **kapittel 4.3 (tabell 4.1)**. Bakgrunnen for dette er at man kan forvente en utskifting av fuglene i ei rute på denne tidsskalaen, men dette vil variere med tilgang på næring, sesong, vær og andre faktorer som vi i liten grad har oversikt over. Modellen innebærer at dersom en rute berøres en uke, påvirkes bestanden med en beregnet andel, la oss si 5 %. Dersom hendelsen varer over for eksempel 5 uker, vil opptil flere ganger denne andelen av bestanden kunne påvirkes. Alle hendelsene har en varighet på mer enn to uker.

Bruken av indikatorarter i en utredning som denne kan være illustrativt i forhold til å presentere konsekvensene. I forhold til mangfoldet av påvirkninger som skal vurderes i foreliggende utredning, er det likevel ikke tilrådelig å forholde seg utelukkende til de valgte indikatorartene. Dette vil lett kunne medføre at viktig informasjon og flere relevante problemer ikke blir belyst. I noen tilfeller mangler det også informasjon om effekter på indikatorartene, mens informasjon for andre arter kan ekstrapoleres for å danne et bilde av problemets potensielle omfang. I de semi-kvantitative modellene vi har benyttet for uhellssituasjoner ved petroleum og skipsfart, er tilnærmingen med økologiske grupper en del av metoden. Det er derfor ikke 100 % realistisk å slutte at vurderingene også gjelder for indikatorartene alene, men i svært mange tilfeller er dette likevel en rimelig forenkling. Dette er diskutert nærmere i de respektive kapitlene.

4.3 Kategorier for konsekvens, usikkerhet og kunnskapsnivå

For å sammenfatte de verbale beskrivelsene av konsekvenser på en enhetlig måte og samtidig muliggjøre en sammenligning av konsekvenser på tvers av sektorene, er konsekvensene innenfor hver sektor oppsummert i en standardisert konsekvenstabell avslutningsvis i hvert kapittel. Kategoriseringen medfører nødvendigvis en sterk forenkling av svært komplekse problemstillinger, og må ses i sammenheng med de verbale beskrivelsene.

Som beskrevet i **kapittel 4.2** er effektene av påvirkningsfaktorene vurdert enten rent kvalitativt eller semi-kvantitativt, der vurderingene også er støttet på resultater av en kvantitativ analyse. De endelige konsekvensene som er presentert i tabellene må uansett betraktes som kvalitative vurderinger. Som omtalt nærmere ovenfor (**kapittel 4.1**) er det lagt 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 4.1**) 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.

For hver konsekvens gis det også skjønnsmessige vurderinger på tredelt skala av både hvor stor usikkerhet vurderingen er beheftet med, m.a.o. risikoen for at konsekvensen i betydelig grad kan være over- eller undervurdert, og i hvilken grad dagens kunnskap er funnet tilstrekkelig god og omfattende for å vurdere konsekvens (**tabell 4.2**). Som regel vil de to parametrene være omvendt proporsjonale, dvs. jo bedre kunnskap, dess sikrere vurderinger. I denne forbindelse er det viktig å påpeke vi ikke har tatt hensyn til sannsynligheten for at de tenkte scenarioene skal forekomme. Det er altså kun vurdert hvilken konsekvens hver enkelt hendelse vil ha, om den skulle inntreffe. Sannsynlighetsaspektet, og dermed den reelle miljørisikoen, vil bli nærmere behandlet i de respektive sektorutredningene.

Tabell 4.1. Skala og kriterier benyttet for kategorisering av konsekvenser av ulike typer påvirkninger for sjøfugl i norsk del av Nordsjøen og Skagerrak. 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 sammenheng menes alle individer innen en art som er innen forvaltningsområdet Nordsjøen og Skagerrak. Når vesentlige kunnskapsmangler har gjort det umulig å vurdere konsekvens, er konsekvens angitt som ukjent.

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

Tabell 4.2. Koder for gradering av usikkerhet og kunnskapsgrunnlag for de angitte konsekvensvurderingene.

Faktor	Kode	Forklaring
Usikkerhet	1	Liten usikkerhet
	2	Middels usikkerhet
	3	Stor usikkerhet
Kunnskapsgrunnlag	*	Dårlig (lite og/eller lite egnet) kunnskap
	**	Middels kunnskap
	***	Relativt god kunnskap

Mange av de beskrevne konsekvensene for sjøfugl virker indirekte gjennom endringer i fuglenes næringsgrunnlag. En helt sentral utfordring ved slike vurderinger er, så langt det er mulig, å skille mellom endringer som skyldes menneskets virksomhet og det som mer er et resultat av naturgitte økosystemendringer. Dette gjelder ikke minst for arter som livnærer seg på fisk som beskattes kommersielt eller påvirkes indirekte av endringer i slike fiskebestander. For norsk del av Nordsjøen og Skagerrak er slike vurderinger dessverre vanskeliggjort av at det eksisterer svært lite stedegen kunnskap om næringsvalg og ressurstilgang for sjøfugl. På sikt vil SEAPOP-programmet bøte på dette, men inntil det er opparbeidet robuste dataserier over mange år må mange av disse vurderingene gjøres kvalitativt på grunnlag av kunnskap fra andre områder og med en betydelig (og ikke kvantifiserbar) grad av usikkerhet.

5 Sektor Fiskeri

Dette kapittelet inngår som en del av Fiskeridirektoratets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – sektor fiskeri. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser av fiskeriaktivitet ved dagens aktivitet (2009) og fremtidsbilde (2030) på sjøfugl. Faktagrunnlaget er hentet fra Fiskeridirektoratet et al. (2010), Ottersen et al. (2010) og Christensen-Dalsgaard (2008).

5.1 Fiskerier i utredningsområdet

Utredningsområdet har vært brukt til fiske, fangst og skipstrafikk i flere tusen år, både av Norge og andre land rundt Nordsjøen og Skagerrak. For dagens fiskerinæring er Nordsjøen et viktig område og årlig tas det ut 1 368 259 tonn (2008) fangst i hele Nordsjøen og Skagerrak. Fra norsk sone i Nordsjøen og Skagerrak landes ca. 390 000 tonn fangst fra både norske og utenlandske fartøyer. Alle de kommersielt viktigste bestandene i Nordsjøen er fellesbestander mellom Norge og EU, og fiskerisamarbeidet Norge - EU står sentralt i dette området.

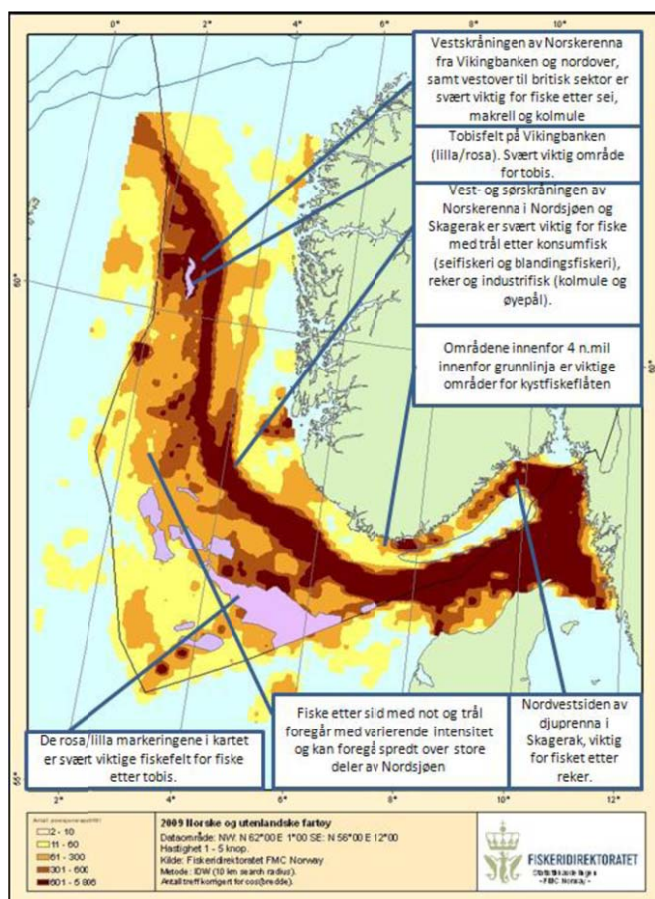
Typisk norsk fiske i Nordsjøen og Skagerrak (**figur 5.1**) er:

- Makrellfiske med ringnot, trål og dorg fra august – oktober
- Sildefiske (Nordsjøsild) med ringnot i mai – juli og med trål på senhøsten
- Fiske etter øyepål, tobis og kolmule med småmasket trål
- Seitrålefiske med variert intensitet over hele året
- Garnfiske etter sei i januar – mars
- Blandingsfiske med garn etter forskjellige bunnfiskarter, variert intensitet over hele året
- Reke-trålfiske i Norskerenna og på rekefelter nær land gjennom det meste av året
- Blandingsfiske med konsumtrål etter ulike bunnfiskarter gjennom det meste av året
- Taretråling

Fiskeridirektoratet opplyser at de viktigste fangstredskapene i utredningsområdet er trål og not i det pelagiske fisket. Trål er også den viktigste redskapen i fisket etter torskefisk (sei) mens konvensjonelle redskaper her har relativt liten fangstandel. Utenom et høyt spesialisert garnfiske etter sei til havs i eggakanten på vestsiden av Tampen, benyttes garn i et relativt beskjedent blandingsfiske langs kysten av Nordsjøen og Skagerrak.

Tabell 5.1. Registrerte fartøy totalt og fordelt på fylker i de områder kartleggingen omfatter.

Fylke	2000	2002	2005	2007	2009
Sogn og Fjordane	715	553	363	315	286
Hordaland	764	680	526	493	450
Rogaland	611	489	398	352	339
Vest-Agder	454	351	251	241	239
Aust-Agder	196	142	110	102	97
Telemark	97	83	75	60	58
Vestfold	141	93	64	60	61
Buskerud	10	7	5	4	5
Oslo	14	10	3	6	5
Akershus	36	20	13	12	13
Østfold	189	146	121	115	103
Totalt	3227	2574	1929	1760	1656



Figur 5.1

Kart over aktiviteten til norske og utenlandske fiskefartøyer i norsk sone i Nordsjøen og Skagerrak. (Kilde: Fiskeridirektoratet et al. 2010)

Hovedfokus for fiskeridelen av utredningsprogrammet vedrørende forvaltningsplanen for Nordsjøen og Skagerrak (Fiskeridirektoratet et al. 2010) er torsk, sei, makrell, nordsjøsil, kolmule, øypål, tobis/havsil og reker. Artene er valgt ut som hovedarter fordi de er godt egnet til å synliggjøre relevante miljø- og samfunnspåvirkninger i området. I tillegg fiskes også på taggmakrell, breiflabb, brisling og krabbe/hummer. Utover de tradisjonelle fiskeriene jaktes det også på vågehval og kystsel (havert og steinkobbe), og det høstes tare i utredningsområdet.

I løpet av det siste tiåret har den norske fiskeflåten har vært gjenstand for store struktur- endringer og antall registrerte fartøy er halvert. Dette gjelder også flåten i utredningsområdet, der antallet har sunket fra 3227 fiskefartøy i 2000 til bare 1656 i 2009. Fiskeflåten i utredningsområdet utgjør 25 % av den nasjonale flåten og er fordelt med omlag ett av fem fartøy hjemmehørende i Skagerrak øst for Kristiansand (**tabell 5.1**). Ikke alle registrerte fiskefartøy er i helårsdrift. For å være helårsdrevet må fartøyet ha landet fangst i 7 av årets 12 måneder og ha en fangstinntekt for hele året som overstiger et visst minimumskrav (avhengig av størrelsen på fartøyet). Totalt er 1716 fiskefartøy definert som helårsdrevne fiskefartøyer i hele landet, hvorav 364 er hjemmehørende i utredningsområdet (**tabell 5.2**).

Tabell 5.2. Helårsdrevne fiskefartøy i utredningsområdet og hele landet i 2008, fordelt på fartøystørrelse.

Antall fartøy i	Størrelsesgruppe (m)					Totalt
	8-9,9	10-14,9	15-20,9	21-27,9	> 28	
Utredningsområdet	39	167	28	51	79	364
Resten av landet	262	773	106	95	120	1 352
Totalt	297	940	134	146	199	1 716

5.2 Fremtidsbilde for fiskeriene (2030)

Vurderingen av fremtidsbilde for 2030 er fokusert på samarbeidet mellom Norge og EU og vesentlige endringer i forvaltningssystemene dem imellom. To ulike fremtidsbilder er skissert.

I Nordsjøen er flere viktige fiskebestander i dårlig forfatning og forvaltningen vil i de kommende årene få en utfordring med å bygge dem opp til bærekraftige nivåer. Torsk i Nordsjøen er et godt eksempel på en bestand med et sterkt behov for gjenoppbygging. Utover den høye beskatningen på enkelte bestander vil forurensning og støy være stressfaktorer som kan påvirke fisk i Nordsjøen (Fiskeridirektoratet et al. 2010).

Norge er i Nordsjøen en minoritetsaktør, og med unntak av sei har Norge relativt små andeler av fellesbestandene. Dersom en lykkes i å bygge opp igjen flere fiskebestander til et bærekraftig nivå, vil det i stor grad være avhengig av at EU endrer sin fiskeripolitikk til å bli vesentlig mer bærekraftig enn den er nå. Dessverre går den positive utviklingen i EU i dag sakte, og tiltak som RTC (stenging av områder med mye undermåls fisk) og teknisk regelverk må videreutvikles for å kunne få en reell forvaltningseffekt.

Fremtidsbilde 1

I det første fremtidsbildet skjer det ingen vesentlige forbedringer av forvaltningssystemene og grovt anslått vil totalfangsten i 2030 ligge på omtrent det samme som i dag med en totalfangst på 1,3 mill tonn per år. Den biologiske situasjonen for de kommersielle artene vil ikke forverres, og Nordsjøen er fremdeles et svært produktivt økosystem (til tross for dagens tegn på negative utslag som følge av klimaendringer). EU og Norge vil fastsette de ulike TAC (totalkvote for en bestand i neste kalenderår) i samsvar med den biologiske rådgivningen fra ICES og langsiktige forvaltningsplaner, og ekstra tiltak vil bli gjennomført dersom gytebestanden for en art faller under føre-var-grensen (Bpa). Videre er det oppnådd en god del mht. kontroll og bruk av ny teknologi, både om bord i fiskefartøy og hos fiskeriforvaltningen. Det vil pågå arbeid for å harmonisere det tekniske regelverket og det ser ut til at industritrålfisket utøves på en stadig mer ressursvennlig måte. Arbeid for å stenge områder med mye undermåls fisk (RTC) har startet. Dessverre vil det ennå mangle reguleringer i EUs fiskeripolitikk som effektivt kan bidra til å redusere reell fiskedødelighet, f.eks. ved å vedta tiltak som forbud av utkast.

Fremtidsbilde 2

I det andre fremtidsbildet gjør forvaltningen store fremskritt, og en lykkes med å gjenoppbygge sentrale bestander av bunnfisk som torsk, hyse, øyepål, kolmule og tobis og samtidig sikre bestandsnivåene for sild, makrell og sei. Bunnøkosystemene påvirkes i vesentlig mindre grad enn i dag og antallet trålere/tråltimer vil være redusert. Flere korall/svampområder er vernet og en har tatt i bruk redskaper som er mer skånsomme mot havbunnen.

5.3 Mulige konsekvenser av fiskerier ved dagens aktivitetsnivå (2009)

Fiskeriene påvirker sjøfugl på ulike måter, og kan gi konsekvenser både på individ- og bestandsnivå. I tillegg til direkte påvirkning ved bifangst av sjøfugl i fiskeredskaper, vil fiskeriene også kunne endre fuglenes næringsgrunnlag både direkte og indirekte gjennom beskatning av fiskebestander. De fleste sjøfugler befinner seg høyt i næringskjeden (på et høyt trofisk nivå) og deres hekkesuksess og overlevelse påvirkes av endringer i tetthet og utbredelse av de viktigste byttedyrene. Disse er igjen et resultat av naturlige interaksjoner mellom lavere og høyere trofiske nivå, såkalte trofiske prosesser, som også påvirkes av fiskerienes uttak. Utkast av fiskeavfall og uønsket fisk vil i tillegg kunne gi økt næringstilgang for opportunistiske sjøfuglarter. Utkast av uønsket fisk er forbudt i norske områder, men fremdeles tillatt i EU-farvann, også innenfor deres fiskeområder i Nordsjøen og Skagerrak.

5.3.1 Direkte konsekvenser ved bifangst av sjøfugl

Sjøfugler søker, i likhet med de kommersielt utnyttede fiskeartene, etter mat i områder hvor det er stor tetthet av næring på det trofiske nivået de beskatter, det være seg småfisk, rogn eller dyreplankton. Når sjøfuglene samles i store flokker i områder med aktivt fiske, er det økt potensial for direkte konflikt mellom fiskerier og sjøfugl, med bifangst som konsekvens.

Det er vanskelig å skaffe seg et godt bilde av omfanget av bifangst av sjøfugler i fiskeredskaper. Tilgjengelige estimerer er generelt basert på få observasjoner, og er ikke nødvendigvis representative for omfanget av den bifangst som ikke rapporteres. Samtidig må en anta at beregninger basert på det antall fugler som tas ombord i fiskefartøylene sannsynligvis underestimerer det faktiske antall sjøfugler som dør som følge av bifangst.

I arbeidet med forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten, ble det pekt på betydelig kunnskapsmangel om omfanget av utilsiktet fangst av sjøfugl i fiskerier. I st.meld. nr. 8 (2005-2006) "Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)", heter det bl.a.: "Kunnskapsgrunnlaget er imidlertid svært mangelfullt og vanskelig kvantifiserbart..." og: "På bakgrunn av dette vil Regjeringen på egnet måte sørge for bedre dokumentasjon av bifangstproblematikken". Dette var opptakten til et prosjekt som har som mål å kvantifisere omfanget av bifangst i norske fiskerier. I sin første fase har studiet vært basert på en ekstensiv spørreundersøkelse med yrkesfiskere samt data fra Havforskningsinstituttets referanseflåter. Resultatene vil bli presentert i en NINA-rapport (Fangel et al. 2011) i nær fremtid, men noen foreløpige resultater blir gjengitt her.

Omfanget av bifangst av sjøfugl i fiskeredskaper avhenger av mange ulike faktorer som f.eks. type fiskeredskap, fangstmetode, tid på året, tid på døgnet, lokalitet, tetthet og atferd til sjøfuglenes byttedyr, samt fuglenes utbredelse og demografi. Overflatebeitende sjøfugler vil ofte være mest truet av linefiske, mens de dykkende artene vil være mer utsatt for å bli drept i garn, ruser og teiner.

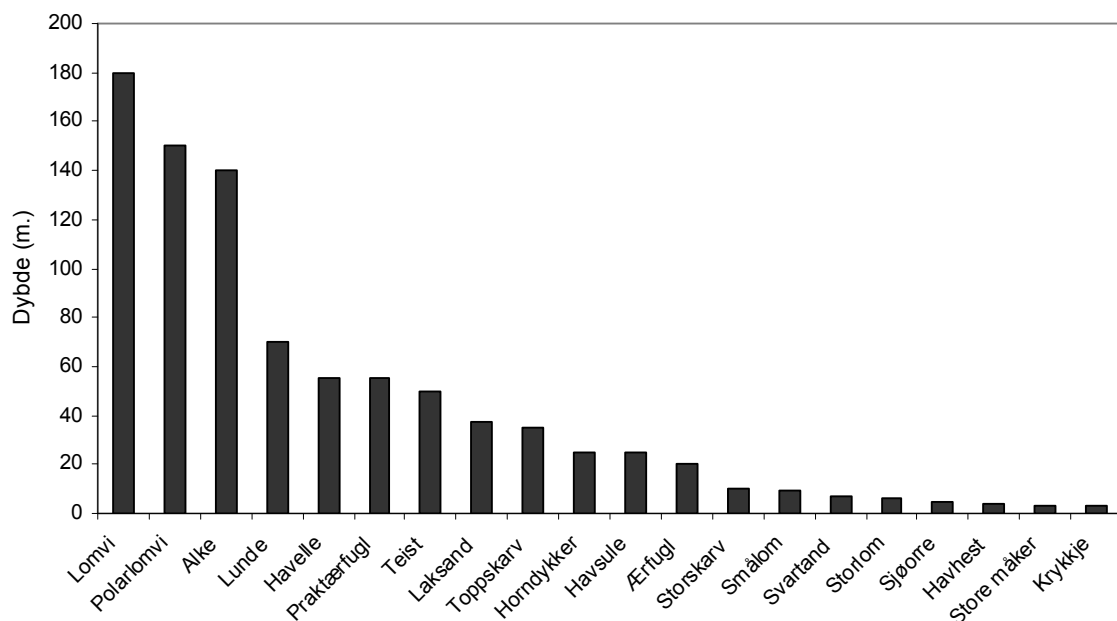
5.3.1.1 Bifangst i garnfiske

Studier fra utlandet har vist at garnfiske noen steder representerer en reell trussel mot både kystbundne og pelagisk dykkende sjøfugler (Furness 2003, jf. **tabell 3.2** for en økologisk gruppering av sjøfugl). De fleste sjøfugler som blir fanget ved garnfiske er dykkende arter av familien alkefugler, hvorav lomvi er mest påvirket på verdensbasis (Melvin et al. 1999). Fangel et al. (2011) har dokumentert at også måker og havhest sporadisk blir tatt som bifangst i garnfiske. Dette kan skje hvis fuglene blir tiltrukket av fiskefartøyet og blir viklet inn i garnet i forbindelse med setting eller trekking.

Generelt vil sjøfugl som samles i store grupper, f.eks. tett ved store kolonier og i myte- eller overvintringsområder, være mest sårbare for bifangst. I områder med høy tetthet av fisk vil det til alle årstider kunne forekomme ansamlinger av sjøfugler som beiter på fisk eller de næringselementene fiskene også er ute etter. Siden det også vil være lønnsomt for fiskefartøy å søke hit, er sannsynligheten for konflikt mellom sjøfugl og fiskerier størst i slike områder. Et studium gjort i Nordvestatlanten viste at det i biologiske "hot-spots" med gytende lodde var stor overlapp mellom torskefiskerier og lomvi, med bifangst av lomvi som en konsekvens (Davoren 2007).

Bifangst av sjøfugl skjer oftest der redskapene er satt så grunt at sjøfuglene kan dykke ned og bli fanget i dem. Fuglenes adferd under næringsøk varierer både med art og hva slags byttedyr de jakter på, og det er stor forskjell på hvor dypt de ulike artene kan dykke (**figur 5.2**). Det er de pelagisk dykkende sjøfuglene som dykker dypest, med dykk målt helt ned til 180 m for lomvi (Piatt & Nettleship 1985). Mange av de kystbundne dykkende sjøfuglene har dykkedybder på mindre enn 20 m, men noen arter kan gå ned til 60 m. De fleste artene vil

derfor kun risikere å bli fanget i redskaper som er satt grunnere enn 50 m. Dypere dykk er trolig heller ikke så hyppig forekommende, og risikoen for bifangst i garn satt dypere enn 100 m vil antageligvis være liten.



Figur 5.2

Maksimum dykkedybde registrert for et utvalg arter. Sjøfuglenes dykkadferd varierer betydelig i tid og rom i forhold til ressursfordeling og bunntopografi, og verdiene må derfor betraktes som minimumsestimater. Data fra Cramp (1977), Piatt & Nettleship (1985) og Schreiber og Burger (2001).

De best dokumenterte eksemplene på bifangst av sjøfugl i garnfiske her i landet stammer fra Nord-Norge hvor det er beskrevet såkalte "alkeslag", det vil si episodisk bifangst av store antall av alkefugler i garn. Sjøfuglene var ute etter de samme næringsementene som fisken det ble satt garn etter beitet på. Basert på faktiske registreringer ombord i ett fartøy, ble det estimert at minimum 200 000 lomvi ble drept ved garnfiske etter torsk under loddeinnsiget på kysten av Troms i løpet av to uker våren 1985 (Strann et al. 1991). Sammensetningen av arter i utredningsområdet er imidlertid annerledes enn lengre nord i landet, og store kolonier med fugleffjellshekkende arter finnes ikke i samme omfang. Det er ikke rapportert alkeslag i noe tilsvarende omfang i utredningsområdet. Lignende episoder kan imidlertid også skje utenfor hekkesesongen, når mye lomvi og alke trekker inn i utredningsområdet. Ved spesielle næringsforhold kan disse artene søke langt inn i kystnære farvann. Dette skjedde eksempelvis i Østfold på slutten av 1980-tallet. I denne perioden ble det innsamlet mer enn 1100 garndrepte lomvier fra lokale fiskere. Nitti prosent av disse var ungfugler (Anker-Nilssen & Lorentsen 1995, Lorentsen & Anker-Nilssen 1999). Et lignende innsig av alkefugler skjedde i Oslofjorden høsten 2007, hvor særlig et stort antall utmagrede alker trakk inn i området. Det er ikke rapportert om bifangst av sjøfugl i denne forbindelse, men potensialet var uten tvil til stede. Både studiet fra Nord-Norge og det i Østfold viste at det overveiende var ungfugler som ble tatt i garn. Dette kan indikere at voksne fugler er flinkere til å unngå garn (Österblom et al. 2002), men det er ikke tilstrekkelig dokumentert i hvilken grad voksne og unge fugler ferdes i de samme områdene.

Også andre arter enn alkefugler kan komme i konflikt med garnfiske. Žydelis et al. (2009) gjorde en gjennomgang av dokumentert bifangst av sjøfugl i kystnært garnfiske i Østersjøen og Nordsjøområdet. En gjennomgang av data fra i alt 30 studier fra området viste at bifangst er rapportert for alle grupper av de lokalt forekommende sjøfuglene; dykkere, marine dykkender, alkefugler og skarver, og det ble beregnet at mellom 100 000 og 200 000 sjøfugler dør årlig i

fiskeredskap i disse sjøområdene. Forskerne vurderte dødeligheten på populasjonsnivå for tre ulike arter; bergand, lomvi og havelle, og fant at dødelighet forårsaket av bifangst sannsynligvis førte til populasjonsnedgang for både bergand og lomvi.

I en annen undersøkelse fra Sverige, estimerte Lunneryd et al. (2004) bifangsten av sel, niser og fugl i det svenske yrkesfisket i 2001, basert på telefonintervjuer med yrkesfiskere. Resultatet viste at totalt 2650 fugler ble rapportert drept i fiskeredskaper, fordelt på 13 arter/artsgrupper. Storskarv forekom i størst antall (54 %), fulgt av ærfugl (14 %), lomvi (11 %), laksand/siland (9 %) og havelle (5 %). Ut i fra det rapporterte antall drepte sjøfugl og det kjente antall yrkesfiskere, ble det estimert at omkring 18 000 fugler ble tatt som bifangst i løpet av 2001. Det var størst bifangst av sjøfugl i torskegarn (primært storskarv, ærfugl, havelle og lomvi) og andre typer bunngarn (primært storskarv og ærfugl).

Fangel et al. (2011) beregnet en bifangstkoeffisient for ulike typer fiskeredskaper basert på antallet av bifangstet fugl pr. fangstenhet og kvantum av landet mållart. For garnfiske var det særlig rognkjeksfiske som pekte seg ut med høy bifangstkoeffisient, men dette fisket foregår ikke i utredningsområdet. Garnfiske etter torsk i Nord-Norge hadde en mye lavere koeffisient, men fordi dette fisket har langt større omfang ga også dette fisket et vesentlig utslag i de statistiske beregningene på fiskerinivå. Garnfiske etter torsk i fiskeområde 28, som ligger lengst nord i norsk del av Nordsjøen og dermed innenfor utredningsområdet, hadde en langt høyere bifangstkoeffisient enn for tilsvarende fiske i de andre områdene. Imidlertid var dette mest sannsynlig en effekt av at det ikke foregår målrettet fiske etter torsk i dette området, men at torsk tas sammen med andre arter i et blandingsfiske. Siden bifangstkoeffisienten kun ble utregnet på bakgrunn av fanget sjøfugl pr. kvantum torsk, vil den raskt bli kunstig høy når innslaget av torsk er lite. Garnfisket i dette området er uansett så begrenset at det samlet sett ikke gir seg utslag i høye totalverdier for bifangst av sjøfugl. I dette fiskeområdet (28) fiskes det også etter breiflabb med relativt lange garnlenker som settes kystnært (Fiskeridirektoratet et al. 2010). Denne fangstmetoden har potensial for konflikt med sjøfugl, og data fra Havforskningsinstituttets referanseflåte gjengitt i Fangel et al. (2011) dokumenterer bifangst av sjøfugl i slikt fiske.

5.3.1.2 Bifangst i linefiske

Internasjonalt er det fokusert mer på bifangst av sjøfugl i linefiske enn i garnfiske. Gjennom FNs matvareorganisasjon FAO er det på global basis satt fokus på bifangst av sjøfugl i linefiske, som til dels foregår uregulert i internasjonale farvann og som er en stor trussel mot blant annet en rekke truede arter av albatrosser og petreller. Sjøfuglene blir tatt når de prøver å stjele agn fra krokene eller søker mat omkring fiskebåtene.

Sjøfuglarter som er dokumentert drept i norske linefiskerier inkluderer havhest, havsule, storjo, polarmåke, svartbak, sildemåke og gråmåke. I våre farvann er det hovedsakelig havhest som dominerer i bifangsten (Chardine et al. 2000). Alt etter sesong og tidspunkt på døgnet, har studier vist at linefiske uten parallell bruk av skremmemekanismer er ansvarlig for en bifangst på mellom 0,03 og 1,75 sjøfugler pr. 1000 kroker (Løkkeborg 1998, Dunn & Steel 2001, Løkkeborg & Robertson 2002). Et estimat på bifangst av havhest i norske farvann (1996) er på rundt 20 000 individer årlig, men kan tenkes å være så høyt som 50 000-100 000 (BirdLife International 1999). Det må fremheves at dette estimatet gjelder linefiske hvor det ikke er brukt forebyggende tiltak som kjalkeskremme eller setterør. Bruk av slike tiltak vil redusere estimatet betydelig. De nordatlantiske bestandene av havhest er store (2,7-4,1 millioner par, Mitchell et al. 2004), og bifangsten av denne arten i linefisket har vært oppfattet mer som et etisk problem enn som en viktig bestandsregulerende faktor. Havhest har imidlertid en meget langsom kjønnsmodning og lavt reproduktivt potensial, og hekkebestanden langs norskekysten er liten. Det er derfor behov for studier som kan belyse sannsynlig opprinnelse og aldersfordeling for havhest som rammes av bifangst i Norskehavet.

Undersøkelsene til Fangel et al. (2011) inkluderte også data fra linefiskebåter (primært linefiske etter torsk og blåveite), og viste at blåveitefiske hadde et spesielt høyt konfliktpotensial i forhold til bifangst av sjøfugl. Dette er imidlertid et lite fiske som er fraværende i utredningsområdet. Linefiske etter torsk ble også vist å ta noen fugler, primært måker og havhest, men neppe i et veldig betydelig omfang.

5.3.1.3 Bifangst i andre fiskerier og fiskeaktiviteter

Juksafiske

Juksa benyttes i de kystnære områdene langs kysten og i hovedsak av kystflåten i fiske etter torsk, sei og hyse (Fiskeridirektoratet et al. 2010). Juksa er en veldig selektiv fiskeform, og det antas at bifangst ikke er et nevneverdig problem.

Trålfiske

Det er gjort få systematiske studier av omfanget av bifangst av sjøfugl i forbindelse med trålfiskeriene. Det er observert at fugler har omkommet ved kollisjon med trålkabler eller ved at de har blitt viklet inn i trålnettingen når fuglene jaktet på fisk ved munningen av trålen. Watkins et al. (2008) fant at det var de overflatebeitende arter som ble drept ved kollisjon, tilsvarende arter som havhest, svartbak, sildemåke, gråmåke og krykkje hos oss. I mangel av faktisk dokumentasjon fra europeiske farvann, er det imidlertid umulig å vite i hvilken grad dette kan være et problem i utredningsområdet. Studier i subantarktiske deler av Indiahavet har vist at trål gir mindre bifangst enn linefiske (Weimerskirch et al. 2000), og dette støttes også av studier fra Alaska, hvor knappe 10 % av dokumentert bifangst i 1994-1996 var fra trål (Bakken & Falk 1998). Det har vært observert bifangst av lomvi under trålfisket etter tobis i Nordsjøen, men man vet lite om omfanget av denne bifangsten (Tasker et al. 2000).

Ringnotfiske

Studier av effekter av notfiske på sjøfugler har gjennomgående omhandlet utkast av fiskeavfall og fisk, samt til en viss grad hvordan slikt fiskeri påvirker trofiske interaksjoner. Det mangler derimot dokumentasjon på i hvilken grad bifangst av sjøfugl også kan være et problem knyttet til notfiskerier. Antagelig er problemet, relativt sett, ikke stort. Når nota strammes inn vil det kunne forekomme utilsiktet fangst av sjøfugler som jakter på fisk fanget i nota. Det er overflatebeitende sjøfugler som svartbak, sildemåke, gråmåke og krykkje som må antas å være mest utsatt for slik bifangst. På kveldstid og om natten brukes kraftig lys på båtene. Under slike forhold kan sjøfugler bli blendet og kollidere med båt og fiskeredskaper (Arcos & Oro 2002).

Ruser og teiner

Ruser og teiner settes på forholdsvis grunt vann og er en trussel for kystbundne sjøfugl som dykker etter mat. Gjenfunn av ringmerkede fugler i ruser har vært dominert av unge storskarver som sannsynligvis setter seg fast i rusene i et forsøk på å ta fangsten. Foruten skarver risikerer også dykkender og lommer å bli tatt i slike redskaper. I utredningsområdet brukes teiner hovedsakelig i kommersielt fiske etter taskekrabbe og hummer, primært om høsten, men er også i utbredt bruk av fritidsfiskere, spesielt i sommerhalvåret (Fiskeridirektoratet et al. 2010). For å verne om hummeren er det strenge regler for bruk av ruser på hele kyststrekningen fra svenskegrensen til og med Møre og Romsdal (Fiskeridirektoratet et al. 2010). Her er det forbudt å sette ut ruser i perioden 1. mai til 30. september. Det gis enkelte dispensasjoner, men i den grad forbudet håndheves og etterleves, kan det som en positiv bieffekt bidra til å begrense antall sjøfugl som drukner i ruser.

Fritidsfiske

Litteratursøk etter dokumentasjon på bifangst av fugl i yrkesfiske viser at det generelt er lite kunnskap om omfanget av tilsvarende bifangst i fritidsfiske. Fritidsfiske med garn drives nærmere land og på grunnere vann enn yrkesfiske, noe som øker risikoen for at spesielt kystbundne sjøfugler, men også pelagiske sjøfugler blir fanget i redskapene. Fuglene er

spesielt utsatt hvis det settes garn i nærheten av hekkeplassen. Med bakgrunn i den foreliggende kunnskapen om redskapenes potensial for konflikt med sjøfugl, er fritidsfiske med garn noe som trolig er særdeles relevant i denne sammenhengen. Omfanget av konflikten vil avhenge av antall fritidsfiskere, og med økt fritidsbruk av kystsonen og fjordområdene utenfor de større byene kan problemet være økende. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere omfanget basert på dagens kunnskapsnivå. Som nevnt ovenfor brukes teine i omfattende grad av fritidsfiskere i utredningsområdet, noe som også kan forårsake bifangst.

5.3.1.4 "Bifangst" i etterlatte redskaper og redskapsrester

Tapte garn, liner og andre redskapsrester fra fiskeriene som blir liggende igjen i sjøen eller på kysten, kan utgjøre en trussel mot sjøfugl. Det finnes få systematiske studier av denne type ("sekundær") bifangst, men for flere arter sjøfugl, særlig skarver og havsule, som bruker slike rester til reirmateriale, er det en risiko for at både voksne og unger blir viklet inn i materialet og omkommer. Under innsamling av døde fugler langs kysten finnes det også ofte alkefugler, havsuler og storskarv som har viklet seg inn i garnrester (Tasker et al. 2000). I slike tilfelle er det vel så sannsynlig at fuglene ble fanget under aktivt fiske og senere skåret løs under rengjøring av fangstredskapene.

Tapte garn ("spøkelsesgarn") fortsetter å fiske med risiko for at også sjøfugl blir fanget i det lange løp. Fiskegarn er laget slik at de er særlig motstandsdyktige for nedbryting av sollys og holder seg i lang tid, ikke minst når de står på bunnen der lyset er begrenset. Det er dokumentert at garn fortsatt kan fiske 7-8 år etter at de er mistet (Iversen et al. 2006). Det finnes ingen oversikt over omfanget av "spøkelsesgarn" i norske farvann. Fiskeridirektoratet arrangerer årlige opprenskningstokt, men det er ukjent hvor mye fugl som drepes i slike garn.

5.3.2 Direkte konsekvenser ved utkast av fisk og fiskeavfall

Nordsjøen og Skagerrak er det område hvor EU og Norge har felles fiskebestander og EU er derfor en viktig samarbeidspartner for Norge. Gjennom fiskerisamarbeidet blir kvoter for fiskefartøy i Norge og EU regulert årlig. Det er en rekke felt hvor forvaltningssystemene er ulike, illustrert bl.a. ved at det i Norges indre farvann, sjøterritorium og økonomiske sone generelt er et forbud mot å kaste ut overskuddsfisk av alle kommersielle arter, mens det i EU er påbudt å kaste ut slik fisk. Formålet med forbudet er å begrense omfanget av utkast og dermed den totale beskatningen, men det medfører også at det er vanskelig å føre statistikk på i hvilken grad det faktisk foregår utkast. Det finnes således ingen oversikt over omfanget av utkast av bifangst og fiskeavfall i utredningsområdet.

Utkast av små fisk, bifangst og fiskeavfall kan gi et næringsfortrinn for åtselsetende og overflatebeitende arter som kan utnytte denne ressursen. I utredningsområdet kan dette gi en kunstig økning i bestandsantall for arter som sildemåke, fiskemåke, gråmåke, svartbak, havhest, havsule og storjo (Camphuysen et al. 1995, Votier et al. 2004, Frederiksen 2010). I årene før 1995 var utkastet av fiskeavfall og bifangstet fisk i Nordsjøen estimert til omkring 570 000 tonn årlig og at dette var tilstrekkelig til å forsørge 2,5-3,5 millioner sjøfugler (Camphuysen et al. 1995). Teoretisk sett var energimengden i utkastet i 1990 (789 000 tonn) nok til å forsørge 5,9 millioner sjøfugl, om det hadde kunnet vært utnyttet optimalt (Garthe et al. 1996). Selv om slike estimer gir rom for å hevde at utkast fra fiskeriene kan hatt stor positiv betydning for utviklingen i enkelte pelagiske sjøfuglbestander i Nordsjøen, og at en endring i praksis således kan få negative konsekvenser, må de likevel tolkes med stor varsomhet. F.eks. har fordelingen av den mest tallrike arten i disse havområdene, havhest, vist seg å være langt mer påvirket av oseanografiske forhold enn av tilgang på utkast (Camphuysen & Garthe 1997), og utkast utgjør sjelden noen viktig andel av artens diett (Phillips et al. 1999). En reduksjon av utkast vil derfor neppe få store negative konsekvenser for bestanden (Frederiksen 2010).

En reduksjon i utkast av fisk og fiskeavfall kan også indirekte ha en negativ effekt på noen sjøfuglbestander, ved at redusert fødetilgang til store måkefugler fører til at deres predasjon på mindre sjøfugler øker. I Nordsjøen er det vist at generalister og predatorer som storjo og flere store måkearter, responderer på reduksjon i utkast på denne måten (Votier et al. 2004, 2008). Dette representerer en potensiell trussel mot sjøfugler som krykkje, lunde, havsvale, stormsvale, smålom og ærfugl (Furness 2003) og flere arter terner (Frederiksen 2010). En annen, potensielt negativ effekt av utkast er at det kan føre til redusert kvalitet på maten de voksne fuglene leverer til sine unger. En stor del av all fiskeavfallet er mindre rike på fett og har dermed lavere energiinnhold enn pelagiske stimfisk, som er den naturlige maten for fuglene i hekketiden. Dermed får ungene i seg mindre energi per tidsenhet, noe som kan føre til at deres vekst og overlevelse reduseres kraftig (Frederiksen 2010).

Hensyn til sjøfugl som har profitert på utkast kan, uansett konsekvens, ikke rettferdiggjøre fortsatt utkast av fisk fra fiskebåter. Ved en generell reduksjon av utkast vil sjøfuglbestandene etter hvert tilpasse seg et mer naturlig nivå for både næringstilgang og predasjonstrykk, og således være i bedre balanse med sitt egentlige miljø.

5.3.3 Indirekte konsekvenser ved høsting av levende ressurser

Fiskerienes konsekvenser for sjøfugl er som regel vanskelig både å dokumentere og kvantifisere. Hekkesvikt, endring i diettvalg, høyere voksendødelighet og episoder med massedødelighet er alle parametre som kan indikere problemer for sjøfuglbestandene. Det er imidlertid ikke lett å finne de reelle årsakene til disse episodene. Ofte er det en kombinasjon av flere forhold som har gjort seg gjeldende.

Sjøfuglenes næringsvalg spenner over et bredt spekter av arter. I norske deler av Nordsjøen og Skagerrak er det imidlertid tre arter som skiller seg ut som potensielt særlig verdifulle; sild, tobis og brisling. Ulike torskefisker som sei, hyse, kolmule, øyepål og torsk kan også utgjøre en viktig del av dietten. Av torskefisk er det særlig de yngste årsklassene (vanligvis 0-2-gruppe) som utnyttes av sjøfuglene, mens tobis og brisling er attraktive næringsemner gjennom hele livssyklusen på grunn av deres begrensede kroppsstørrelse. Mange av disse fiskeartene er mål for kommersielle fiskerier. I forbindelse med næringssøk kan mange sjøfuglbestander oppleve direkte og/eller indirekte konkurranse med fiskeriene. Gjennom de siste tiårene har reduserte bestander av byttedyr blitt identifisert som en alvorlig trussel mot flere sjøfuglbestander. Det kan derfor ikke utelukkes at beskatningen av fiskebestandene har vært en medvirkende årsak til de kraftige bestandsnedgangene som er registrert for noen av våre mest tallrike hekkebestander av sjøfugl langs kysten, men (som diskutert avslutningsvis i forrige kapittel) vi har ennå ikke tilstrekkelig kunnskap til å skille denne effekten fra klimatisk induserte økosystemendringer som helt innlysende har hatt stor betydning for sjøfuglenes næringsgrunnlag i Nordsjøregionen i samme periode.

Utenom hekkesesongen gjør sjøfuglenes store mobilitet det mulig for dem å søke og utnytte ressurser som er spredt over store områder, ofte langt til havs. Massedødelighet hos voksne individer registreres som oftest ved at utsultede, døde eller døende fugler driver inn på kysten. I slike tilfeller kan det være vanskelig å fastslå om det var mangel på byttedyr eller ekstreme værforhold som var den direkte årsaken til at fuglene strøk med. Et eksempel på dette kommer fra den britiske østkysten hvor omkring 30 000 døde alkefugler ble skylt i land i 1983 etter en rekke stormer i området (Harris & Wanless 1984). På den norske Skagerrakkysten ble det høsten 2007 registrert hundrevis av døde og døende alke. Analyser viste at fuglene var utsultete, men kunnskapen om alkenes normale diett i dette området på denne tiden av året er svært mangelfull (Heubeck et al. i manuskript). Oljeskadede alkefugler som omkom som følge av oljeutslippet fra den greske tankeren *Stylis* i desember 1980, hadde nylig spist både kutlinger, tobis og brisling (Blake 1983). Kutlinger var også et hyppig byttedyr i dietten til overvintrende lomvier som ble drept i garn på Østfoldkysten i 1988-90, men omregnet i vekt var de helt ubetydelige (0,4 %) sammenlignet med torskefisker (51 %) og sildefisker (46 %).

(Lorentsen & Anker-Nilssen 1999). Dette kan indikere at massedøden av alke i 2007 i første rekke var et utslag av mangel på både sildefisk og små torskefisker.

I hekkesesongen, hvor sjøfuglene er bundet til egg eller unger i koloniene og derfor har en svært begrenset aksjonsradius, er de spesielt sensitive overfor endring i tilgjengeligheten av byttedyr. Endring i tilgangen til mat vil som oftest komme til uttrykk gjennom kortsiktige forandringer i reproduktive parametre som hekkestart, ungediett og hekkesuksess, mens overlevelsen for de voksne individene bare vil påvirkes i de mest ekstreme tilfellene (Cairns 1987, 1992). Vi mangler dessverre gode tidsserier for sjøfuglenes overlevelse i utredningsområdet, men episodisk massedød av utmagret sjøfugl er registrert de fleste steder i landet. Et godt dokumentert eksempel fra Nord-Norge er den omfattende vinterdødeligheten av voksne lomvier i Barentshavet i 1986/87, som høyst sannsynlig var forårsaket av en kollaps i loddebestanden (Vader et al. 1990) samtidig som det var stor knapphet på alternative byttedyr som ung sild og torsk (Arneberg et al. 2009, SEAPOP upubl. data). Lomvi var tidligere en av våre mest tallrike sjøfugler. I 1965 talte bestanden på Hjelmsøy i Finnmark alene ca. 250 000 individer (landets største lomvikoloni), mens det tilsvarende tallet i dag er omkring 20000 fugler (SEAPOP upubl. data). I flere kolonier i det sørvestlige Barentshavet har hekkebestandene gått tilbake med opptil 98-99 % siden starten av 1980-tallet og også hekkebestanden på Runde er sterkt redusert (Barrett et al. 2006, Lorentsen 2007). Bifangst i fiskeredsaker kan også ha bidratt til denne utviklingen, og situasjonen for arten oppfattes som kritisk (bl.a. Erikstad et al. 2007, Kålås et al. 2010).

I Nordsjøen foregår tidvis et omfattende industrifiske av tobis og brisling for fiskemel. Selv om det generelt er vanskelig å dokumentere sammenhengene mellom utvikling i sjøfuglbestandene og fiskerienes beskatning av tobis (Tasker et al. 2000), er det bl.a. vist at reproduksjon hos krykkje i Nordsjøen er godt korrelert med tetthet av tobis (Furness 2003). Videre har studier i nordvestre deler av Nordsjøen (Øst-Skottland), hvor det fiskes på en forholdsvis lokal stamme av tobis, vist at både krykkjenes reproduksjon og overlevelse er dårligere i år med tobisfiske enn i år uten slike fiskerier (Frederiksen et al. 2004). Disse studiene er en av de klareste indikasjonene på indirekte effekter av fiskerier på sjøfugl i nordøstatlantiske farvann. At det samtidig ikke kunne påvises tilsvarende effekter for dykkende sjøfugler på de samme lokalitetene (Frederiksen et al. 2008b) indikerte, slik det er rimelig å forvente, at overflatebeitende sjøfugler er mer følsomme for redusert tilgang på byttedyr. Det var likevel ikke mulig å beregne i hvor stor grad endringen i forekomst av tobis var forårsaket av fiskeriene, bl.a. fordi det ikke finnes fiskeriuavhengige langtidsserier for tobisbestandens størrelse i området (Frederiksen 2010), og fordi denne også påvirkes av flere andre faktorer. Det siste gjelder ikke minst klimastyrt variasjon i tobisens næringsgrunnlag, et problem som har vært spesielt fremtredende de siste 10-15 årene. Mengden av raudåte i Nordsjøen, et av tobisens aller viktigste byttedyr, har gått dramatisk tilbake parallelt med at en sørligere, mindre energirik art (*Calanus helgolandicus*) har overtatt dominansen i dyreplanktonsamfunnet (Edwards et al. 2002, Heath et al. 2009).

Beskatning av store, fiskespisende fisk, som f.eks. makrell eller torsk, kan føre til redusert konkurranse mellom fisk og sjøfugl og økt tilgang på byttefisk for sjøfuglene. Eksempelvis er det registrert at økt beskatning av makrell og sild i Nordsjøen og Vest-Atlanteren har hatt positiv effekt på tobisbestanden (Tasker et al. 2000). Nyere studier har vist at Nordsjøen er et såkalt vepsetaljeøkosystem, hvor de trofiske prosessene går begge veier i næringshierarkiet hvor sild er en nøkkelart og styrer produksjonen på både høyere og lavere trofiske nivå (Fauchald et al. 2011b). Modellstudier har også vist at stabiliteten i økosystemets biomassebalanse kan reduseres betydelig dersom fisket er veldig selektivt mht. fiskestørrelse (Rochet & Benoît 2011).

5.4 Mulige konsekvenser av fiskeri ved fremtidsbilde (2030)

Det finnes ikke tilstrekkelig kunnskap til å gi en særlig detaljert og presis prediksjon på konsekvenser av fiskeriene for sjøfuglene i utredningsområdet i årene fram mot 2030. Denne delen av utredningen vil naturlig nok være preget av det. Utviklingen i mulighetene for konflikt mellom sjøfugl og fiskeri avhenger av samarbeidet mellom EU og Norge og hvordan bestandene av de ulike fiskeartene utvikles og beskattes i årene fremover. Utfallet av dette samarbeidet er uvisst, slik kontrasten mellom de to fremtidsbildene illustrerer. Beskatning av fisk, både til konsum og industriformål, styres gjennom kvotereguleringer som igjen påvirkes av politiske prosesser og forvaltningsmessige beslutninger. Hvis situasjonen blir som skissert i fremtidsbilde 1, er det lite som tyder på at situasjonen for sjøfugl blir vesentlig bedre enn den er i dag. Skulle fremtidsbilde 2 bli en realitet, ser det derimot adskillig lysere ut. En restitusjon av de sentrale bunnfiskbestandene til bærerkräftige nivåer signaliserer skifte til en økologisk tilstand i Nordsjøen som også kan forventes å ha positive effekter for sjøfugl. I Nordsjøen er det f.eks. vist at bestandsstørrelsen av sild i stor grad påvirker bestander på både høyere (sjøfugl, sjøpattedyr og store torskefisk) og lavere (dyreplankton og mindre stimfisk) trofiske nivå (s.k. vepsetaljesystem, Bakun 2006, Frank et al. 2007, Fauchald et al. 2011b), men mekanismene bak sjøfuglenes responser er svært komplekse i tid og rom (bl.a. Fauchald et al. 2011a,b). En mer kvantitativ forståelse av effektene av de ulike fremtidsbildene vil derfor forde kreve inngående analyser og mer detaljerte data enn hva som foreligger i dag.

Som nevnt ovenfor avhenger utviklingen i mulige konflikter mellom sjøfugl og fiskeri av hvordan beskatningen av de ulike fiskeartene, både konsum og industrifisk, vil være i årene fremover, og hvordan fisket utøves. Dette gjelder naturlig nok også mulige konsekvenser av utilsiktet bifangst av fugl. Forskning på, og innføring av tiltak for å redusere slik bifangst, har gitt positive resultater flere andre steder i verden. I Norge henger vi fortsatt etter i kvantifiseringen av bifangst av sjøfugl i fiskeriene, men arbeidet er kommet godt i gang. Med fortsatt prioritert innsats er det grunn til å håpe at man i løpet av få år har identifisert hvilke fiskerier som er de mest problematiske i denne forbindelse, og datagrunnlaget vil også kunne være til stor hjelp dersom det skulle være behov for tilrettelegge fisket slik at bifangsten kan reduseres, til beste for både fiskere og sjøfugl. Eksisterende kunnskap og beskrivelsene av fremtidsbildene som er skissert i utredningsprosessen, gir imidlertid ikke noe tydelig grunnlag for å nedgradere noen av de konsekvenser som er vurdert for dagens situasjon, og som dermed må anses som gyldige også for fremtidsbildene.

5.5 Oppsummering av fiskerienes konsekvenser for sjøfugl

Fiskerier i utredningsområdet kan påvirke sjøfugler enten direkte eller indirekte. Direkte effekter vil være knyttet til mortalitet ved bifangst av sjøfugler i fiskeredskaper og ved en økt tilgang på mat via utkast fra fiskebåtene. Indirekte effekter vil derimot skje gjennom endringer i trofiske interaksjoner som følge av beskatning av fiskebestandene.

5.5.1 Direkte konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå

Det foreligger lite dokumentasjon på omfanget av bifangst av sjøfugl i fiskeredskaper i utredningsområdet, og det er derfor vanskelig å forutsi hvilke konsekvenser dette eventuelt har for sjøfuglbestandene her. Garnfiske påvirker primært kystbundne og pelagisk dykkende sjøfugl, mens de overflatebeitende artene vil være mest påvirket av linefiske. Konsekvensene av den direkte dødeligheten ved bifangst i fiskeredskaper, vil bl.a. avhenge av årstid, kjønns- og aldersfordeling på de fuglene som omkommer, samt tilstanden til de berørte bestandene (hekkebestandene fuglene tilhørte). Selv en antallsmessig beskjedne bifangst kan være en trussel for rødlistede arter som havhest, lomvi, horndykker og sjøorre. I tillegg til den direkte effekten på individnivå ved enkeltstående tilfeller av spesielt omfattende bifangst, kan mer regulære tap av betydelige antall ha en klar negativ innvirkning på bestandsutviklingen. En økt

dødelighet av sjøfugl som følge av bifangst kan være en ekstra stressfaktor for populasjoner som allerede er negativt berørt av f.eks. habitatødeleggelse, klimainduserte endringer i næringstilbud eller oljeforurensning.

Vurderingene av bifangstens konsekvenser for sjøfugl i utredningsområdet er oppsummert i **tabell 5.3**. Innenfor utredningsområdet består garnfiske primært av et relativt beskjedent blandingsfiske langs kysten (både Nordsjøen og Skagerrak), samt garnfiske etter sei ved Eggakanten (Modulf Overvik pers. medd.). Det er dokumentert fra en rekke andre områder at sjøfugl tas som utilsiktet bifangst i garnfiske. Den begrensede kommersielle bruken av garnfiske i utredningsområdet medfører imidlertid at effekten av denne bifangsten, relativt sett, kan antas å være lav. Imidlertid er det godt mulig at fritidsfisket med garn i utredningsområdet samlet sett utgjør en større trussel mot sjøfugl. Det er derfor vurdert at garnfiske vil ha en middels konsekvens for både pelagisk dykkende (lomvi, alke og alkekonge) og kystbundne dykkende sjøfugler (ærfugl, toppskarv og storskarv). Kunnskapen er vurdert som dårlig og usikkerheten som middels, spesielt fordi Fangel et al. (2011) ikke hadde så stort datamateriale fra utredningsområdet og fordi kartleggingen av fritidsfiskets omfang er svært mangelfull. Ruser og teiner vil kunne ha en middels konsekvens for de kystbundne dykkende artene, men kunnskapen er vurdert som dårlig og usikkerheten som middels. De andre redskapstypene er vurdert å ha lav eller ingen konsekvens for sjøfugl på bestandsnivå. Som tidligere beskrevet har linefiske størst konsekvens for havhest. Siden konsekvenstabellene skal beskrive konsekvenser på indikatorartene, hvor overflatebeitende arter kun er representert ved krykkje, gråmåke og sildemåke, gir eksisterende viten mest grunn til å anta at konsekvensen av linefiske i utredningsområdet er lav.

Tabell 5.3. Oppsummering av konsekvenser av bifangst av sjøfugl i ulike fiskeredskap ved dagens aktivitetsnivå. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Garn	Line	Trål, not og snurrevad	Ruser og teiner	Spøkelsesgarn og redskapsrester	Samlet konsekvens
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Middels ^{2*}	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{3*}	Middels ^{2*}
Krykkje (PO)	Ingen ^{2**}	Lav ^{2**}	Ingen ^{2**}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Lav ^{2**}
Ærfugl, skarver (KD)	Middels ^{2*}	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}	Middels ^{2*}	Lav ^{3*}	Middels ^{2*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Lav ^{2**}
Samlet konsekvens	Middels ^{2*}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Middels ^{2*}	Lav ^{2**}	Middels ^{2*}

Utkast av bifangstet fisk er forbudt i norske farvann, og for flere av fokusartene er hverken utkast av fisk eller fiskeavfall noen betydelig utnyttet næringskilde. Det er derfor ikke forventet vesentlige konsekvenser for alkefugler, ærfugl og skarver, mens konsekvensen for krykkje, gråmåke og sildemåke er vurdert som lav ved dagens aktivitetsnivå (**tabell 5.4**). Merk at denne har positiv effekt for de berørte artene. Usikkerheten er liten eller moderat og kunnskapen middels til god. En økt (eller kunstig stor) bestand av store måkefugler kan ha negative effekter gjennom økt predasjon på mindre sjøfugler. Dette forventes likevel ikke å ha nevneverdig effekt på de andre fokusartene, selv ikke hvis slik predasjon temporært øker dersom matfatet for de store måkefuglene skulle bli betydelig redusert.

Tabell 5.4. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av utkast av fisk og fiskeavfall ved dagens aktivitetsnivå. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Utkast av fiskeavfall og uønsket fisk
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{1***}
Krykkje (PO)	Lav ^{2**}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ingen ^{1***}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{2**}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{2**}

5.5.2 Direkte konsekvenser ved fremtidsbilde (2030)

Forskning på og implementering av tiltak for å redusere bifangst av sjøfugl, har gitt positive resultater flere steder i verden. Arbeid med å kvantifisere omfanget av slik bifangst i Norge er startet, og det er grunn til å håpe på resultater som kan anvendes til å forbedre praksis, til fordel både for sjøfuglene og fiskeriene. Konsekvensbildet er likevel ikke antatt å være vesentlig endret fra det som er vurdert for dagens situasjon (**tabell 5.3**).

Dersom regelverket endres slik at utkast av fisk og fiskeavfall blir kraftig redusert eller opphører, vil dette forventes å få svakt negative effekter for artsgruppene der konsekvensene er angitt som lave (**tabell 5.4**). Slike effekter er likevel ikke særlig bekymringsverdige siden dette er en kunstig, menneskeskapt næringskilde, på lik linje med annet organisk avfall.

5.5.3 Indirekte konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå

Den største (eksisterende og potensielle) konsekvensen av fiskeriene på sjøfugler total sett, er gjennom påvirkning av fuglenes næringsgrunnlag. Det kan ofte være vanskelig å dokumentere konkret effektene på populasjonene, selv om de uten tvil er gjeldende. Trofiske interaksjoner mellom sjøfugl og fiskerier, isolert eller i kombinasjon med andre faktorer, representerer svært komplekse sammenhenger. De indirekte konsekvensene av pågående fiskeriaktivitet i utredningsområdet er gjennomgående satt til middels, men med dårlig kunnskap og stor usikkerhet (**tabell 5.5**).

Tabell 5.5. Oppsummering av indirekte konsekvenser for sjøfugl av fiskeri via trofiske interaksjoner. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Konsekvens
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Middels ^{3*}
Krykkje (PO)	Middels ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Middels ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Middels ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}

Som diskutert ovenfor finnes det eksempler på at fiskerier kan ha meget betydelige negative konsekvenser for sjøfugl, men for sjøfuglene i norsk del av Nordsjøen og Skagerrak har vi ennå lite kunnskap som kan forklare årsakene til de til dels ekstreme bestandsendringene som er påvist. Det må poengteres at vurderingene i denne utredningen forholder seg til et sett av svært komplekse sammenhenger og ikke har rom for annet enn grove forenklinger. De må derfor ikke betraktes som en endelig sannhet, men som en kvalifisert oppsummering av de kvalitative beskrivelsene ovenfor. For å evaluere omfanget av effektene av fiskeri på sjøfugler nærmere, må man også ta hensyn til additive og kumulative effekter av en lang rekke andre påvirkningsfaktorer, spesielt endringer i havklima og andre oseanografiske forhold, men også habitatbeslag og ulike typer forurensninger.

5.5.4 Indirekte konsekvenser ved fremtidsbilde (2030)

Beskatning av fisk, både til konsum og industriformål, styres gjennom kvotereguleringer som igjen påvirkes av politiske prosesser og forvaltningsmessige beslutninger. Hvis situasjonen blir som skissert i fremtidsbilde 1, er det lite som tyder på at situasjonen for sjøfugl i utredningsområdet blir vesentlig bedre enn den er i dag. Mest sannsynlig vil bestander som er i tilbakegang gå ytterligere ned. Skulle fremtidsbilde 2 bli en realitet, kan det se lysere ut også for sjøfugl dersom en restitusjon av de sentrale bunnfiskbestandene i Nordsjøen til bærekraftige nivåer signaliserer et skifte til en bedre økologisk tilstand enn i dag. Vi har likevel ikke tilstrekkelig kunnskap til å differensiere dette nærmere på tvers av fokusartene, og større bestander av bunnfisk kan også medføre økt predasjon på pelagiske arter og dermed ha en negativ effekt på forekomsten av viktige byttedyr for sjøfugl.

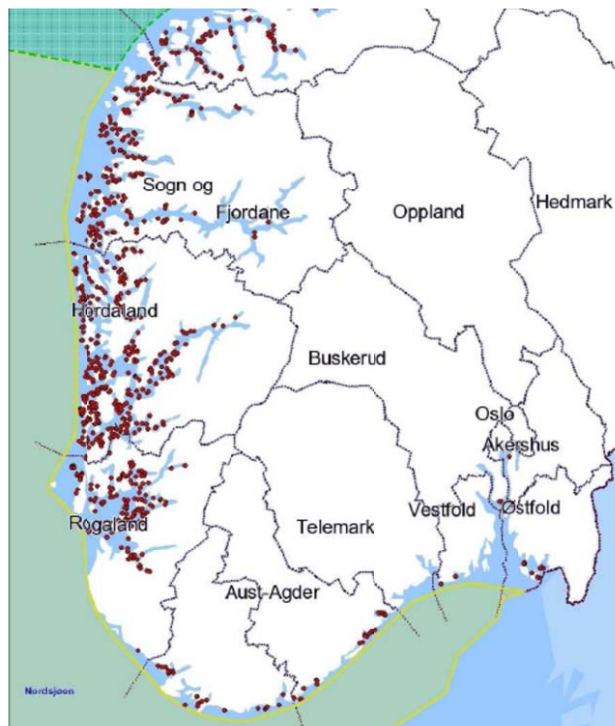
5.6 Akvakultur

I nyere tid har akvakultur hatt en kraftig vekst og står i dag for nesten en tredel av verdens uttak av sjømat. Langs norskekysten er det oppdrett av atlantisk laks som er den dominerende formen og Norge er verdens største produsent av denne ressursen. Oppdrett av torsk, blåskjell og andre arter er også etablerte langs kysten, dog i en mindre skala. De fleste marine oppdrettslokalitetene for produksjon av fisk og skalldyr i utredningsområdet finnes i kyst- og fjordstrøkene på Vestlandet fra Stavanger og nordover (**figur 5.3**).

Av totalt nesten 960.000 tonn oppdrettsfisk/skalldyr (alle arter) produsert i Norge i 2009 ble 280 000 tonn (29 %) laks og ørret produsert i Nordsjøen og Skagerrak. Hordaland stod for halvparten av denne produksjonen (**tabell 5.6**). Av hensyn til negative konsekvenser for bestanden av villaks, anses rømming og lakselus som de største utfordringene innen næringen.

Tabell 5.6. Nordsjøregionens produksjon (tonn) av laks og ørret i 2008.

	Sogn og Fjordane	Hordaland	Rogaland	Skagerrakkysten	Total
Laks	55 529	115 889	52 162	10 595	234 175
Regnbueørret	15 363	30 158	192	77	45 790
Annen ørret	0	89	0	0	89
Totalt	60 892	146 136	52 354	10 672	280 054



Figur 5.3

Fordelingen av oppdrettslokaliteter (røde prikker) registrert i Nordsjøen pr. januar 2010. (Fiskeridirektoratet et al. 2010)

5.6.1 Konsekvenser av akvakultur ved dagens aktivitetsnivå

Akvakulturanlegg kan påvirke sjøfugler på ulike måter. Direkte negative effekter av akvakultur kan være bifangst i nett og at fugl skytes for å redusere predasjon på oppdrettsfisk eller blåskjellanlegg. I tillegg vil anlegg for både skjell og oppdrettsfisk legge beslag på habitater som sjøfugl ellers hadde kunne utnyttet. Lokalt vil akvakulturanlegg kunne gi økt næringstilbud for enkelte arter sjøfugl, men dette kan føre til konflikter med næringen og er således en uønsket bieffekt. Det foreligger dessverre få undersøkelser som dokumenterer konsekvenser av fiskeoppdrett på sjøfugl. I hovedsak er det fiskepisende fugler som kommer i konflikt med oppdrettsanlegg for fisk, i første rekke ulike arter måkefugl (f.eks. gråmåke og fiskemåke), storskarv, toppskarv og gråhegre. For sjøfuglene vil oppdrettsanlegg kunne oppfattes som en uutømmelig og sikker kilde for lett tilgjengelig næring, og området vil lett trekke til seg opportunistiske arter som skarver og måkefugler, i noen tilfeller også dykkender og lommer. Dette gjelder særlig når fisken er liten og fuglene vil forsøke å ta fisk gjennom nota. Rundt oppdrettsanleggene blir det derved lett en aggregering av sjøfugl som kan føre til konflikter, med (lovlig eller ulovlig) skadefelling til følge. Innenfor utredningsområdet er det imidlertid ingen informasjon som indikerer at denne skadefellingen foregår i et omfang som har negative effekter på bestandsnivå for sjøfugl.

Det er vanlig å benytte nett over merdene som beskyttelse mot fugl. Dersom det benyttes støtter som hindrer sjøfuglene å tyngne ned nettet, beskytter dette mot måker og gråhegre. Nett som er laget med riktig maskestørrelse vil kun i sjeldne tilfeller skade fugl. Ved å bruke netting laget av mørkt og tykt materiale, vil også bifangst av sjøfugl kunne reduseres (Nemtsov & Olsvig-Whittaker 2003). Dersom man rutinemessig fjerner svak fisk, som ofte går i overflaten, vil dette bidra til å redusere risikoen for at sjøfugler blir tiltrukket anlegget.

Beskatning av sjøfuglenes byttedyr (f.eks. tobis) for å skaffe for til fiskeoppdrett, er ofte fremholdt som en særlig alvorlig, indirekte effekt av akvakultur på sjøfugl. Det er flere eksempler som viser at slikt industrifiske kan påvirke sjøfugler negativt gjennom interaksjoner i næringskjeden. Imidlertid er interessen for å fiske fisk til industriformål styrt av markedet, ikke

et bevisst ønske om hva foret skal brukes til. Slikt fiske må derfor betraktes som et fiskeri og ikke en del av oppdrettsnæringen, og sorterer under kapitlet om fiskeri.

Det er kjent at marine dykkender, spesielt ærfugl men også svartand, sjøorre og havelle, søker næring i og rundt anlegg for skjell dyrking. I Norge dyrkes det primært blåskjell, kamskjell og østers, med blåskjell som den viktigste. Omfanget av ærfuglpredasjon på blåskjell kan være omfattende, og lokalt vil blåskjell i anlegg kunne utgjøre en stor del av næringen til ærfugl (Erikstad et al. 2006). Selv om skjell dyrking i noen områder vil gi ekstra næringstilgang til ærfugl, er det ikke dokumentert at dette vil ha en signifikant betydning for artens populasjonsstørrelse. I mange områder fører imidlertid skjell dyrking til store konflikter med ærfugl, spesielt i vinterhalvåret hvor ærfuglene opptre i større ansamlinger i områder med god næringstilgang. Skremming av ærfugl er et mye benyttet tiltak for å holde ærfugl unna anleggene, men det finnes ingen studier som kan avdekke hvilke konsekvenser dette kan ha for norske ærfugler i en, for dem, kritisk periode på året.

5.6.2 Konsekvenser av akvakultur ved fremtidsbilde (2030)

Lakselus og rømming fra oppdrettsanlegg er redusert til et akseptabelt nivå. Oppdrett av andre arter enn laks/ørret vil være større enn i dag. Landbaserte anlegg vil ha nådd et maksimalt omfang, og flere anlegg vil være lokalisert ute fra land. Den totale mengden oppdrettsfisk vil være høyere enn i dag, men veksten i næringen vil være mindre. Vi finner likevel ingen tungtveiende grunner til at konsekvensene ved dette fremtidsbildet vil være vesentlig annerledes enn det som er antydning for dagens aktivitetsnivå.

5.6.3 Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av akvakultur

Med støtte i dagens kunnskap er det ikke mulig å kvantifisere konsekvensene av akvakultur på sjøfugl med noen rimelig grad av sikkerhet. Når man (som diskutert ovenfor) ser bort fra eventuelle indirekte effekter ved at sjøfuglenes byttedyr beskattes for å brukes til fiskefôr, vil akvakulturens bruk av habitater (arealbeslag) trolig være den største påvirkningsfaktoren for sjøfugler. Hvordan dette arealbeslaget påvirker sjøfuglenes utbredelse, og hvilke konsekvenser dette igjen har for fuglenes overlevelse og reproduksjon, er imidlertid svært vanskelig å estimere. Den direkte effekten med bifangst av sjøfugler i nett og andre redskaper som brukes i akvakultur, forventes imidlertid bare å være et problem på bestandsnivå for arter som i utgangspunktet er spesielt truet.

For både dagens aktivitet (2009) og fremtidsbilde 2030 er konsekvensen vurdert til ingen for alke, alkekonge, lomvi og krykkje, mens konsekvensen er satt til lav for storskarv og toppskarv og ærfugl (**tabell 5.7**). Kunnskapsnivået varierer fra middels til dårlig.

Tabell 5.7. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av akvakultur ved dagens aktivitetsnivå. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Konsekvens
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{1***}
Krykkje (PO)	Ingen ^{1***}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ingen ^{1***}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{2**}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{2**}

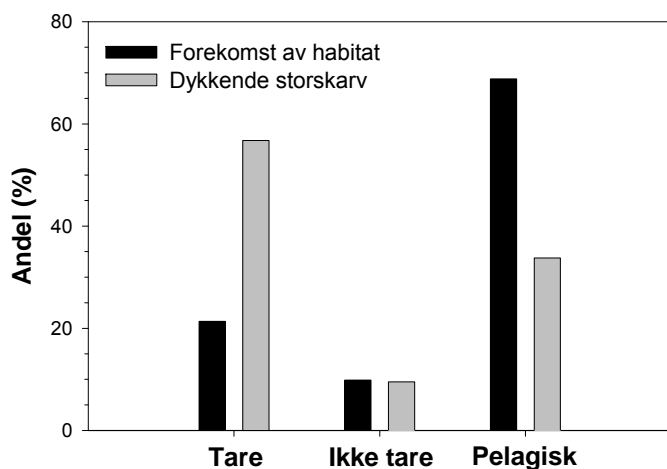
Ærfuglbestanden i Skagerrak, hvor det ennå finnes lite akvakultur, gjør det vesentlig bedre enn bestanden de fleste andre steder i landet hvor oppdrettsnæringen er langt mer utbredt. Det finnes imidlertid ingen entydig dokumentasjon som gir grunn til å hevde at det er en kausal sammenheng mellom disse fenomenene.

5.7 Taretråling

Tareskogen langs norskekysten er et viktig gyte- og oppvekstområde for fisk, både fordi den inneholder et stort mangfold av virvelløse dyr som er viktige næringsemner for fisk, men også fordi den gir livsviktig skjul for predatorer. Tareskogen betraktes ofte som den marine ekvivalenten til terrestriske regnskoger på grunn av sin store biodiversitet av epifyttisk flora og makrofauna (Steneck et al. 2002, Christie et al. 2003). Christie et al. 2003 fant i gjennomsnitt nesten 7800 (spredning 2 til > 82 000) virvelløse dyr på enkeltplanter av stortare (*Laminaria hyperborea*) i Midt-Norge, med totalt 238 takson av mobil makrofauna. Mange av disse invertebratene er viktig som næring for mange fiskearter (Nelson 1979, Kennelly 1983, Holmlund et al. 1990, Fosså 1995, Norderhaug et al. 2005) som bruker tareskogene som beite og oppvekstområder, og som skjul for større predatorer (e.g. Bodkin 1988, Norderhaug et al. 2005, Vanella et al. 2007).

Fiskespisende sjøfugler finner ofte næring i tareskogsområder (f.eks. Røv et al. 1990, Bustnes et al. 1997) og det har derfor blitt stilt spørsmål om taretråling kan virke negativt inn på sjøfugl. Høsting av tare foregår fra Rogaland til Sør-Trøndelag og årlig tas det opp 150 000-170 000 tonn. Taretrålingen foregår på dyp fra 2-20 m, og områder som høstes er inndelt i bolker bestående av fem felt, hvert med en bredde på 1 nm (1852 m). Trålingen alterneres mellom disse feltene slik at hvert felt tråles hvert femte år (hvert fjerde år i Rogaland der det er en kraftigere gjenvekst av tare). Industrien beregner at 15-20 % av stående biomasse innenfor feltene tråles hvert år, men undersøkelser ved Smøla viser at opptil 50 % kan tas på dybder mellom 3-15 m (Sivertsen 1991). Beregninger har vist at ca. 90 % av biomassen av tareplanter er restituert etter fem år, men faunaen av virvelløse dyr er ikke fullt ut restituert i løpet av denne perioden.

Fra norske områder finnes kun en undersøkelse der effektene av taretråling på sjøfugl er forsøkt belyst kvantitativt (f.eks. Lorentsen et al. 2004, Lorentsen 2005, Lorentsen et al. 2010). Resultatene viste at storskarvene beiter dobbelt så ofte i tareområder som det man kunne forvente ut i fra forekomsten av slike områder, og følgelig bare halvparten så ofte av hva som forventes i pelagiske områder og områder uten tare (stort sett sandbunnsområder) (figur 5.4).



Figur 5.4

Skarvene dykker (beiter) dobbelt så ofte i tareskogsområder enn hva som kunne forventes ut i fra forekomsten av denne typen habitat, men bare halvparten så ofte av hva som forventes i pelagiske områder.

Storparten av de fiskeartene som ble spist av storskarv i dette studiet er arter som stort sett lever på hardbunn og i områder med tareskog, selv om det også ble påvist arter som forekommer både på sandbunn og i pelagiske områder (Lorentsen et al. 2004).

Forekomsten av fisk i fire områder med forskjellig taretrålingshistorikk ble kartlagt ved hjelp av en fjernstyrt miniubåt (ROV) med videokamera og konstant hastighet. Resultatene viste at i området der det ikke var foretatt taretråling ble det i gjennomsnitt registrert 25 fisker pr. minutt, mens i områdene hvor det hadde foregått taretråling samme år, eller ett eller tre år tidligere, ble det bare observert 5 fisker pr. minutt (Lorentsen 2005, Lorentsen et al. 2010). Resultatene viser m.a.o. at den negative effekten av taretråling på fiskebestandene opprettholdes i alle fall i ett år etter tråling, muligens lengre. Dette var særlig tydelig for små torskefisk under ca. 15 cm, dvs. 0- og 1-gruppe av torsk og sei. Kunnskapen om effekter av taretråling på fiskebestander, spesielt langtidseffektene, må karakteriseres som mangelfull, og det bør prioriteres å undersøke dette nærmere.

Antallet beitende storskarv tenderte til å være større i områder med tett taredekke enn i områder med lavere tettheter av tare, og områder uten tare. Storskarvene foretok også færre dykk i områder med tett tareskog, noe som indikerer at det her var lettere tilgang til fisk enn i tareskogsområder med lavere taredekke. Studier i grønlandske farvann (Grémillet et al. 1999) viser at storskarven er en svært effektiv predator som kan fange sitt dagsbehov av fisk i løpet av kort tid. Dette kan tyde på at storskarv som beiter i taretrålte områder likevel ikke vil ha problemer med å finne nok mat, forutsatt at forholdene i de marine kystøkosystemene ellers er "normale".

Det er reist større tvil om en art som teist er like upåvirket av taretråling som storskarv tilsynelatende er. Teisten har en kort aksjonsradius i hekketiden (typisk < 4 km), og effekten av et 2 km bredt taretrålingsbelte innenfor aksjonsradius for en teistkoloni vil potensielt kunne ha store effekter. Det er et sterkt behov for å belyse denne problematikken nærmere.

For både 2009 og fremtidsbilde 2030 er konsekvensen vurdert til "lav" for alke og lomvi, krykkje, gråmåke og sildemåke, mens konsekvensen er satt til "middels" for ærfugl, storskarv og toppskarv. Alkekonge forventes ikke å bli berørt. Kunnskapsnivået er vurdert som dårlig og usikkerheten varierer fra middels til dårlig (**tabell 5.8**).

Tabell 5.8. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av taretråling ved dagens aktivitetsnivå. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Konsekvens
Lomvi, alke (PD)	Lav ^{3*}
Alkekonge (PD)	Ingen ^{2*}
Krykkje (PO)	Lav ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Middels ^{2*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}

5.8 Samlet konsekvens for sektor fiskeri

Vurderingene av konsekvenser for sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå (2009) innen sektor fiskeri er sammenstilt i **tabell 5.9**. For mer utførlig diskusjon og kortfattede oppsummeringer henvises til omtalen i de respektive delkapitler ovenfor. Fremtidsbildet (2030) vurderes ikke å avvike

vesentlig fra dette mønsteret for de ulike påvirkningsfaktorene, men konsekvenser av trofiske interaksjoner har potensial for en betydelig forbedring dersom den økologiske tilstanden i Nordsjøregionen skulle forbedre seg radikalt innen den tid. Kunnskapen bak vurderingene er imidlertid svært fragmentariske, og sterkt preget av at vi ennå mangler gode tidsserier for sjøfuglenes demografi og diett som er sentrale for å forklare de store bestandsendringene for sjøfugl som hekker i utredningsområdet.

Tabell 5.9. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av aktiviteter innenfor sektor fiskeri ved dagens aktivitetsnivå. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Bifangst	Utkast av fiskeavfall og uønsket fisk	Trofiske interaksjoner	Akvakultur	Taretråling	Samlet konsekvens
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Middels ^{2*}	Ingen ^{1***}	Middels ^{3*}	Ingen ^{1***}	Lav ^{3*}	Middels ^{3*}
Krykkje (PO)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Middels ^{3*}	Ingen ^{1***}	Lav ^{3*}	Middels ^{3*}
Ærfugl, skarver (KD)	Middels ^{2*}	Ingen ^{1***}	Middels ^{3*}	Ingen ^{1***}	Middels ^{2*}	Middels ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Middels ^{3*}	Lav ^{2**}	Lav ^{3*}	Middels ^{3*}
Samlet konsekvens	Middels ^{2*}	Lav ^{2**}	Middels ^{3*}	Lav ^{2**}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}

5.9 Kunnskapsbehov

For å kunne vurdere konsekvensene av påvirkninger fra fiskeri er det til enhver tid nødvendig å ha pålitelig kvantitativ kunnskap om sjøfuglbestandenes utbredelse og tilstand. Dette gjelder også mht. påvirkninger fra en hvilken som helst annen sektor, og er nødvendig både for å estimere den fysiske overlapp mellom ressurs og påvirkning, og for best mulig å kunne tilrettelegge ulike inngrep og identifisere viktige forebyggende og skadebegrensende tiltak. Den viktigste kunnskapen i denne forbindelse er kunnskap om sjøfuglbestandenes:

- Utbredelse i antall, tid og rom, herunder fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner, habitatvalg og vandringer.
- Populasjonstilørighet og totale bestandsstørrelser.
- Utvikling, tilstand og diett.

5.9.1 Kunnskapsbehov om bifangst av sjøfugl

Det foreligger fremdeles lite dokumentasjon på omfanget av bifangst av sjøfugler i norske kyst- og havområder, og det er derfor ikke mulig å estimere problemets omfang med særlig pålitelighet. Dermed er det også vanskelig å vurdere hvorvidt slik bifangst kan være en betydelig dødelighetsfaktor for norske sjøfugler og ha noen stor effekt på bestandsnivå. Datagrunnlaget er dessuten ikke funnet tilstrekkelig til å kunne vurdere konsekvens for bifangst ved de fremtidsbildene som er skissert i utredningsprosessen.

I Norge henger vi fortsatt etter i kvantifiseringen av bifangst av sjøfugl i fiskeriene. Inntil for få år siden var kunnskapen stort sett basert på usystematisk innrapportering av ringmerkede fugler fanget i fiskeredskaper, samt andre tilfeldige rapporter om bifangst. Et mye omtalt eksempel i denne sammenheng er en undersøkelse foretatt under garnfiske av torsk på kysten av Troms i april 1985, hvor det basert på bifangst fra ett fartøy ble det anslått en episodisk bifangst på 200 000 lomvi (Strann et al. 1991). I et studium foretatt av Dunn og Steel (2001)

som også er mye referert, estimerte man omfanget av bifangst av sjøfugl i linefiske og testet ut mulige tiltak for å redusere bifangsten, men også dette var, som forfatterne selv påpekte, basert på for få fartøy og dekket heller ikke alle årstider.

I de siste par årene er arbeidet med å opparbeide bedre kunnskap kommet godt i gang. Med fortsatt prioritert innsats er det grunn til å håpe at man får identifisert hvilke fiskerier som er de mest problematiske, samtidig som datagrunnlaget kan være til stor hjelp om det skulle være behov for å tilrettelegge fisket slik at bifangsten kan reduseres. For at få et oppdatert og dekkende inntrykk av omfanget av bifangst av sjøfugl i de norske fiskeriene, er det nødvendig med mer kunnskap om omfanget av bifangst i de ulike fiskeriene, herunder:

- Fuglenes antall og artsfordeling, og variasjonen i disse tallene i tid og rom (herunder sesongmessig og geografiske variasjon)
- Kjønn- og aldersfordeling i bifangsten for artene som over tid er mest berørt
- Fuglenes geografiske opprinnelse (hvilke hekkeområder de tilhører)

5.9.2 Kunnskapsbehov om beskatning av sjøfuglenes byttedyr

Som diskutert ovenfor, er det en betydelig utfordring å dokumentere og kvantifisere konsekvensene for sjøfugl ved overbeskatning av marine ressurser. Mange sjøfugler opplever direkte og/eller indirekte konkurranse med fiskeriene, og gjennom de siste tiårene har reduserte bestander av viktige byttedyr blitt identifisert som en alvorlig trussel mot flere sjøfuglbestander. Hekkesvikt, endringer i diett, høyere voksendødelighet og episoder med stranding av store antall utmagrede sjøfugl, er noen av de viktigste indikatorene for slike problemer. Det er imidlertid ingen enkel oppgave å identifisere årsakene til selv de mest alvorlige endringene. Beskatning av fisk gjennom fiskeriene kan være en betydelig årsak til reduksjon i byttetilgang, men mye må nok også tilskrives andre faktorer, ikke minst variasjoner i klima. En pålitelig kvantifisering av forholdet mellom flere samvirkende faktorer krever langt mer data enn det har vært tradisjon for å innsamle for sjøfuglenes tilstand i Nordsjøen og Skagerrak, der inntil for få år siden overvåking av endringer i bestandenes størrelser var de eneste regulære undersøkelsene som pågikk.

Gjennom langvarig innsats i enkelte sjøfuglkolonier (i Norge spesielt på Røst, Hornøya og Bjørnøya) har en etablert og vedlikeholdt lange tidsserier for populasjonsdynamiske faktorer som både bidrar til å forklare økologiske sammenhenger og konsekvenser, og indikerer utviklingen i bestander av viktige byttedyr. Dette gjelder spesielt tidsserier for fuglenes næringsvalg, hekkesuksess og voksenoverlevelse, som bl.a. kan analyseres i sammenheng med data for variasjoner i klima og mål for rekruttering og beskatning av fisk. Gjennom utvidelsen av SEAPOP-programmet (www.seapop.no) til nasjonal skala f.o.m. 2008, har en startet arbeidet med å bygge opp tidsserier for sjøfuglenes demografi og diett også i Nordsjøen og Skagerrak. Bortsett fra overvåkingen av bestandenes størrelse, som har pågått gjennom flere tiår, er de ikke tilstrekkelig lange til å kunne forklare de bestandsendringer som er påvist, og i hvilken grad de reflekterer direkte eller indirekte konsekvenser av fiskerivirksomhet.

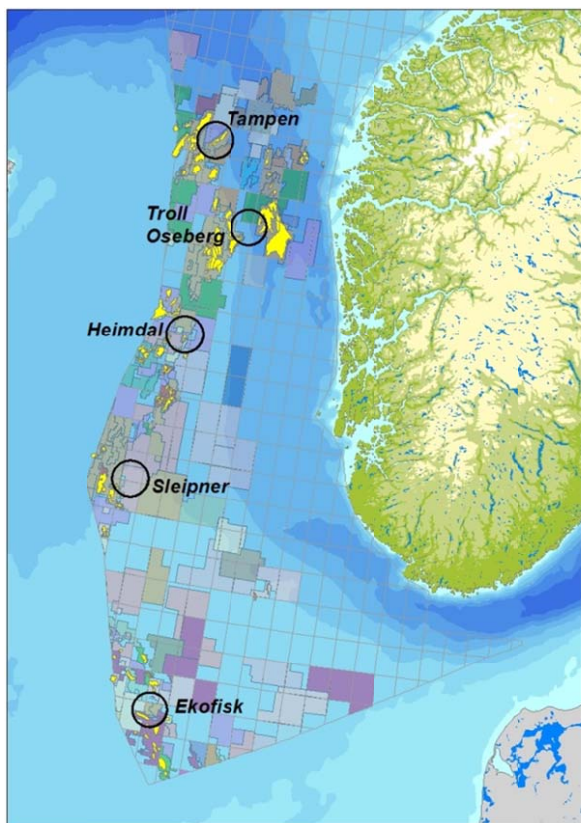
6 Sektor Petroleumsvirksomhet

Kapittel 6 er en del av Oljedirektoratets (OD) utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – sektor petroleumsvirksomhet. Kapitlet vil fokusere på konsekvenser for sjøfugl av driftsutslipp og akutte utslipp fra petroleumssektoren ved dagens aktivitetsnivå og fremtidsbilde (2030). Faktagrunnlag for drifts- og akutte utslipp er hentet fra OD (2010). Vi ikke funnet tilstrekkelig kunnskap til å foreta noen formålstjenlige vurderinger av mulige (direkte eller indirekte) effekter av seismikkskyting på sjøfugl. Dette temaet er derfor ikke diskutert i rapporten.

6.1 Petroleums- og gassvirksomhet i utredningsområdet

I tilknytning til arbeidet med Forvaltningsplan Nordsjøen og Skagerrak har Oljedirektoratet utarbeidet en statusbeskrivelse av petroleumsvirksomhet innen utredningsområdet (OD 2010). Denne beskriver felt i produksjon og utbygging, mulige fremtidige utbygginger samt funn i planleggingsfasen. I det følgende vil det derfor kun bli gitt en kort oppsummering, mens det for videre informasjon henvises til (OD 2010).

I motsetning til Norskehavet med rundt 11 felt finnes det i dag 52 felt for olje- og gassutvinning i Nordsjøen. Av disse er (pr. januar 2011) 47 i produksjon mens fem er under utbygging, og det forventes flere utbygginger i årene som kommer. Resursene på norsk sokkel i Nordsjøen kan deles inn i fem kjerneområder (**figur 6.1**); Tampen som ligger lengst nord, Troll/Oseberg, Heimdal, Sleipner og Ekofisk i sør. Nordsjøen kan deles inn i en nordlig sone fra 62°N ved Stad sør til Oseberg Sør, midtre sone fra sør for Oseberg til Varg/Rev og den sørlige sone som går fra sør for Varg/Rev og sørover. For mer informasjon omkring de ulike eksisterende og planlagte felt i Nordsjøen, se statusbeskrivelsen (OD 2010).



Figur 6.1

Eksisterende og planlagte felt for olje- og gassproduksjon i Nordsjøen, samt utsnitt av sørlige, midtre og nordlige sone. (Kilde: Oljedirektoratet 2011)

6.2 Effekter av petroleumsvirksomhet

Petroleumsvirksomhet vil potensielt kunne påvirke sjøfugler på ulike måter. De alvorligste effektene vil være gjennom søl av olje på sjøen. De mest omfattende konsekvensene for sjøfugler vil være ved akutte utslipp og kroniske utslipp av tyngre petroleumprodukter. Effektene av denne påvirkningsfaktoren har således mange likhetstrekk med utslipp fra skipstrafikken (**kapittel 8**). Mekanisk påvirkning gjennom kollisjon med plattformene kan også påvirke sjøfugler, og utslipp av kjemikalier kan være en påvirkningsfaktor i et lengre tidsperspektiv. Hittil er det imidlertid ikke dokumentert målbare effekter på sjøfugler av regulært utslipp av produsert vann med en oljekonsentrasjon under det tillatte nivå på 30 mg/l, heller ikke er det observert målbare effekter av utslipp til luft (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

6.2.1 Sjøfuglers sårbarhet for olje

Sjøfugler tilbringer det meste av tiden på sjøen, hvor de fleste artene henter all sin næring. Noen arter er bare avhengige av å oppsøke land i hekketiden. Ved oljesøl er det derfor svært sannsynlig at sjøfugl kommer i kontakt med oljen. Den individuelle oljesårbarheten til en sjøfugl varierer med en lang rekke forhold som blant annet art, fysisk tilstand og flygedyktighet samt tilstedeværelse, atferd og arealutnyttelse i risikoområdet (Anker-Nilssen 1987). Sårbarheten er generelt størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring. Dette gjelder særlig alkefugler som lomvi og lunde, lommer, skarver og marine ender; se **faktaboks 6.1** for en nærmere beskrivelse av sårbarhet til arter i de ulike økologiske gruppene, og **tabell 6.1** for en forenklet fremstilling av gruppenes sårbarhet for olje.

Tabell 6.1. Forenklet fremstilling av de ulike sjøfuglgruppenes sårbarhet for olje til ulike årstider. (Etter Anker-Nilssen 1994)

Økologisk sjøfuglgruppe	Sommerområder for				Høst- områder	Vinter- områder
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting		
Pelagisk dykkende (PD)	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Pelagisk overflatebeitende (PO)	Lav	Middels	Lav	Ingen	Middels	Middels
Kystbundne dykkende (KD)	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Kystbundne overflatebeitende (KO)	Middels	Lav	Lav	Middels	Lav	Lav

Sjøfugler er svært sårbare for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Selv relativt små mengder olje i fjædrakten kan få fatale konsekvenser. Oljen får fjærene til å klistre seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen, sjøvannet kommer i kontakt med huden og fuglen fryser i hjel. Dette forklarer hvorfor massedød av sjøfugl kan opptre kort tid etter en oljesølhendelse. I tillegg vil tilsølte individer lett bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet når de pusser fjædrakten. Sekundært vil åtselere og predatorer også kunne bli utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl. Effektene av forgiftning inntreffer mer gradvis og, i den grad de blir en primærårsak til dødelighet (f.eks. for arter der individene kan overleve en oljeskade ved å søke næring på land), kommer ofte ikke til syne før lenge etter den akutte hendelsen.

Indirekte effekter på sjøfugl omfatter forgiftning av næringsgrunnlaget, eller nedgang i tettheten av byttedyr. Disse faktorene kan vedvare lenge etter at det synlige oljesølet forsvinner, og virker gjerne sammen med de direkte effektene, slik at oljeskadet fugl som i utgangspunktet får redusert kondisjon på grunn av økt varmetap, blir ytterligere svekket fordi næringen er mindre tilgjengelig og/eller skadelig. Viktigere enn effekten av et forringet næringstilbud er nok likevel nedsatt funksjonsdyktighet hos fuglen pga. oljeskaden og derved redusert evne til å ta opp

næring. Dette kan raskt bli uforenlig med et samtidig økende matbehov for å kunne kompensere for varmetapet.

Omfanget av skader på sjøfugl er nærmest umulig å fastslå ut fra størrelsen på oljesølet. Det er vist at utslippsvolum av olje, primært etter skipsulykker i kystnære farvann, kun forklarte 14 % av variasjonen i antall fugler funnet døde (Burger 1993). For de største episodene i europeiske farvann er antall døde fugler faktisk (men sikkert ganske tilfeldig) negativt korrelert med utslippsvolum (Camphuysen et al. 2005). Det registreres som regel flest døde fugler når utslippet skjer tett på land, men det gir ikke grunnlag for å hevde at massedødelighet forekommer i mindre grad når utslippet skjer langt til havs (Burger 1993). Oljefeltene i utredningsområdet ligger alle et stykke ut fra kysten, og i tilfelle av utslipp kan det dermed antas at mange av fuglene som ville bli påvirket av oljen enten aldri vil nå land, eller strande så sent og/eller spres over et så stort område at de ikke vil bli registrert.

Faktaboks 6.1

Sårbarhet overfor olje for de ulike økologiske gruppene av sjøfugler (basert på Brude et al. 2003)

Pelagisk dykkende sjøfugl (f.eks. lomvi, lunde og alke)

Alkefuglene er den gruppen som er sterkest utsatt for direkte oljesøl. Det virker som om de dør hurtig selv med tilsynelatende lite olje i fjædrakten. Fordelen denne gruppen har, er at de ofte oppholder seg i åpent hav og derfor ikke har de samme begrensningene i områdevalg som de kystbundne artene. Samtidig har de en mye større aksjonsradius, og benytter områder opp til 100 km ut fra kolonien under hekketiden. Konsentrasjonen av svært mange fugler i hekkekoloniene er en annen viktig faktor. En oljesølshendelse under ungetrekket ut fra koloniene i august vil kunne ha store konsekvenser for lomvi, alke og polarlomvi, der hannen ledsager sin flygeudyktige unge på sjøen i mange uker etter at de har forlatt kolonien.

Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (f.eks. krykkje, havhest og havsule)

Denne gruppen er mindre utsatt for oljesøl. Etter havariet av *Braer* ved Shetland i 1993 var krykkje den vanligste forekommende måkearten under innsamlingen av døde og tilsølte fugler, med 9 % av det totale antallet. Det samlede antall døde fugl etter episoden var imidlertid lite. Krykkje utgjorde forøvrig 4 % av de 45 000 døde sjøfuglene som ble funnet etter utslippet fra Styli i Skagerrak 1980/81.

Kystbundne dykkende arter (f.eks. ærfugl, toppskarv og teist)

Denne gruppen omfatter havdykkender, teist og lommer, som alle er svært utsatt for oljesøl, i likhet med pelagisk dykkende arter. Etter ulykken med *Exxon Valdez* var den akutte dødeligheten nest størst (etter alkefugl) for disse gruppene (Piatt et al. 1990), som alle er avhengige av å dykke etter føden. Varmetapet vil dermed bli ekstra stort ved oljesøl, noe som hurtig fører til avmagring (Isaksen et al. 1998). I tillegg er særlig havdykkendene utsatt, da de beiter på bentiske organismer som kan være forurenset i lang tid etter hendelsen (Peterson 2001). Hos islandsender (*Bucephala islandica*) i Prince William Sound, Alaska, ble det så sent som i 1998 påvist økte verdier av enzymet P450 1A, ni år etter at *Exxon Valdez* gikk på grunn (Trust et al. 2000). Dette enzymet er en indikator på forurensingsstress hos fuglene. Andre havdykkender har imidlertid ikke vist slike langvarige effekter etter denne episoden (f.eks. Irons et al. 2000).

Kystbundne overflatebeitende arter (f.eks. sildemåke, fiskemåke og svartbak)

Som nevnt over er bl.a. måkefugler utsatt for tilsøling og forgiftning ved at de betrakter døde og halvdøde, tilgrise sjøfugl som byttedyr. Artene i denne gruppen er mindre utsatt for redusert varmetap, da de i større grad har mulighet for å finne tilstrekkelig næring på land.

Fjæretilknyttede arter (f.eks. gråhegre og tjeld)

Peterson (2001) peker ut denne gruppen som utsatt for langtidsvirkninger av en oljesølssituasjon. Hos amerikavartjeld (*Haematopus bachmani*), en nærstående art til vår tjeld, ble det etter *Exxon Valdez* påvist langvarig nedgang i tetthet langs tilsølte strender i forhold til strender uten skade (Klosiewski & Laing 1994). Det ble også påvist at unger av amerikavartjeld som ble matet med forurensede blåskjell hadde lavere vekt enn unger som ble matet med ikke-forurensede skjell (Andres 1996, 1997).

6.3 Mulige konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå (2010)

Fra plattformene slippes det i tillegg til produsert vann også ut en rekke kjemikalier til sjøen og luften. Til luften slippes det ut CO₂, NO_x, CH₄ samt nmVOC (flyktige organiske forbindelser). I produsert vann finnes både rester av olje og kjemiske stoffer som er tilsatt i prosessen og som finnes naturlig (for nærmere informasjon, se OD 2010).

I denne vurderingen av konsekvenser vil det hovedsakelig bli fokusert på effekter på sjøfugl av oljeutslipp. Utslipp av kjemikalier vil også kunne ha en effekt på sjøfugler gjennom inntak av stoffene, enten direkte eller ved akkumulering igjennom næringskjeden. Driftsutslipp av kjemikalier er i hovedsak knyttet til utslipp av produsert vann. Det gjøres kontinuerlig forskning på mulige effekter av utslipp av produsert vann på marine organismer. Akutte virkninger er avgrenset til de nærmeste 10-talls meter fra utslippstedet pga. stor fortynningseffekt. Langtidsvirkninger av små kroniske utslipp er heller ikke vist. Det er lite kunnskap om effekter på sjøfugler knyttet direkte til utslipp av kjemikalier fra boreplattformer, og innenfor tidsrammen for dette prosjektet var det ikke rom for å kvantifisere dette problemet (jf. **kapittel 10.3**).

6.3.1 Mulige konsekvenser av driftsutslipp av oljeholdig avfall

Fra de ulike feltene er det særlig Statfjord og Gullfaks som har store årlige utslipp av dispergert olje og vannvolum, med hhv. 283 og 281 tonn dispergert oljemengde ledet i sjøen i 2009. Samme år slapp Troll ut 188 tonn, Snorre 126 tonn, Veslefrikk 119 tonn og Ekofisk 93 tonn. Balder, Brage, Eldfisk, Jotun og Oseberg slapp ut mindre enn 50 tonn hver, mens de resterende feltene slapp ut mindre enn 16 tonn hver (for nærmere detaljer, se OD 2010, vedlegg 2). Oljemengden er imidlertid fordelt i svært store vannvolumer. Den dispergerte oljen finfordeles i vannmassene, og vil derfor ikke ha de samme konsekvensene for sjøfugler som når oljen forekommer som en hinne på overflaten. Effekter på lavere trofiske nivåer vil imidlertid kunne virke opp gjennom næringskjeden til sjøfugl, men denne effekten er ikke vurdert som tilstrekkelig viktig til at den er forsøkt kvantifisert her. Effektene vil gjøre seg gjeldende for arter i åpent hav, siden faren for stranding av produktene er lite sannsynlige. Det er m.a.o. først og fremst de pelagiske artene som kan være utsatt for denne påvirkningen.

6.3.2 Mulige konsekvenser av utslipp til luft

Det er vanskelig å estimere konsekvensene av utslipp til luften på sjøfugl. Indirekte kan utslipp til luften ha effekter gjennom f.eks. overgjødning, forsuring og endringer i klima. Disse temaene er behandlet i et eget kapittel om klimaendringer, havforsuring og langtransporterte forurensinger (**kapittel 10**). Direkte effekter av utslipp til luft har sannsynligvis ingen konsekvenser for sjøfugl.

6.3.3 Mulige konsekvenser av mekanisk påvirkning

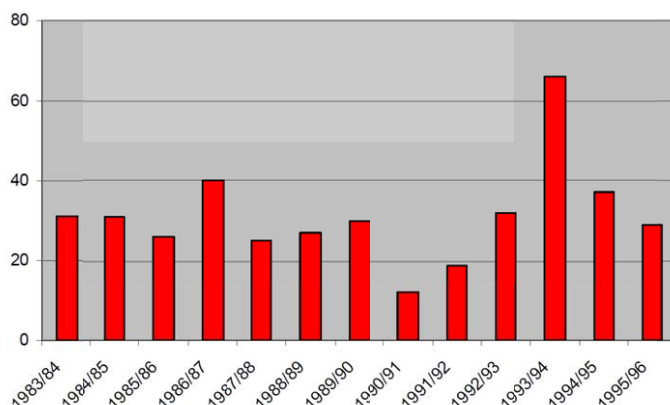
Det er dokumentert at lyskilder på offshoreinstallasjoner kan tiltrekke sjøfugler (Wiese et al. 2001) og at kollisjon med f.eks. fyr, høye bygninger, vindmøller og kommunikasjonstårn kan føre til mortalitet av sjøfugl (Weir 1976). Det finnes imidlertid lite dokumentasjon på det reelle omfanget av slik dødelighet ved kollisjon med den stående riggen på oljeplattformene. I tillegg kan fakling på plattformene ha direkte effekter på sjøfugler, ved at fuglene tiltrekkes av flammene og brenner i hjel. Tidligere observasjonsstudier har imidlertid ikke dokumentert omfattende tilfelle av dette (Hope Jones 1980, Wallis 1981). Det er ikke noe dokumentasjon på omfanget av kollisjon med plattformene og fakling i utredningsområdet, men at noen individer dør har neppe noen stor konsekvens for sjøfuglpopulasjonene i Nordsjøen og Skagerrak. Fakling fra plattformer er i utgangspunktet forbudt, bortsett fra under testing og i spesielle situasjoner for sikkerhet (OD).

6.3.4 Mulige konsekvenser av mindre akuttutslipp og regulære utslipp

Det er spesielt i etterkant av de store oljekatastrofene, oftest i forbindelse med forlis av tankskip, at det blir størst fokus på problematikken omkring olje og sjøfugl (jf. **kapittel 8**). Undersøkelser har imidlertid vist at selv små mengder olje på sjøen kan forvolde store skader på sjøfuglbestander, spesielt hvis oljen stammer fra mer kroniske kilder (Hampton et al. 2003). Studier har vist at alkefugler sannsynligvis erfarer den største mortaliteten som følge av kronisk oljeforurensning, men også dykkender og lommer har potensial for å bli hardt rammet (Camphuysen 1998, Wiese & Robertson 2004). Det er studier som antyder at den kroniske oljeforurensningen i sterkt belastede områder kan være mer skadelig for den langsiktige populasjonsstabiliteten hos sjøfugler enn de sjeldne, store oljesølene. Små oljesøl som overlapper i tid og sted med et stort antall sjøfugler kan drepe vesentlig flere sjøfugler enn store oljesøl som ikke treffer betydelige konsentrasjoner av fugl (Fraser et al. 2006, Frederiksen 2010). Kronisk forurensning av olje på sjøen stammer ikke bare fra petroleumsutvinning, men kommer også fra skipsfart og flere andre kilder, bl.a. avløp fra land. Problemstillingen rundt kronisk oljeforurensning blir følgelig også behandlet i de kapitlene som omhandler slike kilder.

En metode som er tatt i bruk for å overvåke trender i den kroniske oljeforurensningen, i første rekke som en følge av utslipp fra skip, er en registrering av antall og andel av ilanddrevne sjøfugler som er oljeforurenset. Dette gir først kun et bilde av den relative fordeling av dødsårsakene til sjøfuglene, men kan ved overvåking over lenger tid gi en god indikasjon av langtidstrender for kronisk forurensning. Ved å undersøke sammensetningen av oljen funnet på sjøfuglene, er det dessuten mulig å få en indikasjon på hvor oljen er kommet fra. Olje funnet på strandede sjøfugler (utenom de store oljekatastrofene) er som oftest tung bunkringsolje typisk funnet i lensevann fra tank- og containerskip (Wiese & Robertson 2004).

Registrering av ilanddrevne fugler i perioden 1982/83-1996 på Jærstrendene i Rogaland viste at andel oljeskadede individer blant sjøfuglene som drev i land var omkring en tredel, men med betydelig variasjon mellom år (16-66 %, **figur 6.2**). Alkefuglene var mest utsatt for oljeforurensning (Jacobsen et al. 1991, Jacobsen et al. 1992, Skipnes 1994, Skipnes 1996). Det har vært noen episoder med sjøfugler tilsølt av olje fra ukjente kilder. I 2002 drev 537 oljeskadede/døde sjøfugler i land langs Jærkysten (Eldøy & Haarr 2002). I februar og mars 2003 ble omkring 700 sjøfugler funnet døde på Jæren og Eigerøya. Av disse var nesten 70 % tilgriset med olje. De fleste av fuglene som ble funnet var alkefugler, med lomvi som den klart dominerende arten. Analyser av olje på alle disse sjøfuglene viste at de individene som ble funnet i midten av februar var tilgriset av tung bunkersolje fra flere ulike kilder, mens fuglene fra månedsskiftet februar/mars var tilgriset av råolje fra samme kilde, trolig fra en utenlandsk råoljetanker (Eldøy 2004).



Figur 6.2. Gjennomsnittlig andel (%) av ilanddrevne sjøfugler som var tilsølt av olje blant de som ble funnet hver vinter langs en 18 km lang strekning av Jærstrendene i Rogaland, fra vinteren 1983/84 t.o.m. vinteren 1995/96 (etter Skipnes 1996). For lomvi, som nå brukes som en internasjonal indikator for slik forurensning med et målnivå satt til 10 %, var andelen i samme periode større enn gjennomsnittet for alle artene.

Det er imidlertid svært vanskelig å estimere hvor stort omfanget av skader på sjøfugler er innenfor utredningsområdet som følge av kronisk oljeforurensning og småutslipp fra oljeindustri. Når sjøfuglene blir skadet av utslipp fra oljeplattformer, skjer det langt til havs, så det er trolig bare et fåtall av de døde fuglene som skylles i land. De fleste kildene til eksemplene ovenfor kommer trolig fra aktivitet i skipsfarten, og sier derfor ikke noe direkte om konsekvensene for sjøfugler av småutslipp fra plattformene.

I 2009 ble det totalt registrert hhv. 14, 14 og 5 utslipp fra feltene i utredningsområdet (**tabell 6.2**). Av disse var 19 mindre enn 1 m³. Selv om disse mindre utslippene kan ha forårsaket skade på og dødelighet av sjøfugl, er dette ikke dokumentert. Ser vi bort fra Veslefrikk som hadde det største utslippet med 12 620 m³, hvorav 12 619 m³ var kjemikalier, ville samlet volum av utslipp større enn 1 m³ være 260 m³. Utslippene varierer mellom kjemikalier, diesel, spillolje, vannbasert borevæske, oljebasert borevæske, råolje og andre oljer. Ut fra nåværende kunnskap er det derfor bare mulig å konkludere at småutslipp kan være en viktig påvirkningsfaktor, men omfanget kan per i dag ikke kvantifiseres.

Tabell 6.2. Antall og samlet volum (m³) av akutte utslipp i Nordsjøen og Skagerrak i 2009. (Kilde: OD 2010).

Utslippetsstørrelse	Antall	Totalt volum
Utslipp > 1 m ³	14	12 880,99
Utslipp 0,05-1 m ³	14	5,72
Utslipp < 0,05 m ³	5	0,05
Totalt	33	12 886,76

6.3.5 Oppsummering av konsekvenser av driftutslipp ved dagens aktivitetsnivå

De vurderte konsekvenser av den daglige driften i petroleumsvirksomheten samt av mindre oljeutslipp er oppsummert i **tabell 6.3**. Som beskrevet ovenfor kan både utslipp til sjø og luft ha konsekvenser for sjøfugler. Utslipp til luft antas ikke å ha noen direkte konsekvens, mens indirekte konsekvenser av utslipp til luft er behandlet i **kapittel 10**. Ut fra nåværende viten og de nivåer for utslipp som er presentert i statusrapporten (OD 2010), er det likevel vurdert at konsekvensen ved driftsutslipp i den daglige drift er lav for pelagiske arter. Det er lite kunnskap og stor usikkerhet knyttet til vurderingen. For mekanisk påvirkning, vil noen enkeltindivider antageligvis bli drept ved kollisjon, men dette vil overordnet sett ikke være av stor økologisk betydning. Konsekvensene av mindre oljeutslipp er ikke kvantifisert, da det på nåværende tidspunkt ikke er tilstrekkelig dokumentasjon til å vurdere det.

Tabell 6.3. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av de ulike påvirkningsfaktorene fra daglig drift i dagens petroleumsvirksomhet. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Daglig drift				Mindre oljeutslipp	Samlet påvirkning
	Driftsutslipp			Mekanisk påvirkning		
	Olje	Kjemikalier	Til luft			
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ukjent ^{3*}

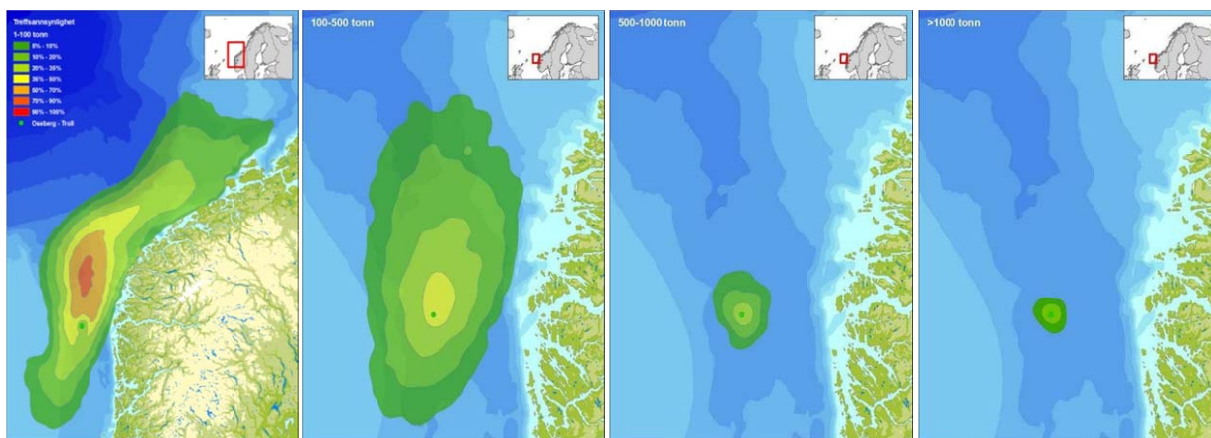
6.4 Mulige konsekvenser ved akutte utslipp

Det er utarbeidet scenarier for utslipp fra overflate og fra sjøbunn for feltene Troll – Oseberg, Tampen, Sleipner, Heimdal og Ekofisk. Tilsvarende scenarier er også utarbeidet for 2030 (se **kapittel 6.5**, samt **appendiks 2**). Det er kjørt tilstrekkelig antall simuleringer (hhv. 1080, 810, 459 og 324) for hver utslippsvarighet for å dekke inn variasjoner i vind og strøm gjennom året. Merk spesielt at influensområdene ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er et statistisk område basert på samtlige simuleringer, dvs. området som berøres i mer en 5 % av alle enkeltsimuleringer av oljens drift og spredning gjennom året.

Under er influensområdet for en overflateutblåsning på Troll-Oseberg vist for forskjellige mengder olje i 2010 (**figur 6.3**). Mengde olje i en rute kan være avgjørende for skadebildet, selv om det motsatte er vist hos sjøfugl. Utbredelsen av ruter med en sannsynlighet for mer enn 1000 tonn olje er svært mye mindre enn for eksempel 1-100 tonn. Varighet er kanskje en mer viktig faktor for sjøfugl. Varigheten av olje i en rute er komplisert å beregne (Anders Bergslien, DNV, pers. medd.), siden oljen kan blandes ned i vannmassene og komme opp igjen når været blir roligere. Figurene er hentet fra Østbøll et al. (2011). For sjøfugl er ruter som med mer enn 5 % sannsynlighet påvirkes av mer enn 1 tonn olje tatt med i vurderingene (**appendiks 2**).

Figur 6.3

Sannsynligheten for treff av olje i 10×10 km ruter, gitt en overflateutblåsning fra Troll – Oseberg i dagens situasjon (2010, helårsstatistikk). De ulike kartene illustrerer variasjonen i sannsynlighet for ulike mengde olje i rutene; hhv. (fra venstre mot høyre) 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og mer enn 1000 tonn (t.h.). Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i minst 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning



6.4.1 Varighet og voksenoverlevelse

Varighet av olje i ruten har stor konsekvens i forhold til skadebildet for fuglene (**tabell 6.4** og **6.5**). Fuglene beveger seg rundt i havområdene, og vil derfor kunne komme inn i influensområdet etter en tid. Dersom gjennomsnittlig varighet i rutene er 21 døgn, vil for eksempel utblåsningen fra Tampen gi opphav til to skadeklasser høyere enn i utgangspunktet for lomvi i vinterhalvåret. På Troll vil høyeste skadeklasse nås etter en uke. Dersom varigheten på en utblåsning er opp mot maksimal varighet, for eksempel 60 døgn, vil gjennomsnittlig eksponering i rutene ligge en del under dette, antatt 20-30 døgn (basert fra beregninger for Norskehavet). En gjennomsnittlig eksponering på 21 døgn er brukt videre i analysene.

Tabell 6.4. Sammenhengen mellom gjennomsnittlig varighet av oljens tilstedeværelse og økningen (i %) for sjøfuglenes dødelighet. Eksempelet viser effekter av en sjøbunnsutblåsning på lomvi i vintermånedene. Det er forutsatt at normal voksendødelighet er 5 %, at 75 % av fuglene som finnes i en rute som treffes vil omkomme og at dødeligheten er jevnt fordelt over aldersklassene. Konsekvensenes alvorlighetsgrad er gradert i henhold til kriterium 5 i tabell 4.1.

Felt	Varighet (døgn)								
	1	7	14	21	28	35	42	49	56
Ekofisk	11 %	21 %	32 %	43 %	53 %	64 %	74 %	84 %	95 %
Heimdal	59 %	116 %	172 %	226 %	278 %	329 %	378 %	426 %	472 %
Sleipner	38 %	75 %	112 %	148 %	183 %	218 %	252 %	285 %	318 %
Tampen	23 %	47 %	70 %	92 %	115 %	137 %	159 %	180 %	202 %
Troll	62 %	122 %	180 %	237 %	291 %	344 %	396 %	446 %	494 %

Tabell 6.5. Sammenhengen mellom gjennomsnittlig varighet av oljens tilstedeværelse og sjøfuglenes overlevelse, illustrert med resulterende overlevelse for lomviene i eksempelet i tabell 6.4 (dvs. en sjøbunnsutblåsning i vintermånedene, normal voksenoverlevelse på 95 %, 75 % av fuglene som finnes i en rute som treffes vil omkomme og dødeligheten er jevnt fordelt over aldersklassene). Konsekvensenes alvorlighetsgrad er gradert i henhold til kriterium 5 i tabell 4.1.

Felt	Varighet (døgn)								
	1	7	14	21	28	35	42	49	56
Ekofisk	0,94	0,94	0,93	0,93	0,92	0,92	0,91	0,91	0,90
Heimdal	0,92	0,89	0,86	0,84	0,81	0,79	0,76	0,74	0,71
Sleipner	0,93	0,91	0,89	0,88	0,86	0,84	0,82	0,81	0,79
Tampen	0,94	0,93	0,92	0,90	0,89	0,88	0,87	0,86	0,85
Troll	0,92	0,89	0,86	0,83	0,80	0,78	0,75	0,73	0,70

6.4.2 Konsekvenser som følge av akutte petroleumsutslipp

Konsekvenser for åpent hav er vurdert for pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende og kystnære overflatebeitende arter. Kystnære dykkende arter vurderes kun for det kystnære datasettet. Det er lagt vekt på indikatorartene, men konsekvensene for andre arter er også vurdert. Den endelige konsekvenstabellen (**tabell 6.6, kapittel 6.5**) er beregnet ut fra indikatorartene, og justert ut fra kunnskap om de andre artene som kan være viktige for hvert felt. Under følger konsekvensvurderingene for feltene. Merk at influensområdene ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er et statistisk område, dvs. det området som berøres i minst 5 % av alle enkeltsimuleringer av oljens drift og spredning gjennom året.

Generelt er det de pelagisk dykkende artene som slår ut kraftigst ut i åpent hav. Pelagisk overflatebeitende arter påvirkes mindre, mens kystnære arter påvirkes i liten grad (**tabell 6.6**).

6.4.2.1 Ekofisk

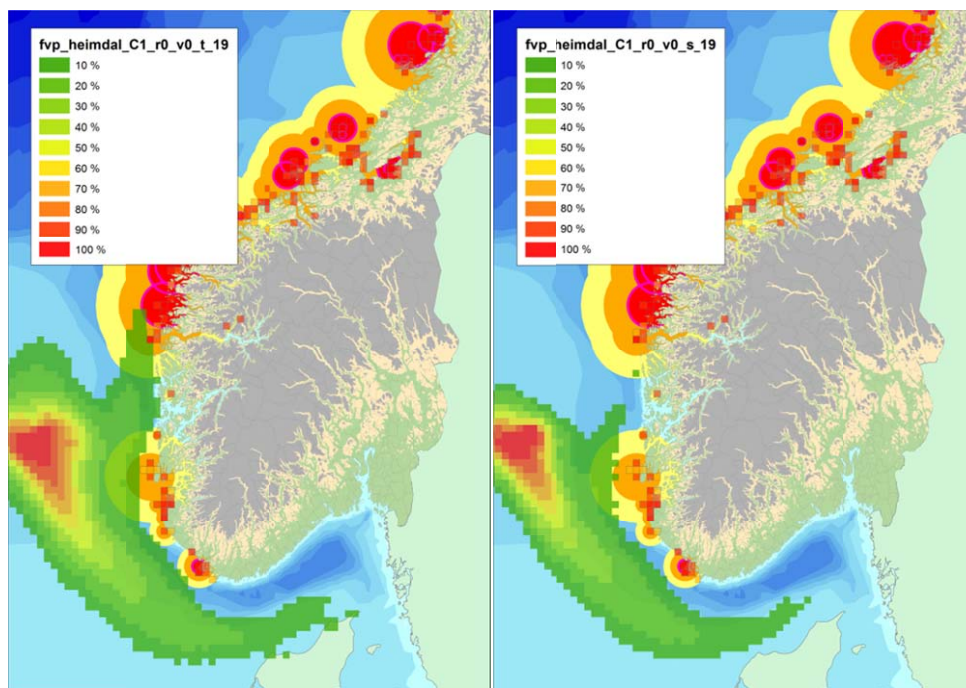
Konsekvensene av en utblåsning av olje på Ekofisk er beregnet til å være lave. En sjøbunnsutblåsning gir ingen påviselige konsekvenser ut fra kriterium 5 for voksendødelighet (**tabell 4.1**) for noen av de behandlede artene. En overflateutblåsning er beregnet å gi lav konsekvens

både for lomvi og lunde i vintermånedene samt for lomvi i høstmånedene, mens andre arter påvirkes i ubetydelig grad. I sommermånedene er det ingen påviselige konsekvenser.

Influensområdet for Ekofisk berører ingen SVO-f i kystnære områder, heller ikke funksjonsområdene til disse. Konsekvensene for dette feltet justeres derfor ikke ut fra dette temaet. Influensområdene overlapper med definerte SVO i Nordsjøen, nærmere bestemt tobisfelt (felt 11, **figur 3.8**). Tobis er et viktig næringsemne for sjøfugl. Fordelingen av bl.a. lomvi i området reflekterer dette, noe som gjenspeiler seg i lav konsekvens høst og vinter.

6.4.2.2 Heimdal

For Heimdalfeltet slår sjøbunnsutslippet ut med noe kraftigere konsekvenser enn overflateutblåsningen (**figur 6.4**). Dette gjelder spesielt for sommersesongen, og utslagsgivende art er lomvi. For indikatorartene påvises ikke nevneverdige konsekvenser for pelagisk overflatebeitende arter (krykkje), men havhest slår ut med middels konsekvens på høsten. For pelagisk dykkende arter er konsekvensen stor sommer og vinter, og middels på høsten for sjøbunnsutblåsningen, samt stor for vinter og middels for sommer og høst for overflateutblåsningen. Reelt sett er det små forskjeller mellom de to scenariene.



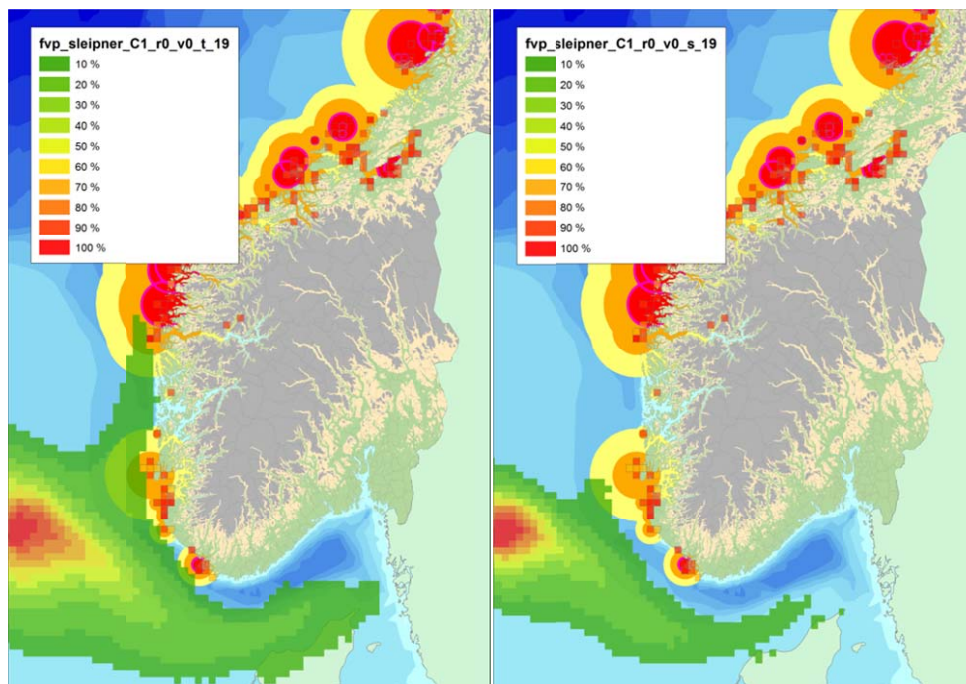
Figur 6.4

Influensområdet for overflateutblåsning (t.v.) og sjøbunnsutblåsning (t.h.) på Heimdal og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden, samt definerte SVO-f for alle sesonger (små ruter). Gul farge angir noe verdifull, oransje middels verdifull og rød særlig verdifull.

Influensområdet for Heimdal overflateutblåsning berører med lav sannsynlighet pelagisk beitende forekomster av sjøfugl nord for Sognefjorden (SVO-f, samt SVO-område 1 Bremanger - Ytre Sula), samt funksjonsområdet til havhest og sildemåke på Rogalandskysten. Sjøbunnsutblåsningen for samme felt berører ytre deler av funksjonsområdet for havhest på Rogalandskysten med liten sannsynlighet. I tillegg berøres SVO-område 9 (Skagerrak - Kattegat) med liten sannsynlighet. Dette området er et viktig overvintringsområde for lomvi og alke. Konsekvensene for de berørte forekomstene er lave, slik at konsekvensene for sjøfugl i åpent hav blir gjeldende.

6.4.2.3 Sleipner

En overflateutblåsning på Sleipnerfeltet gir lav konsekvens for pelagisk dykkende arter på sommeren, og middels konsekvens høst og vinter (**figur 6.5**). Årsaken er at influensområdet i liten grad påvirker hekkeområder for lomvi, mens overvintringsområder i Skagerrak berøres noe. Av pelagisk overflatebeitende arter slår havhest ut med lav konsekvens flere sesonger, men indikatorarten krykkje slår ikke ut. Bildet er tilsvarende for en sjøbunnsutblåsning, men konsekvensen i høstmånedene er lav.



Figur 6.5

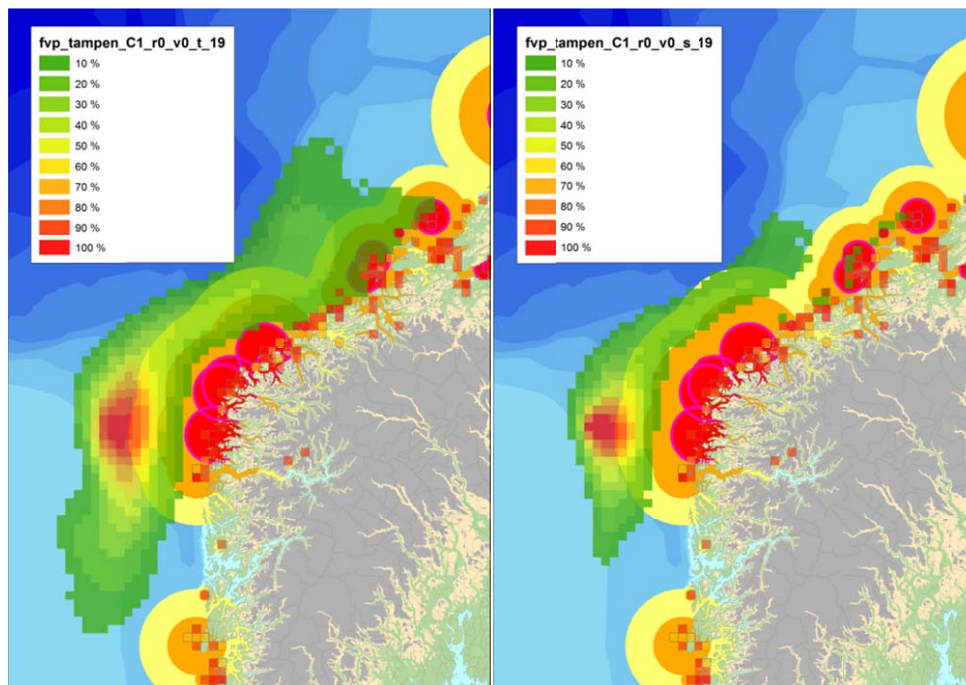
Influensområdet for overflateutblåsning (t.v.) og sjøbunnsutblåsning (t.h.) på Sleipner og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden, samt definerte SVO-f for alle sesonger (små ruter). Gul farge angir noe verdifull, oransje middels verdifull og rød særlig verdifull.

Influensområdet for Sleipner overflateutblåsning berører kyststripa fra Sognefjorden til Lista med relativt lav treffsannsynlighet. Funksjonsområdet til toppskarv (kystnær dykkende indikatorart) og havhest på Rogalandskysten berøres noe. Konsekvensen for kystnære dykkende arter settes til lav i hekkesesongen. For sjøbunnsutblåsningen treffes ikke kysten, og funksjonsområdene berøres kun i svært liten grad. Ingen definerte SVO-f berøres direkte i scenariene, hverken for overflateutblåsning eller sjøbunnsutblåsning. SVO-område 9 (Skagerrak – Kattegat) berøres med lav sannsynlighet, men mer enn for Heimdal. Dette området er et viktig overvintringsområde for lomvi og alke. Tobisfelt 11 (**figur 4.1**) berøres også med relativt høy sannsynlighet.

6.4.2.4 Tampen

Overflatescenariet for Tampen gir store konsekvenser for pelagisk dykkende arter om sommeren (**figur 6.6**). Utslagsgivende art er lomvi, mens alke og lunde slår ut med middels konsekvens i forhold til økning i voksendelighet (konsekvenskriterium 5). Lomvi hekker på Runde, som berøres kraftig av dette scenariet. Høst og vinter gir scenariet middels konsekvenser når indikatorartene vurderes, men siden Mørkekysten er et svært viktig overvintringsområde for lunde, slår det ut med store konsekvenser i høst- og vintermånedene

for denne arten. Tabellen er derfor justert opp til stor konsekvens for dette feltet i høst- og vintermånedene. Konsekvensene er lave for pelagisk overflatebeitende arter representert ved krykkje. For sjøbunnsutblåsningen påvises ingen effekt på pelagisk overflatebeitende og kystnære overflatebeitende arter, mens konsekvensen er stor for lunde høst og vinter. Dersom lunde ikke hadde blitt vurdert, ville konsekvensen vært lav på vinteren.



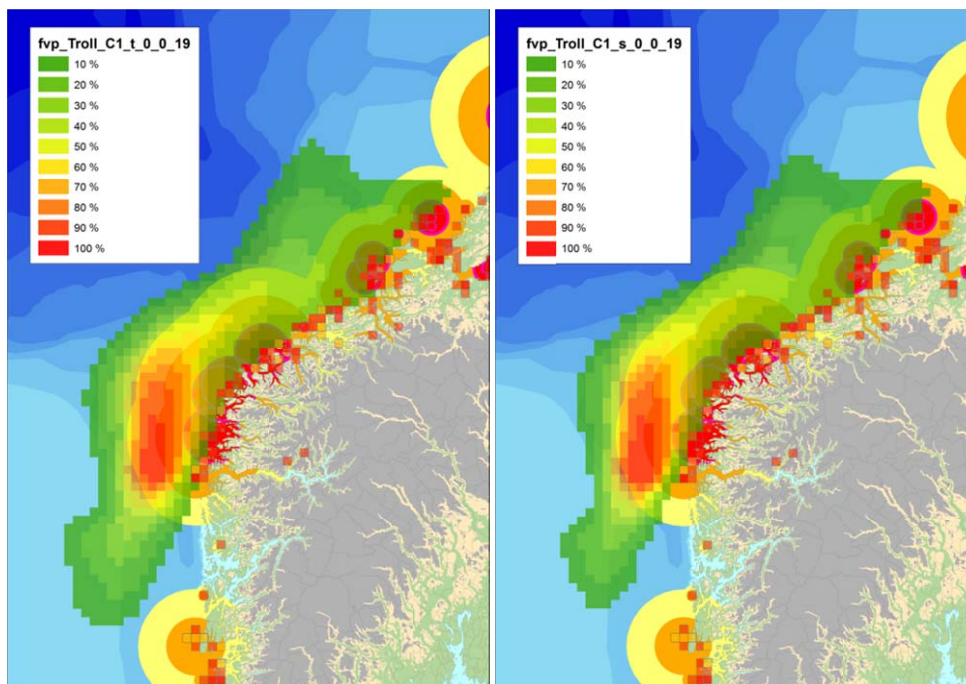
Figur 6.6

Influensområdet for overflateutblåsning (t.v.) og sjøbunnsutblåsning (t.h.) på Tampen og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden, samt definerte SVO-f for alle sesonger (små ruter). Gul farge angir noe verdifull, oransje middels verdifull og rød særlig verdifull.

For Tampen-feltet overlapper influensområdet med de ytre og midtre SVO buffersonene for pelagisk beitende arter i fuglefjellene Einevarden og Runde, samt med forekomstene av kystnære arter ved Smøla, Frøya og Froan. Spesielt gjelder dette sildemåke (indikator, KO). Flere SVO-f med høye verdier berøres langs Møre-kysten, men med relativt lav sannsynlighet. Konsekvensene for de kystnære forekomstene settes til middels for pelagisk beitende arter i hekketiden, og til lav for kystnære, dykkende arter på Møre-kysten om vinteren. For kystnære, overflatebeitende arter settes konsekvensen til middels i sommersesongen. Verdiene fra åpent hav gir høyere verdier enn dette for de pelagiske artene, og verdien justeres ikke for disse. For sjøbunnsutblåsningen overlapper influensområdet med de ytre og midtre buffersonene rundt SVO for pelagisk beitende arter i fuglefjellene Einevarden og Runde. Koloniene lenger nord berøres i liten grad, og ingen definerte SVO-f berøres.

6.4.2.5 Troll

En utblåsning på Troll vil kunne føre til en økning av voksendødelighet som klassifiseres som stor konsekvens for pelagisk dykkende arter vinterstid (**figur 6.7**). Sjøbunnsutblåsningen tilsvarer overflateutblåsningen. Det samme gjelder for sommersesongen. I høstmånedene slår lunde ut med stor konsekvens, mens indikatorartene slår ut med middels konsekvens. For pelagisk overflatebeitende arter er konsekvensene lave for overflateutblåsningen, og lav til middels for sjøbunnsutblåsningen i vintersesongen og i høstsesongen. I sommersesongen øker dette til middels konsekvens for denne gruppen.



Figur 6.6

Influensområdet for overflateutblåsning (t.v.) og sjøbunnsutblåsning (t.h.) på Troll og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden, samt definerte SVO-f for alle sesonger (små ruter). Gul farge angir noe verdifull, oransje middels verdifull og rød særlig verdifull.

Influensområdet for scenariet for Trollfeltet overlapper med buffersoner for SVO-f for flere store sjøfuglforekomster i hekketiden på nordvestlandet. Spesielt gjelder dette forekomstene av pelagisk dykkende og pelagisk overflatebeitende arter på Einevarden (Sogn- og Fjordane) og Runde (Møre og Romsdal), men influensområdet strekker seg også opp til forekomster av kystnære arter i Sør-Trøndelag. Indikatorarter som blir berørt, er lomvi, alke og krykkje i de to nevnte koloniene, samt toppskarv på Runde, og overvintrende ærfugl og toppskarv på Mørkysten samt i SVO-område 1 (Bremanger - Ytre Sula). Funksjonsområdene til hekkende sildemåke berøres. Sildemåkene på Nordmøre hører til to underarter, der den nordlige (*L. f. fuscus*) har vært i langvarig tilbakegang. Konsekvensene er store for kystnære dykkende arter i alle sesonger, og i hekkesesongen for pelagisk beitende og kystnære overflatebeitende arter. Dette gjelder scenariene for både undervanns- og overflateutblåsning, og i begge tilfeller berører influensområdet med lav sannsynlighet pelagisk beitende forekomster av sjøfugl nord for Sognefjorden (SVO-f).

6.5 Samlet oppsummering for sektor petroleumsvirksomhet

Vurderingene av konsekvenser for sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå (2009) og fremtidsbilde innen sektor petroleumsvirksomhet er sammenstilt i **tabell 6.6**. For mer utførlig diskusjon og kortfattede oppsummeringer henvises til omtalen i de respektive delkapitler ovenfor.

Tabell 6.6. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av akutte utslipp av petroleum fra petroleums-virksomheten ved dagens aktivitetsnivå, fordelt på sjøbunnsutblåsing (S = subsea) og overflateutblåsing (T = top). Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse. Samleverdien er justert opp der andre arter (spesielt lunde) angir høyere verdier.

Felt	Type	Periode	Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Krykkje (PO)	Gråmåke, sildemåke (KO)	Toppskarv, ærfugl (KD)	Samlet konsekvens
Ekofisk	S	Høst	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}
		Sommer	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}
		Vinter	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}
	T	Høst	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}
		Sommer	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}
		Vinter	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}
Heimdal	S	Høst	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}
		Sommer	Stor ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}
		Vinter	Stor ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}
	T	Høst	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}
		Sommer	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}	Lav ^{2***}	Middels ^{2***}
		Vinter	Stor ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}
Sleipner	S	Høst	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}
		Sommer	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}
		Vinter	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}
	T	Høst	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}
		Sommer	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}	Lav ^{2***}	Lav ^{2***}
		Vinter	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}
Tampen	S	Høst	Middels ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}
		Sommer	Middels ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}
		Vinter	Lav ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}
	T	Høst	Middels ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}	Stor ^{2***}
		Sommer	Stor ^{2***}	Lav ^{2***}	Middels ^{2***}	Lav ^{2***}	Stor ^{2***}
		Vinter	Middels ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Lav ^{2***}	Stor ^{2***}
Troll	S	Høst	Middels ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}
		Sommer	Stor ^{2***}	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}	Stor ^{2***}
		Vinter	Stor ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Middels ^{2***}	Stor ^{2***}
	T	Høst	Middels ^{2***}	Ingen ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}
		Sommer	Stor ^{2***}	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}
		Vinter	Stor ^{2***}	Lav ^{2***}	Ingen ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}
Samlet konsekvens			Stor ^{2***}	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}

6.6 Fremtidsbilde (2030)

I fremtidsbildet for 2030 vil færre felt være i produksjon. I det Nordlige Nordsjøen vil det bli to hovedområder; Oseberg/Troll og Tampen. Man ser for seg at utviklingen går mot flere undersjøiske innretninger med havbunnsseparasjon/-injeksjon. I den midtre delen av Nordsjøen blir det også to hovedområder; Sleipner og Heimdal. Området rundt Sleipner er i dag primært et gassområde, men man kan muligens se en vridning mot oljeutvinning. Heimdal området er primært gass. Produksjon fra Heimdal området er i 2030 ikke nødvendigvis basert på eksisterende innretninger, men ny infrastruktur. I det sørlige Nordsjøen blir det et hovedområde; Ekofisk/Vallhall området (Klif 2011a).

Figurene over scenariene for 2030 for utvalgte felter er satt sammen med 2010 situasjonen i **appendiks 3**.

Siden man får en dreining mot undersjøiske anlegg, vil konsekvensene kunne gå noe ned totalt sett for petroleum mot 2030. Når man sammenligner overflate- og sjøbunns scenariene for 2010 og 2030, vil det være små forskjeller. Ekofisk og Tampen vil være tilsvarende. For de andre feltene vil sannsynligheten for treff øke i rutene nært utblåsningspunktet, men det totale influensområdet vil reduseres noe. Konsekvensbildet endrer seg ikke vesentlig, og tilsvarer således **tabell 6.6**.

6.7 Kunnskapsbehov

I likhet med de andre sektorutredningene, er det nødvendig til enhver tid å ha pålitelig kvantitativ kunnskap om sjøfuglbestanden utbredelse og tilstand for å vurdere konsekvensene av påvirkninger fra petroleumsvirksomhet. Dette er nødvendig både for å estimere den fysiske overlappen mellom sjøfugl og påvirkning, og for best mulig tilrettelegging av ulike tiltak og inngrep. Det er dermed nødvendig med kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i antall, tid og rom, herunder:

- Fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og vandringer
- Populasjonstilørighet og totale bestandsstørrelser
- Populasjonens tilstand og utvikling

Bruk av posisjonsloggere på fugler fra forskjellige hekkeplasser gir nyttig informasjon om hvor de forskjellige hekkebestandene befinner seg til andre tider av året. Dette er relativt ny kunnskap som er under utvikling og analyse. Kunnskap om dynamikken i utbredelse utenom hekkesesongen over lengre tidsrom mangler derfor ennå.

Ovenfor nevnte kunnskapsbehov er overordnede og gjelder i forhold til de fleste sektorer og påvirkningsfaktorer. I tillegg er det også helt spesifikke kunnskapsmangler knyttet til effekter og derav følgende konsekvenser av petroleumsvirksomhet:

- Sannsynligheten for at en sjøfugl blir påvirket av olje når den befinner seg i et område som blir berørt av oljesøl, og hvordan denne betinges av fysiske miljøforhold (f.eks. lys, vindstyrke, temperatur og kysttopografi)
- Sammenhengen mellom omfanget av skader på sjøfugl som befinner seg i et område og størrelsen på oljesølet
- Kunnskap om nedsatt funksjonsdyktighet (herunder virkninger på reproduksjon og langsiktig overlevelse) til individer som overlever en ytre eller indre oljeskade
- Trofiske endringer forårsaket av oljeforurensning gjennom forringelse eller reduksjon av næringsgrunnlaget
- Kunnskap om indirekte konsekvenser ved at viktige leveområder gjøres utilgjengelig eller reduseres betydelig i kvalitet

7 Sektor Fornybar energi

Kapittel 7 er en del av Norges vassdrags- og energidirektorats utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – sektor fornybar energi. Kapitlet tar utgangspunkt i en storskala screening av potensielle konfliktområder mellom sjøfugl og aktuelle områder for etablering av offshore vindkraft, gjort av NINA på oppdrag fra DN. Denne screeningen (Christensen-Dalsgaard et al. 2010a,b) ble foretatt samtidig som en partssammensatt direktoratsgruppe bestående av representanter fra NVE, OD, KyV, FDir og DN i oktober 2010 la fram en rapport med forslag til utredningsområder for offshore vindkraftanlegg (Bartnes 2010). Kapitlet vil oppdateres med nyere informasjon og fokusere på konsekvenser av fornybar energi ved fremtidsbilde 2030. Siden det pr. i dag ikke er etablert vindkraftverk kystnært eller offshore i utredningsområdet, vil det ikke bli gjort vurdering av dagens aktivitet.

7.1 Vindkraft i utredningsområdet; fremtidsbilde (2030)

Det er å forvente at produksjon av fornybar elektrisitetsproduksjon til havs har økt i omfang innen 2030. Imidlertid er det grunn til å tro at sektoren ikke er blitt veldig stor. Det er to grunner til dette: Norges ressurspotensial på land kan dekke opp fremtidig kraftforbruk og investeringskrav fra elsertifikatmarkedet og eventuelle fremtidige EU-direktiv. I tillegg er kostnadene høye, slik at investorer er avhengige av betydelige subsidier for å oppnå lønnsomhet i de havbaserte prosjektene. Mulighetsrommet ligger altså et sted mellom noe utbygging og full utbygging i henhold til de foreslåtte havvindområdene. Tre ulike utviklingsbilder kan da være (Karen Nybakke pers. medd.):

- Liten utbygging: Kostnaden ved å bygge havbasert vindkraft er fremdeles høy frem mot 2030 og støtteordninger spesielt for fornybar elektrisitetsproduksjon veier ikke opp for høye kostnader. Det som bygges ut er hovedsakelig pilotanlegg som utvides til å være demonstrasjonsanlegg, og kanskje et fåtall mindre vindkraftverk.
- Middels utbygging: Noen arealer bygges ut til kommersiell drift. Teknologiske fremskritt har gjort at kostnaden ved havvindkraft har nærmet seg landbasert, og noen prosjekter har fått økonomisk støtte til bygging.
- Full utbygging: I Havvindrapporten er det lagt ut fem arealer i Nordsjøen. Videre utredninger vil vise om disse arealene skal legges ut som aktuelle utbyggingsområder i fremtiden, men de av arealene som legges ut er også bygget ut innen 2030 (med tilhørende infrastruktur). Teknologisk utvikling og gunstige støtteordninger har sammen gjort havbasert vindkraft til en bærekraftig næringsvei.

Mest sannsynlig synes det å være at test-/pilotanlegg er utvidet til å være demonstrasjonsanlegg. I tillegg kan enkelte vindkraftverk være etablert, men det er ikke mulig å si noe om mulig omfang av disse. Innen andre teknologier er utviklingen avhengig av at disse er videreutviklet og kostnader redusert. Gunstige støtteordninger i Norge eller som kan anvendes i Norge gjennom samarbeidsmekanismene i EUs fornybardirektiv kan også være noe som utløser investeringer.

7.2 Konsekvenser av vindkraftverk

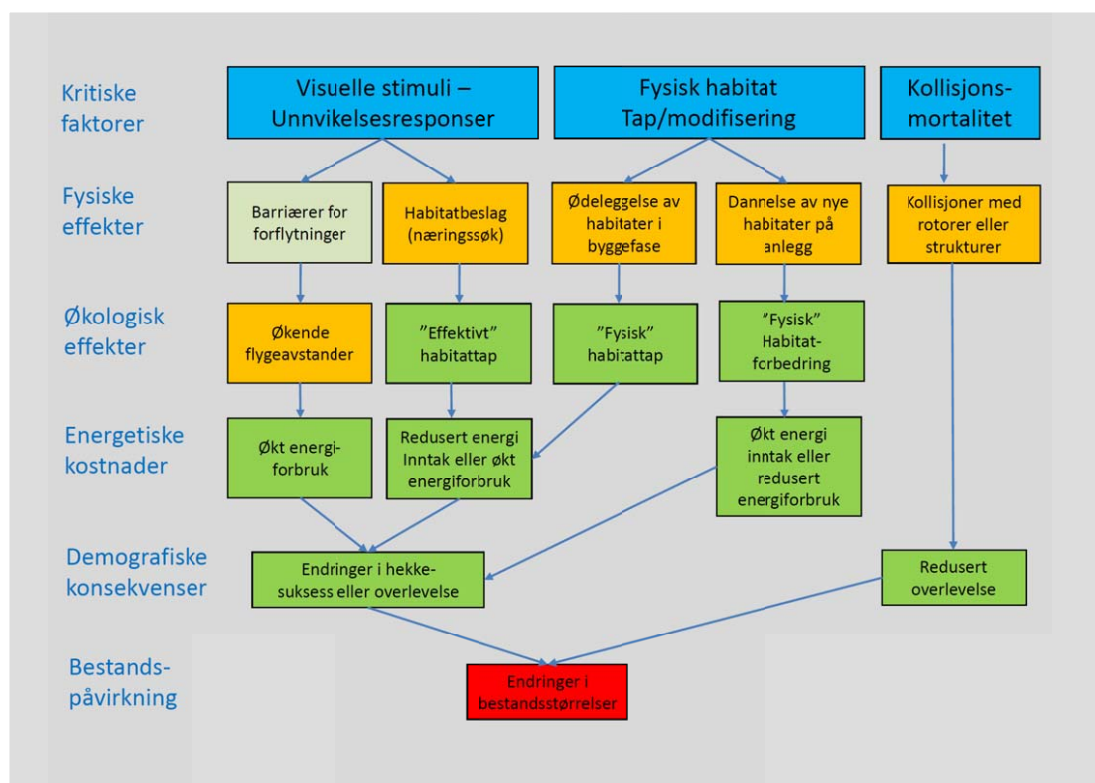
De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet. Andre arter er derimot avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler). Denne tilknytningen til marine områder medfører at en utbygging og utnyttelse av marine områder til vindkraftanlegg vil kunne påvirke sjøfuglene som bruker områdene. I hvilken grad sjøfugler vil

bli påvirket av en slik utbygging vil avhenge av mange faktorer som f.eks. fordelingen av fugl i områdene, forekomst av byttedyr, fuglens adferd ved næringssøk og reaksjon på menneskelig aktivitet (Garthe & Hüppop 2004).

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

Det er særlig tre forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl (Drewitt & Langston 2006; **figur 7.1**):

- Dødelighet som følger av kollisjoner med vindmøller (tårn og vinger)
- Unnvikelse pga forstyrrelser, fra installasjoner i drift og fra aktivitet tilknyttet aktivitet
- Habitatendring, gjennom habitatforringelse og fragmentering



Figur 7.1

Skjematisk oppsummering av mulige påvirkninger av vindmøller på fugl, med tilhørende konsekvensmekanismer og forventede effekter på enkeltindivider og på bestandsnivå. (Etter Langston et al. 2006)

7.2.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindkraftanlegg

Direkte dødelighet som følge av kollisjon med vindkraftanlegg kan skje enten ved at fuglene blir rammet av turbinenes vinger eller hvis de kolliderer med tårn eller andre konstruksjoner i tilknytning til vindkraftanlegget. Turbulens rundt rotoren kan også forårsake dødelighet ved at fugler som blir fanget i turbulensen kastes i bakken. Risikoen for at det vil forekomme kollisjon

av fugl i et vindkraftanlegg avhenger av en rekke faktorer knyttet til de forskjellige artenes tilstedeværelse, antall og adferd i området, hvordan de utnytter området, samt værforhold (Drewitt & Langston 2006). Den største risikoen vil trolig være i områder som brukes av store antall fugler, f.eks. i tilknytning til hekkeplasser, beiteområder, rasteplasser og trekkruiter. Danske undersøkelser har vist at fugler på vandringer mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindkraftanleggene (Christensen & Hounisen 2005). Dette øker kollisjonsrisikoen. Fugler med dårlig manøvreringsevne har generelt større sannsynlighet for å kolliderer med strukturer (Bevanger 1994), og fugler som regelmessig flyr i skumringen og på natta vil muligens ha vanskeligere for å oppdage og unngå vindkraftanleggene (Larsen & Clausen 2002).

Ulike studier har dokumentert kollisjoner mellom fugl og landbaserte vindkraftanlegg i varierende omfang, men disse studiene har vært særlig rettet mot rovfugl (Anderson et al. 1999, Thelander & Rugge 2000, Lucas et al. 2007). For kystnære vindkraftanlegg er datagrunnlaget sparsomt. Én studie konkluderer overveiende med liten kollisjonsrisiko for enkelte sjøfuglarter (særlig ærfugl) (Desholm & Kahlert 2005).

7.2.2 Endring og tap av habitat

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

- 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 arter av byttedyr (se også Schroeder 2007). Dette kan virke både positivt og negativt i forhold til aktuelle byttedyr for sjøfugl. I tillegg er det vist at turbulensen fra vindturbinene kan skape lokale "oppstrømsforhold" under turbinene (Broström 2008). Dette vil i så fall kunne øke produksjonen av mat for sjøfugl, gjøre områder mer attraktive, og således lokke sjøfugl inn i området, med de følger dette kan få i forhold til økt kollisjonsrisiko.

Det direkte arealtapet for sjøfugl er lite i forbindelse med offshore anlegg. Det vil kun dreie seg om små arealer rundt fundamentene som ikke lenger blir attraktive som områder for næringssøk. Det indirekte arealtapet kan derimot bli betydelig større ved den habitatforringelsen som følger av at vindkraftanlegget blir mindre attraktivt pga det samlede inntrykket installasjonene gir for noen arter, og som gjør at de unngår å fly inn i området (se f.eks. Casella Stanger 2002, Christensen et al. 2003). Det er få kjente studier som dokumenterer hvilke arter som vil være spesielt aktuelle i en slik sammenheng, og det foreligger ennå ikke studier som dokumenterer effekter på bestandsnivå. Undersøkelser fra vindkraftanleggene Horns Rev og Nysted i Danmark (Christensen et al. 2003, Petersen et al. 2006) har vist at trekkende fugler i stor grad unngikk vindkraftanlegg, men at det var artsspesifikke forskjeller. Noen arter, som lommer og havsule, ble aldri sett i flukt mellom vindturbinene, mens andre, som svartand, bare sjelden ble observert. Også lommer på sjøen unngikk helt å bevege seg inn blant vindturbinene, selv om de utenfor anlegget forekom i hele området i samme tetthet som før anlegget ble etablert. Terner og alkefugler ble heller nesten aldri sett inne i anlegget (Petersen et al. 2006). Det er fortsatt lite dokumentasjon på hvorvidt fuglene kan venne seg til vindkraftanleggene og om effektene derved blir redusert med tiden. Overvåking i vindkraftanlegget ved Horns Rev fire år etter utbygging viste derimot at det var en tendens til at tettheten av svartand i nærheten av vindkraftanlegget økte, mens det for lommer ikke var noen endring i tettheter (Petersen & Fox 2007). En lignende overvåking ved Nysted viste at havellene fortsatt unngikk vindkraftanleggsområdet fire år etter konstruksjon (Petersen et al. 2008). En litteraturstudie av effekten av vindkraftanlegg på tettheter av fugl fra 2005 konkluderte med at effekten av vindkraftanlegget ble mer tydelig med økende tid etter

byggingen av anlegget (Stewart et al. 2005). Langvarige etterkantundersøkelser er derfor nødvendige for å kunne dokumentere den faktiske effekten på sjøfugl.

Et annet forsøk med utplassering av lokkeender for å måle effekten av vindkraftanlegget ved Tunø Knob i Århusbuk (10 stk. 0,5 MW turbiner), på flygende ærfugler, viste likevel at det kunne ha en effekt. Registreringer viste at 85 % færre ærfugler landet eller gikk inn for landing ved lokkeender plassert 100 m fra vindturbinene enn ved lokkeender som lå henholdsvis 300 og 500 m fra turbinene. Dette bekrefter i stor grad at selv et lite vindkraftanlegg kan oppleves som en hindring for sjøfugl, særlig når de er i flukt.

Eksisterende studier viser at effekten av vindkraftanlegg på sjøfugl varierer mye. Denne variasjonen kan skyldes mange ulike faktorer som sesong og forskjeller i døgnrytme, plasseringen av vindkraftanlegget i forhold til viktige sjøfuglhabitat, tilgang på alternative habitat, samt utformingen av turbiner og anlegg (Drewitt & Langston 2006).

7.2.3 Barriereeffekter

Et vindkraftanlegg kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktreningen fuglene ville valgt dersom anlegget ikke var bygd, og fuglene velger å fly eller svømme utenom, eller ikke passere i det hele tatt (se Fox et al. 2006). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk. Barriereeffekter kan forekomme hvis vindkraftanlegget er plassert slik at trekkende fugler må avvike fra deres trekkroute 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 langdistansetrekkere 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). Fordi sjøfugler har ulike beitestrategier, vil effektene av en barriereeffekt i hekkesesongen antakeligvis være artsspesifikk. Ut i fra kjent beitestrategi og energiforbruk modellerte Masden et al. (2010) hvordan barriereeffekten ville øke energiforbruket til ni ulike sjøfuglearter. Resultatene viste at den ville påvirke rødnebbterne mest, men også toppskarv og storskarv ville, relativt sett, bli mer påvirket enn de andre artene. Konklusjonen var at økt energiforbruk forårsaket av et vindkraftanleggs barriereeffekt ikke i seg selv vil ha store konsekvenser. Summert med virkningen av andre vindkraftanlegg og/eller andre påvirkningsfaktorer, kan det imidlertid bidra til mer betydelige effekter.

Barriereeffekt er påvist for trekkende fugler, og ved danske offshoreanlegg er dette godt dokumentert både i Nordsjøen og Østersjøen. Ved Horns Rev viste radarstudier at trekkende fugler gjennomgående bøyde av fra 300 m til 2 km før vindkraftanlegget, og fortsatte trekket utenom anlegget (Christensen & Hounisen 2005). Funnene fra bl.a. Danmark og Sverige viser at flere fuglearter evner å oppdage vindkraftanlegg på langt hold og fly utenom disse, dels også passere gjennom dem, uten særlig kollisjonsrisiko. Også ved Nysted vindkraftanlegg har radarundersøkelser vist at trekkende fugl endrer trekkretning for å unngå anlegget innenfor en avstand av inntil 3 km på dagtid og inntil 1 km om natten (Desholm & Kahlert 2005). Disse radarundersøkelsene gir ingen informasjon om hvorvidt fuglene vinner høyde for å gå over vindmøllene eller ikke, men de få radarsporene av trekkende flokker som går gjennom vindkraftanlegget viser at fuglene i stor grad flyr i korridorene mellom møllerekkene (Christensen & Houinsen 2005, Desholm & Kahlert 2005).

7.2.4 Forstyrrelser

Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl. Særlig i utbyggingsperioden av et kystnært eller offshore vindkraftanlegg vil det være stor

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

7.3 Artsspesifikk sårbarhet for vindkraftanlegg

Som beskrevet i **kapittel 3.3** har sjøfugler tilpasset seg livet i de marine økosystemene på forskjellige måter. Dette reflekteres bl.a. i artenes størrelse, fysiologi og adferd. Derfor må også de ulike sjøfuglartene antas å ha ulik sårbarhet for vindkraftanlegg (Garthe & Hüppop 2004). Til screeningen i Christensen-Dalsgaard et al. (2010a) og Christensen-Dalsgaard et al. (2010b) ble det valgt å benytte en metode som er utviklet for å vurdere sjøfuglers sårbarhet for offshore vindkraftanlegg i tyske farvann (Garthe & Hüppop 2004). Denne går ut på at man beregner en sensitivitetsindeks som baserer seg på ni faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg: fuglenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende, nattlig flygeaktivitet, deres antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm. anleggsvirksomhet), fleksibilitet i habitatbruk, biogeografiske bestandsstørrelse, voksenoverlevelse og europeisk rødlistestatus. Hver av faktorene er vurdert på en skala fra 1-5 der 1 er lav sårbarhet og 5 er høy sårbarhet (se Christensen-Dalsgaard et al. 2010a for detaljert beskrivelse av inndeling). Faktorene er enten vurdert på bakgrunn av reelle data, publiserte og upubliserte, eller subjektive vurderinger som er gjort av en internasjonal ekspertgruppe (ti eksperter for hver faktor, ekspertene er navngitt i Garthe & Hüppop 2004).

Sensitivitetsindeksen ble opprinnelig utviklet for bruk i tyske farvann, men ble oppdatert med flere arter i King et al. (2009). I forbindelse med den norske screeningen er indeksen oppdatert i forhold til norske data og vurderinger (**tabell 7.1**). I hekketiden antas sjøfuglene å være spesielt sårbare innenfor artenes aksjonsradius (maksimum flygeavstand som er energetisk akseptabel for å hente mat til ungene, dvs. at fuglene kan fly denne avstanden for å hente mat uten at det går ut over kullens eller voksenfuglenes overlevelse). Garthe og Hüppop (2004) inkluderte ikke aksjonsradius i sin analyse og tok dermed ikke hensyn til den ekstra sårbarheten dette kan medføre. I vår analyse er det imidlertid valgt å kompensere for dette i sårbarhetsvurderingene ved at faktorene (b) flygehøyde, (d) andel av tid flygende og (e) fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk oppjusteres én grad, dog slik at vurderingsklasse 5 fremdeles er den høyeste. Ut i fra disse vurderingene kommer man fram til en artsspesifikk sårbarhetsindeks.

For å beregne sårbarhetsindeksen ble de ni sårbarhetsfaktorene inndelt i tre grupper som hhv. omhandler artenes flygeadferd (faktorene a-d), generelle adferd (faktorene e-f) og status (faktorene g-i). For hver gruppe har vi brukt den gjennomsnittlige vurderingen for summen av de samlede faktorene. Disse gjennomsnittsverdiene ble så multiplisert for å gi en artsspesifikk sensitivitetsindeks (SSI):

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

Denne kan summeres for alle artene som finnes i området til forskjellige tider av året, og vil sammen med et mål for tetthet eller relativ andel av de aktuelle artene i 10×10 km ruter gi en overordnet sårbarhetsindeks for sjøfugl relatert til vindkraftanlegg (WSI):

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

Datagrunnlaget for sjøfugl i vinterhalvåret og i hekketiden har vært av tilstrekkelig omfang til å kunne benytte denne metoden (for ytterligere metodebeskrivelse se Christensen-Dalsgaard et al. 2010a). De beregnede SSI-verdiene viste mye variasjon mellom artene (**tabell 7.1**). For SSI generelt var det særlig lommer, marine dykkender og skarvene som fikk en høy SSI-verdi, primært pga. dårlig manøvreringsevne, høy trussel- og bevaringsstatus samt følsomhet overfor forstyrrelse (se også **kapittel 7.2.4**). I hekkesesongen hadde også skarv og ærfugl, samt alkefugler, siland og svartbak høy SSI. Av indikatorartene identifisert for forvaltningsplan Nordsjøen og Skagerrak er det skarver, ærfugl, alke og lomvi som har de høyeste SSI-verdier (uthevet i **tabell 7.1**).

Tabell 7.1. Artsvis vurdering av 9 sårbarhetsfaktorer og resulterende sensitivitetsindeks (SSI). For hekkende arter er faktorene flygehøyde, andel av tid i luften og fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelse fra fly- og helikoptertrafikk oppjustert én grad. For de artene dette gjelder er de resulterende SSI indeksene for hekkesesongen også gitt i tabellen. Indikatorartene i forvaltningsplanen for Nordsjøen og Skagerrak er uthevet.

Art	a) Manøvreringsevne	b) Flygehøyde	c) Natlig aktivitet	d) Tid i luften	e) Forstyrrelse	f) Fleksibilitet	g) Biogeografisk bestandsstørrelse	h) Voksenoverlevelse	i) Trussel og bevaringsstatus	SSI Generell	SSI Hekking
Smålom	5	2	2	1	4	4	4	3	5	40,0 ¹	
Storlom	5	2	3	1	4	4	4	3	5	44,0 ¹	
Islom	5	2	2	1	4	4	5	3	1	30,0 ²	
Gulnebbblom	5	2	2	1	4	4	5	3	2	33,3 ²	
Toppdykker	4	2	3	2	3	4	4	1	2	22,5 ¹	
Gråstrupedykker	4	2	1	1	3	5	5	1	1	18,7 ¹	
Horndykker	3	2	1	1	3	5	5	1	4	23,3 ²	
Havhest	3	1	2	4	1	1	1	5	1	5,8 ¹	10,5
Havsule	3	3	3	2	2	1	4	5	3	16,5 ¹	26,0
Storskarv	4	1	4	1	4	3	4	3	1	23,3²	32,0
Toppskarv	4	1	3	1	4	3	4	4	4	31,5²	44,0
Havelle	3	1	2	3	3	4	1	3	1	13,1 ²	
Ærfugl	4	1	2	3	3	4	2	4	2	23,3¹	32,0
Praktærfugl	4	1	2	3	3	4	4	4	1	26,3 ²	
Svartand	3	1	2	3	5	4	2	2	1	16,9 ²	
Sjørørre	3	1	2	3	5	4	4	2	4	33,8 ¹	
Siland	3	1	2	3	3	4	4	3	1	21,0 ²	29,3
Tyvjo	1	3	5	1	1	2	5	3	2	12,5 ¹	20,0
Storjo	1	3	4	1	1	2	5	4	2	12,4 ¹	20,2
Fiskemåke	1	3	2	3	2	2	2	2	4	12,0 ²	18,3
Sildemåke	1	4	2	3	2	1	5	5	2	15,0²	24,0
Gråmåke	2	4	2	3	2	1	2	5	1	12,4¹	19,5
Svartbak	2	3	2	3	2	2	4	5	2	18,3 ¹	27,5
Krykkje	1	2	3	3	2	2	1	3	3	10,5¹	16,0
Makrellterne	1	2	5	1	2	3	3	4	3	18,8 ¹	27,5
Rødnebbterne	1	1	5	1	2	3	3	4	1	13,3 ¹	20,0
Teist	4	1	1	2	3	3	4	4	3	22,0 ²	32,1
Alke	4	1	1	1	3	3	3	5	2	17,5¹	26,3
Lomvi	4	1	1	2	3	3	1	4	5	20,0¹	29,2
Alkekonge	3	1	2	1	3	3	1	2	1	7,0²	
Lunde	3	1	1	1	2	3	1	5	5	13,8 ¹	28,9

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

7.4 Vurderinger av konfliktpotensialet mellom fugl og vindkraftanlegg

Konfliktpotensialet mellom vindenergiparker og sjøfugl avhenger av lokalitet og anleggets størrelse. Sjøfuglers utbredelse er dynamisk og varierer gjennom året. Et område kan derfor ha flere funksjoner gjennom året og dermed en meget varierende sårbarhet. Basert på generelle betraktninger om konfliktpotensialet mellom fugl og vindkraftanlegg kombinert med resultatene fra Christensen-Dalsgaard et al. (2010a) vil det i det følgende bli vurdert konfliktpotensialet i forskjellige sesonger.

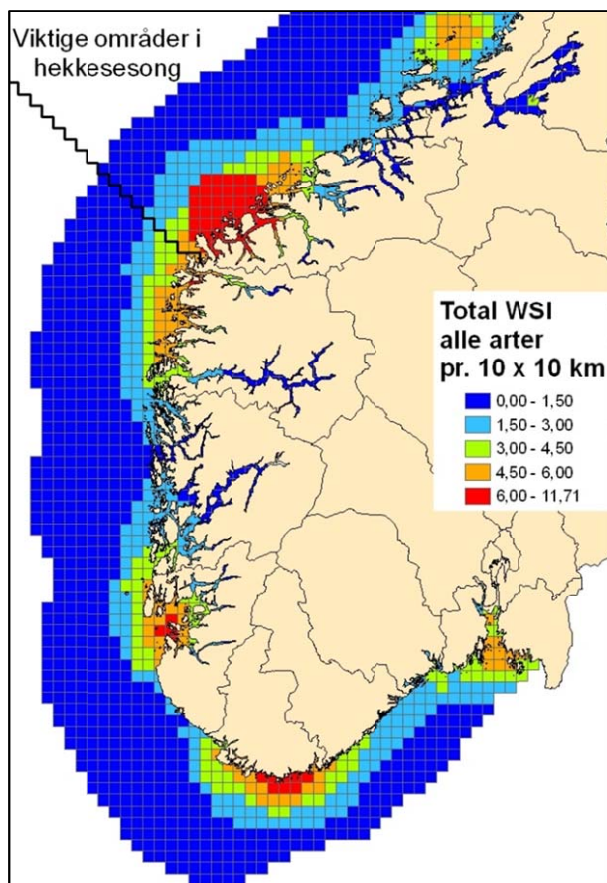
7.4.1 Hekkeområder

I hekkesesongen er sjøfugler knyttet til hekkeområdene, gjerne større kolonier, og beiter ved kysten og i havområdene i tilknytning til koloniene. Sjøfuglunger trenger en viss mengde mat hver dag for å vokse tilstrekkelig til å kunne forlate hekkeplassen i en kondisjon som maksimerer sannsynligheten for å overleve. Energetiske kostnadene ved flyging og tilgjengeligheten av mat i nærheten av koloniene bestemmer hvor langt voksenfuglene kan tillate seg å fly for å hente maten. Hvis maten er langt unna bruker voksenfuglene mye tid og energi for å hente den, noe som kan føre til redusert hekkesuksess. Dette betyr med andre ord at de i denne perioden ikke har samme muligheter til å utnytte andre områder eller flytte seg ved forstyrrelse, uten det reduserer deres hekkesuksess. Mens de pelagisk dykkende og overflatebeitende artene (**tabell 3.2**) kan fly svært langt etter mat, og benytte seg av havområder over 100 km fra koloniene, har de kystnære, overflatebeitende arter en mer begrenset aksjonsradius. Kystbundne dykkende arter antas å være de som har minst aksjonsradius. Artenes tilhørighet til hekkeplassene i denne perioden gjør at fuglene vil være mer sårbare for konsekvensene av barriereeffekter og endring og tap av egnet habitat hvis vindenergiparker bygges innenfor koloniens aksjonsradius. Dette antas å være særlig gjeldende for de kystbundne artene, som er avhengige av gode beiteområder i nærheten av koloniene. For de pelagisk beitende fuglene vil en vindpark plassert mellom kolonien og de viktigste beiteområdene også kunne fungere som en barriere som vil øke voksenfuglenes energiforbruk dersom de velger å fly utenom eller ikke passere den i det hele tatt. Over tid kan slike effekter bli betydelige (Fox et al. 2006). I tillegg bør en være oppmerksom på at enkelte sjøfugler kan fly opp mot 200 km fra kolonien for å finne mat (bl.a. lunder på Røst, Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, Anker-Nilssen & Aarvak 2009). Det er dermed flere store sjøfuglkolonier i Norge som kan bli påvirket av offshore vindkraftanlegg dersom disse bygges ut i områder som er viktige for næringssøkende sjøfugler. For de artene som ikke aktivt unngår vindkraftanlegget, vil sannsynligheten for kollisjon øke med et økt aktivitetsnivå i området. I tillegg vil det være en økt flygeaktivitet rundt koloniene, når fuglene flyr til og fra kolonien for å føre ungene. I Zeebrugge, Belgia, er det dokumentert en så høy dødelighet hos terner (dverg-, splitt- og makrellterne) som hekker rett ved siden av et vindkraftanlegg, at det menes å ha en signifikant negativ effekt for bestandene (Everaert & Stienen 2007).

På grunn av kunnskapsmangel er det ennå vanskelig å vurdere konsekvensene på hekkende fugl av vindmøller som plasseres like inntil viktige hekkeplasser for sjøfugl eller i de havområdene de benytter til næringssøk gjennom hekkesesongen. Resultatene til Christensen-Dalsgaard et al. (2010a) viste at når WSI-verdiene for alle artene i utredningsområdet ble summert, var det fire områder som skilte seg ut med svært høy sårbarhet (**figur 7.2**): kysten av Vestfold, ved Lista, området ved Jæren og Boknafjorden, samt området fra ytre Sula til grensen mellom Nordsjøen og Norskehavet ved Måløy.

Delt på artsgrupper, var de mest sårbare områdene for joer, havhest, havsule og alkefugler hovedsakelig helt nord i utredningsområdet og innenfor aksjonsradius for fugl som hekker på Runde (som er lokalisert like nord for utredningsområdet). For alkefugler ga i tillegg områdene ved koloniene på Einevarden, Klovningen og Veststeinen (alle i Sogn og Fjordane) utslag. For måker og terner var de viktigste områder ytre Oslofjorden, kysten av Telemark, rundt Rauna (Vest-Agder), Boknafjorden samt området mellom ytre Sula og Florø (Sogn og Fjordane). For

marine dykkender var de viktigste områdene på kysten av Vestfold, i Boknafjorden og ved ytre Sula. De viktigste områdene for skarver var Øraområdet ved Fredrikstad (Østfold), kysten av Vestfold og samt Jæren og den ytre delen av Boknafjorden (i Rogaland). De sårbare områder for lommer var spredt langs kysten.



Figur 7.2

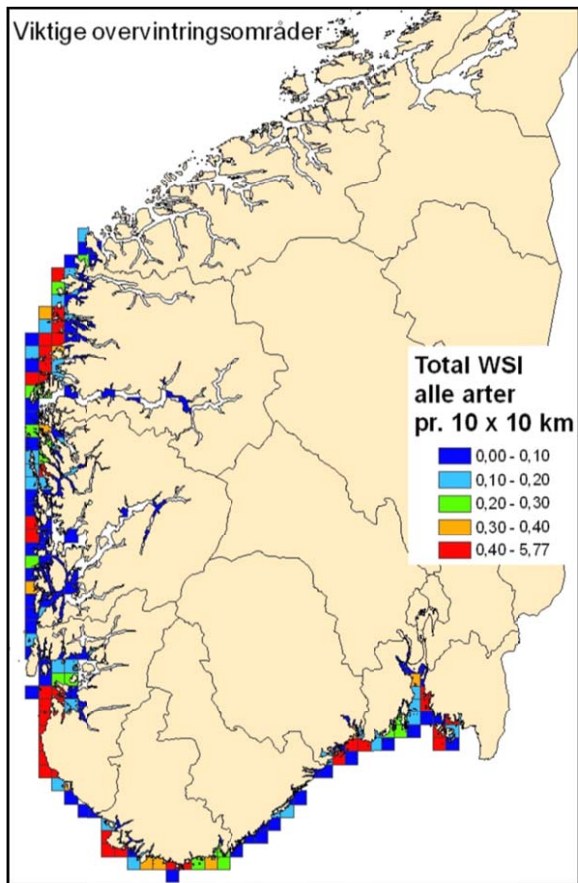
Samlekart for WSI summert for alle arter i Nordsjøen i sommersesongen, basert på kystdata. Avgrensningen for Nordsjøen er markert med svart linje. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist.

7.4.2 Utenom hekkesesongen

I hekkesesongen er de reproduserende individene knyttet til områdene rundt koloniene og vil generelt ha en begrenset aksjonsradius. Resten av året er utbredelsen derimot mer styrt av tilgangen på egnede næringssøksområder. De kystbundne artene (**tabell 3.2**) overvintrer forholdsvis stasjonært i næringsrike og grunne områder langs fastlandskysten. Det vil her kunne være en konflikt mellom fugl og vindkraftanlegg hvis anleggene legges nært viktige overvintringsområder. For noen arter kan konfliktene bli betydelige, dersom anlegget hindrer fuglene tilgang til de tradisjonelle beiteområdene som er ujevnt fordelt langs kysten. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk og hovedsakelig bestemt ut i fra byttedyrenes vandringer og fordelingsmønstre. For de pelagiske artene er det vanskelig å forutsi hvordan en utbygging av vindkraftanlegg vil kunne påvirke fuglene. Generelt er imidlertid næringsrike beiteområder i vinterhalvåret gjerne knyttet til såkalte oppstrømsområder, områder med strømvirvler og andre områder som har en naturlig høy produksjon av planktoniske organismer som er viktige for de fiskeslagene sjøfuglene beiter på. Ved å studere oseanografiske kart og satellittbilder vil man derfor til en viss grad kunne forutsi hvilke områder som potensielt kan være konfliktfylte i forhold til sjøfugl.

Resultatene til Christensen-Dalsgaard et al. (2010a) viste at når WSI-verdiene for alle artene i utredningsområdet ble summert var det særlig fire områder som utmerket seg med svært høy sårbarhet: Jomfruland ved Kragerø (i Telemark), Mandal og Lista (i Vest-Agder), Jærkysten (i

Rogaland) og området fra Sula til Florø (i Sogn og Fjordene) (**figur 7.3**). Disse er uten unntak områder som innehar viktige funksjoner for flere artsgrupper. Det er et stort sammenfall mellom områdene identifisert her og de områdene som ble definert som særlig verdifulle områder (SVO) av Systad et al. (2007).



Figur 7.3

Samlekart for WSI summert for alle arter i Nordsjøen i vintersesongen, basert på kystdata. Avgrensningen for Nordsjøen er markert med svart linje. For hver 10x10 km rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist.

Ikke uventet var mange av områdene som hadde høye summerte WSI-verdier viktige for mange artsgrupper. For lommer, dykkere og marine dykkender var det særlig stor overlapp av områder med høye WSI-verdier. Dette reflekterer at disse artene, som alle er kystbundne dykkende arter, har noen av de samme kravene til egnede områder for næringssøk.

7.4.3 Myteområder og svømmetrekk

Alle fugler skifter (myter) fjærene regelmessig. Gjess, andefugler og alkefugler skifter vingefjærene årlig ved at alle fjærene felles nesten samtidig, noe som medfører at fuglene i en periode på 3-4 uker ikke er flyvedyktige. Mytetidspunktet varierer noe mellom Sør- og Nord-Norge og mellom arter og kjønn, men stort sett foregår mytingen i august-september for alkefugler, og juni-september for andefugler (Ginn & Melville 1983, Joensen 1974, Wrånes 1982, Stenmark & Wrånes 1984). I myteperioden er kollisjoner med vindkraftanlegg ikke en aktuell problemstilling siden de ikke kan fly. Derimot er dette en periode hvor fuglene vil være ekstra sårbare for forstyrrelse, forringelse av habitat og habitatbeslag, siden energibehovet for å danne nye fjær er stort, og dykkeferdigheten samtidig er begrenset for de artene som bruker vingene når de dykker.

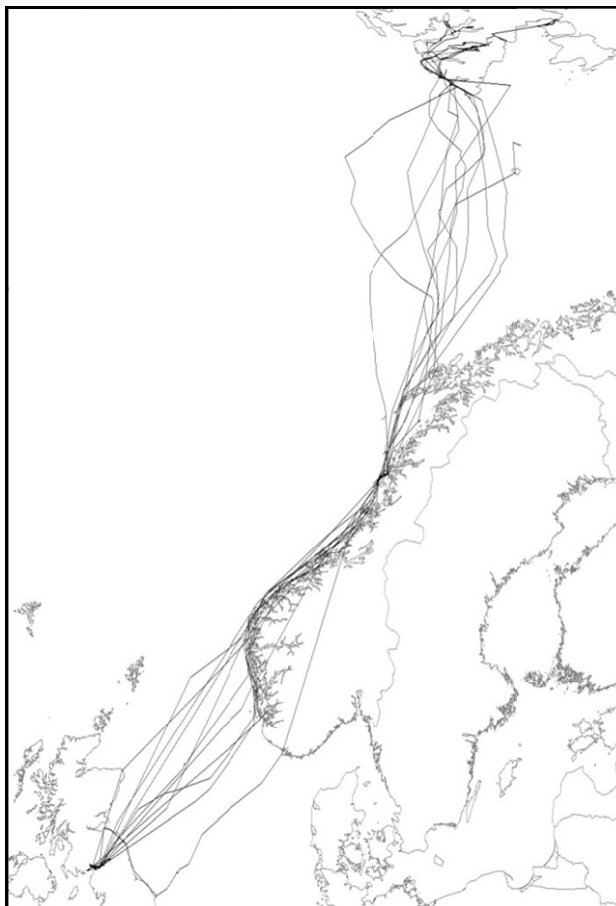
Grågjess og de fleste marine dykkender samler seg ofte i store myteflokker i grunne og næringsrike områder helt ytterst på kysten. Ekstra energiforbruk pga. forstyrrelse kan være kritisk i denne perioden, hvor de normalt mister 25-30 % av kroppsvekten. Bunnfaste vindkraftverk og mytende fugl har de samme områdepreferansene. Mytende fugl er derfor utsatt for betydelig forstyrrelse særlig knyttet til byggeaktiviteten, men også av den daglige aktiviteten i driftsfasen. Hvitkinngås og ringgås myter nær hekkelokalitetene på Svalbard.

Noen sjøfuglarter foretar det som kalles svømmetrekk. Ungene hos alke og lomvi (og polarlomvi) forlater hekkolonien lenge før de er flygedyktig, og svømmer sammen med en foreldrefugl (hannen) i retning overvintringsområdene. Dersom et vindkraftanlegg har en barriereeffekt for disse fuglene, kan det føre til store konsekvenser hvis adgangen til områder med gode næringsforhold blokkeres.

7.4.4 Trekkruiter og rasteplasser

Våtmarkstilknyttede arter er ikke inkludert som utredningstema i forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Når effekter av vindkraftanlegg diskuteres bør den mulige problematikken omkring trekkruiter og rasteplasser for gjess imidlertid nevnes. Det er en rekke arter som trekker gjennom de norske havområdene, i hovedsak fra overvintringsområder i Storbritannia, sentral-Europa eller Afrika til hekkeområder i Skandinavia, Svalbard og andre områder i Arktis. Trekkrutene er i grove trekk kjent for flere arter, men selv for de best studerte artene er det en rekke sider ved trekket som er dårlig kjent. Hvitkinngjessene trekker f.eks. i april/mai fra overvintringsområdene i Skottland til hekkelokalitetene på Svalbard (**figur 7.4**). Underveis kan de stoppe i flere uker på rasteplasser fra Helgelandskysten til Vesterålen. Bruk av satellittsendere har nylig gitt kunnskap om hvordan de krysser åpent hav. Trekket går i en vel 500 km bred front over Nordsjøen, før det følger norskekysten i en vel 30 km bred korridor og så krysser Norskehavet/Barentshavet i en front som er vel 300 km på det bredeste. Dette indikerer at uansett hvor det eventuelt bygges vindkraftanlegg i sentrale deler av f.eks. Nordsjøen vil det være vanskelig å unngå konflikter med trekkende flokker (Christensen-Dalsgaard et al. 2008). Trekkobservasjoner fra Norskekysten er beskrevet og oppsummert av Winnem & Shimmings (2010), og for flere lokaliteter i utredningsområdet er det beskrevet trekkaktivitet til både gjess og sjøfugl.

Trekkende fuglers sårbarhet for vindkraftanlegg 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. En del arter stopper i næringsrike områder for å bygge opp energireserver før de trekker videre. For arter som unngår å oppholde seg i eller i nærheten av vindkraftanlegg vil en utbygging i tilknytning til rasteområdene derfor kunne medføre ukompenserbare habitattap. I tillegg vil fuglenes bevegelse i området kunne øke sannsynligheten for kollisjoner. For de fleste artene mangler man detaljert kunnskap om trekkets forløp både i tid og rom, noe som vil være nødvendig for å kunne gi presise vurderinger av bl.a. kollisjonsrisiko, mulige barriereeffekter og endring av habitatet i forbindelse med utbygging av offshore vindkraftanlegg. 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. Radarstudier fra Danmark har vist at trekkende ærfugler og gjess tilsynelatende kan oppdage vindkraftanlegget på langt hold og således styrte utenom, mens noen krysser gjennom (Desholm & Kahlert 2005). Dette er resultater fra bare ett år, så man skal være forsiktig med å overføre resultatene direkte til norske forhold. Studiet viser imidlertid at det ikke nødvendigvis trenger å oppstå konflikter mellom trekkende fugler og vindkraftanlegg.

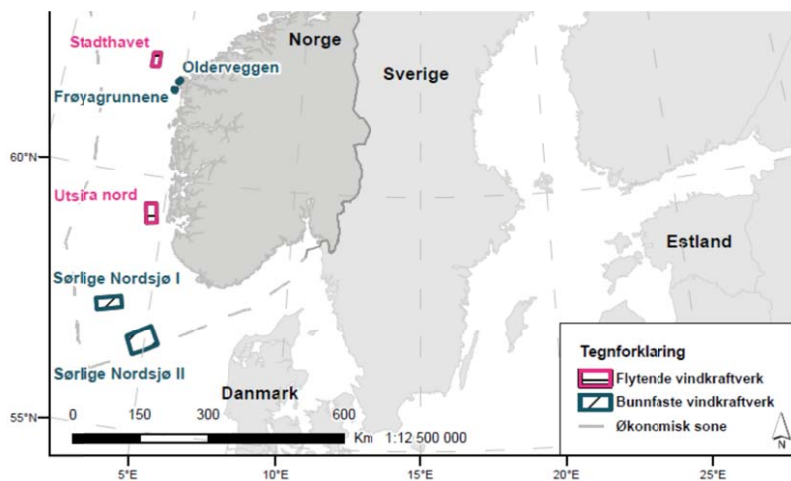


Figur 7.4

Trekkruter for hvitkinngjess om våren er et eksempel på det omfattende trekket som foregår 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 har gått lang tid mellom to sikre posisjoner, kan det se ut som om noen tar "snarveien" over Sør-Norge, men disse har høyst sannsynlig fulgt kysten som de andre fuglene (upubliserte data fra WWT - Wildfowl and Wetlands Trust).

7.5 Vurdering av konfliktpotensial i de foreslåtte utredningsområdene

I Havvind-rapporten (Bartnes 2010) er det innenfor utredningsområdet omtalt fire områder som er egnet for bunnfaste installasjoner (Sørlige Nordsjø I og II, Frøyagrunnene og Olderveggen), samt to områder for flytende installasjoner (Utsira Nord og Stadthavet, **figur 7.5**). Selv om de er bunnfaste, ligger Sørlige Nordsjø I og II i åpent hav og blir kort omtalt sammen med Utsira Nord og Stadthavet.



Figur 7.5

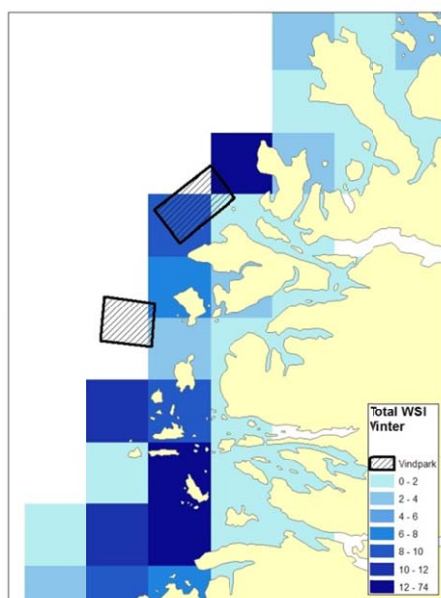
Kart som viser lokaliseringen av de områdene som skal utredes i forhold til offshore vind. (Modifisert fra Bartnes 2010).

7.5.1 Frøyagrunnene og Olderveggen

Områdene Frøyagrunnene og Olderveggen omtales her under ett da de ligger svært nær hverandre i Bremanger og Vågsøy kommuner, Sogn og Fjordane.

Det finnes generelt lite data i NINAs sjøfugldatabase for overvintrende sjøfugl i dette området men det finnes ikke-operasjonaliserte data fra en telling som ble gjennomført fra fly i februar-mars 2010, samt upubliserte resultater fra en telling 2000/01 (Stein Byrkjeland pers. medd.). Resultatene viser at områdene ved Frøyagrunnene og Olderveggen sannsynligvis er viktige overvintrings- og myteområder for marine dykkender, spesielt ærfugl. Forekomsten av andre overvintrende og mytende sjøfugl er mer usikker og bør undersøkes nærmere.

Totale WSI-verdier (se **kapittel 7.3**) for overvintrende sjøfugl i området (fra Christensen-Dalsgaard et al. 2010b under utarb.) er vist i **figur 7.6**. De viktigste store fuglefjellene i nærheten av Frøyagrunnene og Olderveggen er Runde, Einevarden, Stallbrekka, Veststeinen og Klovningen (**tabell 7.2**). I tillegg hekker måker og terner mer spredt i mindre kolonier langs kyststrekningen.



Figur 7.6

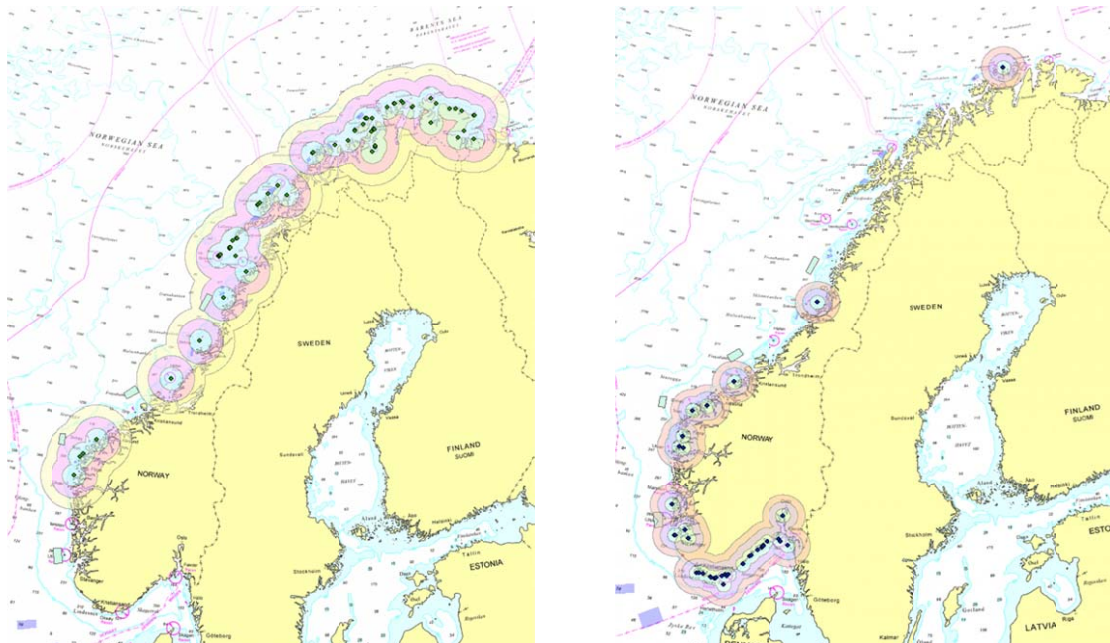
Totale WSI verdier for overvintrende sjøfugl for Frøyagrunnene og Olderveggen. Kartet visualiserer en skala fra lav (lyseblå) til høy sårbarhet (mørk blå).

Tabell 7.2. Artssammensetning i de viktigste nærliggende fuglefjell og andre viktige hekkeområder deres avstander til Frøyagrunnene og Olderveggen.

Viktige hekkeområder	Viktigste arter	Avstand til Frøyagrunnene	Avstand til Olderveggen
Runde	Havhest, havsule, toppskarv, storjo, krykkje, lomvi, alke, lunde	81 km	60 km
Einevarden	Toppskarv, lomvi, alke, lunde	26 km	5 km
Klovningen	Toppskarv, ærfugl, gråmåke, teist	19 km	1,5 km
Veststeinen	Gråmåke, svartbak, lunde, teist	14 km	0 km
Stallbrekka	Havhest, krykkje,	20 km	5 km
Nord-Hovden (Hovdefjell)	Gråmåke, svartbak	6 km	17 km
Ytterøyane	Toppskarv, ærfugl, gråmåke, svartbak, rødnebbterne, teist	12 km	30 km
Ryggsteinen, Håsteinen og Moldvær	Toppskarv, grågås, ærfugl, fiskemåke, gråmåke, svartbak, sildemåke, rødnebbterne, teist, lunde	ca. 35 km	ca. 55 km

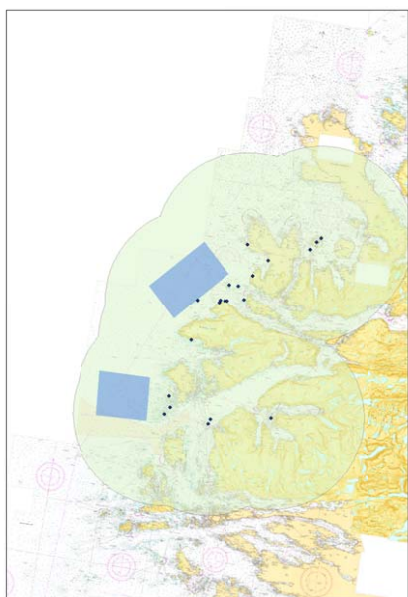
Innenfor området finnes hekkekolonier av mange sjøfuglarter, særlig måker, terner, toppskarv og alkefugl. Sjøfuglbestandene i området er kraftig redusert i løpet av de siste 20 årene og det er derfor nå viktig å få gjennomført en oppdatert kartlegging. I nærheten av områdene finnes flere sjøfuglkolonier med mer enn 1000 hekkende individer.

Områdene Frøyagrunnene og Olderveggen ligger innenfor aksjonsradius for rødlistede arter som lunde, lomvi, krykkje, makrellterne og teist (**figurene 7.7-7.8**).



Figur 7.7

Kolonier av lomvi, lunde og krykkje (t.v.) og sildemåke og makrellterne (t.h.) med en samlet hekkebestand på over 1000 individer (grønne prikker) og soner for sjøfuglenes potensielle aksjonsradius ut fra koloniene, hhv. inndelt som ringer med radius 33, 66 og 99 km (t.v.) og 20, 40 og 60 km (t.h.).



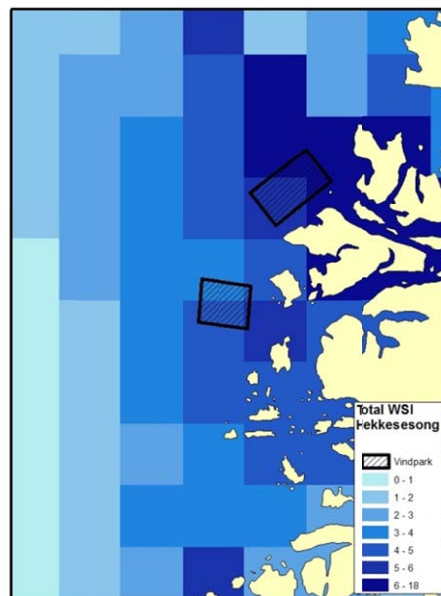
Figur 7.8

Kolonier av teist (grønne prikker) og potensiell aksjonsradius for hekkende fugl på 15 km ut fra koloniene.

Totale WSI verdier for hekkende sjøfugl i området (fra Christensen-Dalsgaard et al. under utarb.) er vist i **figur 7.9**. Det understrekes at datagrunnlaget for sjøfuglforekomstene innenfor disse to områdene er tynt, spesielt fra de aller ytterste delene av kysten, og at man mangler data på overvintringsbestander av sentrale arter. Det bør derfor foretas nye undersøkelser i området før man går videre med planene om å etablere vindkraftanlegg.

Figur 7.9

Totale WSI verdier for hekkende sjøfugl for Frøyagrunnene og Olderveggen. Kartet visualiserer en skala fra lav (lyseblå) til høy sårbarhet (mørk blå).



Det forventede konfliktpotensialet mellom sjøfugl og vindkraftanlegg i disse områdene er først og fremst knyttet til områdenes funksjon som hekke-, myte- og overvintringsområder. Dette utredes nærmere i en strategisk KU som skal ferdigstilles sommeren 2012. Det er trolig også potensial for konflikter i forhold til trekkende fugl, et forhold som undersøkes ved bruk av fugleradar høsten 2011. Også denne undersøkelsen skal rapporteres sommeren 2012.

7.5.2 Sørliche Nordsjø I og II, Utsira Nord og Stadhavet

Det er ikke gjort spesifikke sjøfuglregistreringer knyttet til disse områdene som ligger i åpent hav, og de blir derfor omtalt på et generelt grunnlag.

Nordsjøen (inkludert Skagerrak) huser store bestander av sjøfugl. Områdene av den norske delen av kontinentalsokkelen, fra Vest-Agder til Sogn og Fjordane, som bl.a. omfatter deler av Norskerenna og Skagerrak er rangert som et meget viktig område for sjøfugl i Nordsjøen (Skov et al. 1995). Basert på nye toktdata fra vinteren 2006 og data fra ESAS-databasen (European Seabirds at Sea) er det simulert utbredelsesscenarioer for 11 sjøfuglarter i de fire sesongene vår, sommer, høst og vinter (Fauchald et al. 2006). I vintersesongen er det stor variasjon i estimert antall sjøfugl i området, som mest sannsynlig skriver seg fra variasjon i tilgjengelighet og mengde viktige næringsemner (Skov et al. 2000). Det må her legges til at Fauchald et al. (2006) rapporterer om svært høye tall av havdykkender (svartand, sjøorre og ærfugl), men disse artene er utelatt fra analysen da de ikke klassifiseres som pelagiske sjøfugl.

Simuleringene viser at havhest forventes å forekomme i høyest antall i Norskehavet i vinter-, vår- og sommersesongen, mens noe lavere tettheter forventes på høsten, spesielt i de nordlige og kystnære delene av Nordsjøen. Havsule forventes i moderate antall hele året, men ikke så mye i kystnære strøk om våren og i sommerhalvåret. Fiskemåke finnes relativt kystnært i hele Nordsjøen, men påtreffes i mindre grad og antall i åpent hav om sommeren. Sildemåke er ikke analysert i vintersesongen da den overvintrer lenger sør i denne perioden. På våren forventes

det svært høye tettheter av sildemåke i de sørligste delene av Nordsjøen samt Skagerrak. Det samme gjelder for gråmåke, men for denne arten forventes det i tillegg store mengder langt til havs i vintersesongen. Svartbak ser ut til å ha et mer kystnært preg. I nordre del av Nordsjøen forventes det mye svartbak i vintersesongen, og relativt kystnært i hele Nordsjøen i vårsesongen. I åpent hav forventes det lite svartbak i sommersesongen (Systad et al. 2007).

Krykkje er ekstremt vanlig i hele Nordsjøen i vintersesongen. Ellers i året forventes mer moderate mengder og med forekomst lengst til havs. For lomvi viser simuleringene at det forventes svært høye tettheter i hele Nordsjøen i høstperioden. Resten av året forventes store mengder lengst til havs, med en tendens til mer kystnære forekomst om sommeren. I de sørligste delene av Nordsjøen forventes det mindre tettheter av lomvi om sommeren, noe som kan henge sammen med lang avstand til nærmeste hekkekoloni. Det finnes relativt små mengder alke i Nordsjøen, med unntak av de sørligste delene i vintersesongen. Alkekonge er bare analysert for vintersesongen da den ikke er vanlig i Nordsjøen utenom vinterstid. Det forventes forekomst av relativt store tettheter i hele Nordsjøen om vinteren, kanskje med unntak av de kystnære strøk lengst nord. Lunde synes ikke å være en spesielt vanlig art i åpent hav i Nordsjøen. I vintersesongen forekommer en del fugl et stykke fra kysten, mens det forventes mer lunde i de nordligste delene av Nordsjøen i sommersesongen, sannsynligvis fugler tilknyttet kolonier på Færøyene og Island, kanskje også Runde i Møre og Romsdal.

Havområdene over kontinentalskråningen er spesielt produktive og viktige for de mest pelagiske artene som havhest, krykkje og lunde. Krykkje er listet som sterkt truet hos oss, mens lunde er oppført som sårbar på den norske rødliste. Slike områder er utpekt som særlig betydelige for sjøfugl i mange geografiske områder. Det tilgjengelige datagrunnlaget gir dessverre ikke grunnlag for kvantitativt å kartfeste spesielt miljøfølsomme områder (SVO-f) i slike områder. Man vet også at alkefuglene myter i åpent hav etter hekkesesongen. Fordi arter som lomvi og andre alkefugler er flygeudyktige i 45-50 dager under mytingen, vil de da være ekstra sårbare.

7.5.3 Kumulative effekter

Det vil utvilsomt være stor forskjell på konsekvenser av noen få turbiner eller et lite vindkraftanlegg, sammenliknet med et anlegg med flere hundre eller noen tusen vindmøller. I tillegg vil konsekvensene avhenge av graden av utbygging. Hvis store områder på kysten bygges ut, eller flere anlegg bygges i forlengelse av hverandre vil det potensielt kunne ha kumulative effekter idet det vil være flere områder fuglene vil passere eller unnvike. Ved en omfattende utbygging av vindkraftanlegg 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 vindkraftanlegg nær kysten. Med utbygging av flere vindkraftanlegg, både offshore og på kysten, vil det derfor være viktig at en har fokus på hva som vil være den samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert vindkraftanlegg isolert.

7.6 Oppsummering av konsekvenser fra offshore vindkraft ved fremtidsbilde (2030)

Det er særlig tre forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl: 1) dødelighet som følger av kollisjoner med møllene (tårn og vinger), 2) unnvikelse pga. forstyrrelser fra aktivitet tilknyttet anleggsvirksomhet eller fra tilsyn med installasjoner i drift og 3) habitatendring, gjennom habitatforringelse og fragmentering. Alle faktorene er relevante i forbindelse med offshore vindkraftanlegg. Spesielt for områder med bunnfaste installasjoner er konfliktpotensialet stort, siden mange sjøfuglarter har samme behov for grunne sjøområder som de som er aktuelle for offshore vindkraftanlegg.

For å vurdere sjøfuglers sårbarhet for offshore vindkraftanlegg har vi beregnet en sensitivitetsindeks (SSI) basert på ni faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg. Generelt fikk lommer, marine dykkender og skarvene en høy SSI-verdi, primært pga. dårlig manøvreringsevne, høy trussel- og bevaringsstatus samt følsomhet overfor forstyrrelse. I hekkesesongen fikk også skarver og ærfugl i tillegg til alkefuglene, siland og svartbak høy SSI. Av indikatorartene identifisert for forvaltningsplan Nordsjøen og Skagerrak er det skarver, ærfugl, alke og lomvi som har de høyeste SSI-verdiene. De laveste verdiene ble funnet for havhest, havelle, joer, måker og alkekonge.

De artsspesifikke sensitivitetsindeksene ble koblet med et mål for tetthet eller relativ andel av de aktuelle artene i 10×10 km ruter for å få en overordnet sårbarhetsindeks for sjøfugl i hekke- og overvintringsperioden relatert til vindkraftanlegg (WSI).

De sårbare områdene innenfor utredningsområdet i hekketiden (for joer, havhest, havsule og alkefugler) ble funnet helt nord, hovedsakelig innenfor aksjonsradius for fugl som hekker på Runde, samt i områder rundt koloniene Einevarden, Klovningen og Veststeinen (alle i Sogn og Fjordane). Sårbare områder for måker og terner ble funnet spredt langs hele kyststrekningen, mens for marine dykkender var de viktigste områdene på kysten av Vestfold, i Boknafjorden og ved ytre Sula. Sårbare områder for skarver reflekteres gjennom utbredelsen av den mellomeuropeiske underarten *sinensis* av storskarv som finnes i Sør-Norge, og er konsentrert i Øraområdet ved Fredrikstad (Østfold), enkelte steder på kysten av Vestfold og Aust-Agder, samt ved Lista (Vest-Agder), på Jæren (Rogaland) og ytre del av Boknafjorden (Rogaland). I vinterperioden var det særlig fire områder som utmerket seg med svært høy sårbarhet: Jomfruland ved Kragerø (Telemark), Mandal og Lista, Jærkysten og området fra Sula til Florø (Sogn og Fjordene). Disse er uten unntak områder som innehar viktige funksjoner for flere artsgrupper.

For de pelagiske artene er det vanskelig å forutsi hvordan en utbygging av vindkraftanlegg vil kunne påvirke fuglene. Generelt er imidlertid næringsrike beiteområder i vinterhalvåret gjerne knyttet til såkalte oppstrømsområder, områder med virvler og andre områder som har en naturlig høy produksjon av planktoniske organismer som er viktige for de fiskeslagene sjøfuglene beiter på.

De antatte konsekvensene for sjøfugl i forhold til offshore vind er oppsummert i **tabell 7.3**. Det er tatt utgangspunkt i full utbygging som beskrevet i Bartnes (2010). Ved en mindre omfattende utbygging enn dette vil konsekvensene bli mindre. Det vil naturligvis ikke ha noen effekter offshore, hvis de offshore vindkraftverkene ikke bygges.

Tabell 7.3. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av de ulike påvirkningsfaktorene fra offshore vindkraftanlegg i Nordsjøen/Skagerrak (2030). Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens situasjon	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Krykkje (PO)	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{3*}	Ingen ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}

For alkefugl er konsekvensene, på et generelt grunnlag, vurdert til middels. Det må her legges til at usikkerheten i vurderingen er stor, og kunnskapsgrunnlaget dårlig, noe som for øvrig gjelder for vurderingene for alle arter. De potensielle konsekvensene forventes å være svært avhengige av eventuell plassering av enkeltanlegg (hovedsakelig pga. forstyrrelse fra tilknyttet aktivitet) i forhold til artenes hekkekolonier og flygeruter til/fra de tilstøtende områder for næringssøk, samt eventuelle beiteområder og trekkveier i åpent hav til andre årstider. Konsekvensene for krykkje er vurdert som lave både i kystnære områder og i åpent hav, men en eventuell plassering av vindkraftanlegg i nærheten av hekkekolonier vil kunne få lokale konsekvenser. For ærfugl, storskarv og toppskarv er konsekvensene også vurdert som lave. Det antas at eventuelle negative konsekvenser for disse artene hovedsakelig vil være relatert til forstyrrelse fra tilknyttet aktivitet. Disse artene opptrer sjelden langt fra kysten, så eventuelle konsekvenser i åpent hav er ikke-eksisterende. Gråmåke og sildemåke har lave SSI-verdier, og eventuelle konsekvenser er derfor vurdert til å være ubetydelige.

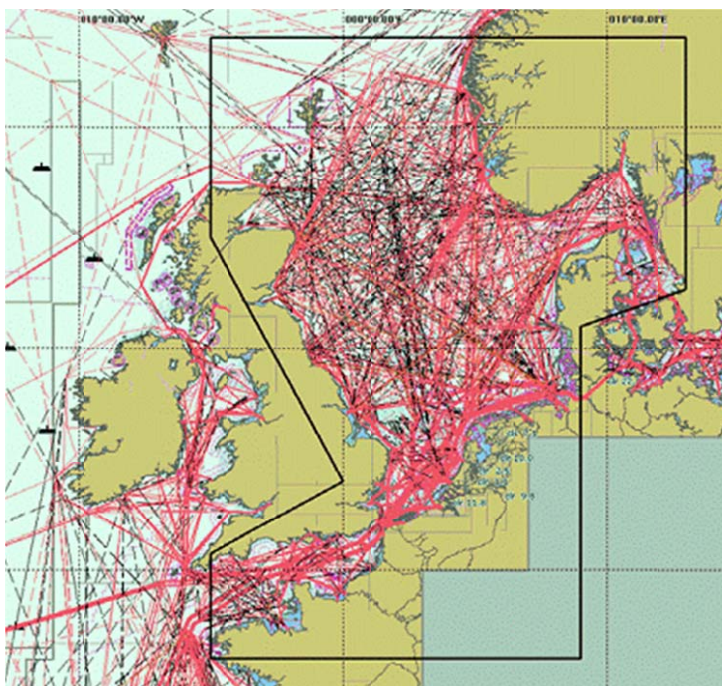
De samlede konsekvensene for sjøfugl i forhold til offshore vind er vurdert å være lave, men lokale forhold vil kunne forårsake høyere konsekvenser. Det vil derfor være viktig at det gjennomføres undersøkelser knyttet til hvilke sjøfuglarter som finnes i et eventuelt utbyggingsområde til forskjellige årstider, og hvordan disse bruker det aktuelle området for å finne mat. Det understrekes også at eventuelle konsekvenser knyttet til andre årstider enn hekke- og overvintringsperioden, ikke er omtalt her, og mulige konsekvenser i trekktidene og myteperioden bør undersøkes før utbygging av konkrete områder. Mange sjøfuglarter samles i større konsentrasjoner når de skifter fjær (myter) og er da ekstra sårbare for forstyrrelser.

8 Sektor Skipstrafikk

Dette kapittelet er en del av Kystverket og Sjøfartsdirektoratets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – sektor skipstrafikk. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser av driftsutslipp og akutte utslipp fra skipstrafikk ved dagens aktivitet og fremtidsbilde (2030) på sjøfugl. Faktagrunnlag for drifts- og akutte utslipp er hentet fra Kystverket & Sjøfartsdirektoratet (2010).

8.1 Skipstrafikk i utredningsområdet

Skipstrafikken i Nordsjøen og Skagerrak som helhet er mye mer kompleks og intensiv enn i Barentshavet og Norskehavet til sammen. I prinsippet finnes alle skipstyper og typer last i Nordsjøen og Skagerrak og godstrafikken til og fra Nordsjøhavnene viser en økende aktivitet. Over 70 % av utseilt trafikk går utenfor norsk økonomisk sone (NØS). Siden aktiviteten er så stor og foregår så nært innpå forvaltningsplanens gyldighetsområde, legger denne konsekvensutredningen også vekt på å beskrive konsekvenser av aktivitet som foregår utenfor forvaltningsplanområdet. Skipstrafikken i Skagerrak og den norske delen av Nordsjøen er preget av trafikk fra Østersjøen og ut i Nord-Atlanteren og av den norske kysttrafikken (**figur 8.1**). For en mer detaljert beskrivelse av skipstrafikken i Nordsjøen, viser vi til myndighetenes statusbeskrivelse (Kystverket & Sjøfartsdirektoratet 2010).



Figur 8.1
Skipstrafikken i Nordsjøen og Skagerrak.
(Kilde: OSPAR 2010)

8.2 Effekter av skipstrafikk på sjøfugl

Skipstrafikken kan påvirke sjøfugler på ulike måter. Det har vært mest fokus på problemene ved skipsfart etter avgrensede hendelser, som utslipp av olje ved skipsforlis, med etterfølgende store økologiske konsekvenser. Ved grunnstøtinger og forlis av fartøy som "Deifvos" på Helgeland i 1981 (Røv 1982), "Arisan" ved Runde i 1992, "Rocknes" ved Bergen i 2004 (Byrkjeland 2004), "Server" ved Fedje i 2007 (Lorentsen et al. 2008) og "Full City" ved

Langesund i 2009 (Lorentsen et al. 2010), ble det i hvert tilfelle registrert eller på annen måte sannsynliggjort at flere tusen sjøfugler omkom. I tillegg kommer grunnstøtningen av "Godafoss" ved Hvaler i 2011 som ingen ennå kjenner det totale omfanget av. Omfang og konsekvenser av avgrensede episoder avhenger sterkt av sted og tid for hendelsen. Et stort oljesøl i forbindelse med forlis av et tankskip langs norskekysten har i de verst tenkelige scenarioer potensial til å utrydde hele regionale bestander av sjøfugler.

Ikke bare forlis kan forårsake massedødelighet av sjøfugler gjennom oljeforurensning. Ved årsskiftet 1980/81 drev totalt 45 000 døde eller døende oljetilgriset sjøfugler inn til kysten av Skagerrak og ytre Oslofjord (Anker-Nilssen & Røstad 1982). Kilden viste seg å være det greske tankskipet "Stylis", som hadde tømt ut oljeblandet ballastvann på en overfart mellom Nederland og Norge.

Små, ulovlige oljeutslipp i tilknytning til vanlig drift samt små akutte utslipp som følge av driftsforstyrrelser eller småuhell ombord, kan forekomme så hyppig at de representerer en mer kronisk oljeforurensning til havs og kan være en like stor belastning for miljøet som de større, men sjeldnere uhellsutslippene. Undersøkelser har vist at selv små mengder olje fra kronisk oljeforurensning kan være skadelige for sjøfugl (Hampton et al. 2003, Frederiksen 2010, se også **kapittel 6** om petroleumsvirksomhet).

Oljen danner en tynn hinne på sjøen og dens hydrofobiske egenskap gjør at sjøfuglenes fjærdrakt lett absorberer oljen. Dette ødelegger fjærenes vannavstøtende struktur og reduserer fjærdraktens varmeisolerende egenskaper og fuglens oppdrift. Konsekvensen for de sjøfuglene som tilbringer mesteparten av tiden på sjøen er nesten alltid at fuglene etter hvert dør, enten av kulde eller sult. Fuglene kan også lett få i seg olje når de forsøker å pusse den tilsølte fjærdrakten, og de mange toksiske komponenter i oljen kan da skade indre organer og føre til ytterligere svekkelse eller død (Wiese & Ryan 2003). Omfanget av skader på sjøfugl er nesten umulig å fastslå ut fra størrelsen på oljesølet. Dette er demonstrert med all tydelighet i et litteraturstudium av 45 ulike utslipp, primært etter skipsuhell i kystnære farvann, der utslippsvolum kun forklarte 14 % av variasjonen i antall fugler funnet døde og 24 % av de tilhørende subjektive vurderinger av totalt skadeomfang (Burger 1993). Det registreres som regel flest døde fugler når utslippet skjer tett på land, men det gir ikke grunnlag for å hevde at massedødelighet forekommer i mindre grad når utslippet skjer langt til havs (Burger 1993). De fleste ulykkene skjer i vinterhalvåret hvor en rekke av de mest sårbare artene opptre pelagisk, og mange av fuglene som rammes til havs vil enten aldri nå land, eller strande så sent og/eller spres over et så stort område at de ikke blir registrert. Dette kan estimeres ved å slippe ut merkede døde fugler eller tilsvarende modeller (f.eks. treklosser) i det drivende sølet og registrere hvor stor andel som senere blir gjenfunnet strandet (f.eks. Piatt & Ford 1996), men manglende faglig beredskap gjør at slike undersøkelser sjelden blir foretatt.

Den største påvirkningen av skipstrafikk på sjøfugler antas å skyldes olje, men også utslipp av søppel og kjemikalier fra skip vil kunne ha negative konsekvenser.

8.3 Mulige konsekvenser av driftsutslipp på sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå

Til forskjell fra resten av de norske havområdene, har FNs sjøfartsorganisasjon (IMO) identifisert Nordsjøen som spesielt område under Vedlegg I og V i MARPOL-konvensjonen samt ECA-område (Emission Control Area) under vedlegg VI til MARPOL. Dette medfører at det er strengere utslippsregler for olje og søppel samt for svovelholdige avgasser til Nordsjøområdet enn til resten av norskekysten.

For å skille mellom konsekvensene fra driftsutslipp ved dagens aktivitetsnivå (2010) og uhell-situasjoner, presenteres her noen av kildene til forurensning fra den daglige drift av skips-

trafikk. Mulige konsekvenser av uhell vil deretter behandles i **kapittel 8.4**. Utslippene fra dagens skipstrafikk kan deles opp i utslipp til sjø av oljeholdig avfall, kloakk, søppel, og utslipp til luft. I tillegg vil bunnstoff også kort bli behandlet.

Utslipp av oljeholdig avfall

Det er to primære kilder til utslipp av oljeholdig avfall; lensevann (bilgevann) og vaskevann (slopvann). Lensevann dannes i bunnen av maskinrommene som følge av lekkasjer, vasking og smøreoljeseparatorer, og kan, i tillegg til olje, også inneholde andre stoffer og kjemikalier. Det oljeholdige vaskevannet stammer fra vasking av tankene. I tillegg produseres en rekke andre former for oljeholdig avfall om bord, slik som slam fra drivstoffseparatorer, avsetninger i bunkerstanker, samt annet avfall. Håndtering av olje- og kjemikalieholdig avfall om bord på skip er regulert i MARPOL 73/78 vedlegg I. Således er det kun tillatt å slippe ut oljeholdig vann fra maskinrommet med en maksimal oljeandel på 15 ppm, og utslipp av oljerester fra lasterom på oljetankskip er forbudt. Utslippsgrensen på 15 ppm monitoreres om bord, men det er knyttet en viss usikkerhet til hvor eksakt denne overvåkingen er.

Utslipp av kloakk

Utslipp av kloakk fra skip er regulert gjennom MARPOL 73/78 vedlegg IV. Det produseres hovedsakelig svart- og gråvann fra skipene i utredningsområdet. Svartvann stammer fra toaletter, sluk i bysser samt avløp fra lokaler som benyttes til medisinske formål og annet avløp med risikabelt biologisk materiale. Gråvann stammer fra dusjer, vaskeservanter, vaskeri og annet, mindre risikofylt husholdningsavløp.

Utslipp av søppel

Utslipp av avfall og søppel fra skip er regulert og håndtert gjennom MARPOL 73/78 vedlegg V. I henhold til dette er Nordsjøen, som nevnt tidligere, en del av et spesielt område under MARPOL. Dette betyr at alt annet enn matavfall og noe vaskevann skal beholdes om bord og leveres til godkjente mottak.

Utslipp til luften

Alle forurensende utslipp til luft fra skip med unntak av de som påvirker klimaet, er regulert i MARPOL 73/78 vedlegg VI. CO₂-utslipp er pr. dags dato ikke regulert i MARPOL, men det arbeides med saken.

8.3.1 Mulige konsekvenser av mindre utslipp av oljeholdig avfall

Mindre utslipp av oljeholdig avfall kan, hvis de skjer hyppig (kronisk), være en like stor belastning for miljøet som de større, men sjeldnere utslippene. Vi har ikke vurdert statistikk vedrørende omfanget av ulovlige utslipp av olje til sjøs, men Norge og de fleste andre nordsjølandene overvåker skipsfarten med SLAR-radarer som registrerer alle overflateoljeflak. Siden de fleste av de kroniske utslippene skjer til havs, er det en krevende oppgave å kvantifisere hvor stort omfanget av skadene på sjøfugl er. Som nevnt ovenfor, kan selv små mengder olje ha store konsekvenser for sjøfugl. Dette er det viktig å huske i vurderingen av konsekvenser.

Det må avslutningsvis poengteres at kronisk forurensning av olje på sjøen ikke kun stammer fra skipstrafikk, men at den også kan komme fra offshore petroleumsvirksomhet, og ved oljeutslipp og avløp fra land. Med unntak av store registrerte hendelser, er det derfor ofte komplisert å fastslå opprinnelseskilden til forurensningen. Det er således ikke kun i dette kapittelet, at problemstillingen vedrørende kronisk oljeforurensning tas opp. Mer informasjon om konsekvenser av kroniske utslipp, er bl.a. gitt i **kapittel 6.3.4** for petroleumsvirksomhet.

8.3.2 Mulige konsekvenser av kloakk

Kloakk utslipp til sjøen er regulert i MARPOL vedlegg IV, men slik forurensning antas ikke å ha noen betydelig konsekvens for sjøfugl på populasjonsnivå.

8.3.3 Mulige konsekvenser av utslipp av søppel

Selv om mengden av avfall og søppel er strengt regulert i MARPOL 73/78 vedlegg V, blir mye søppel kastet på sjøen. Alt annet enn matavfall og noe vaskevann skal leveres via godkjente mottaksordninger (Kystverket & Sjøfartsdirektoratet 2010). Utkastet matavfall, fiskeavfall og uønsket fisk vil kunne fungere som næringskilde for sjøfugler. Det er vanskelig å kvantifisere konsekvensene for sjøfugl av ulovlige utkast av annet avfall, som f.eks. forings- og pakningsmateriell, filler, metall, glass, steintøy osv. En del vil synke til bunns og vil derfor ikke ha en direkte påvirkning. Avfall som ligger i overflaten vil imidlertid ofte bli påspist av sjøfugler, og kan forårsake indre skader og nedsatt evne til videre fødeopptak. Dette gjelder spesielt for mikroplastikk.

Siden 1. januar 1989 har alt utslipp av plastikk vært forbudt i henhold til MARPOL 73/78 vedlegg V, men til tross for dette registreres stadig større mengder plastikk i de marine systemene. Dette viser at en betydelig mengde søppel/avfall slippes ut ulovlig, og at skipstrafikken nok fremdeles er en viktig kilde. Utslippene stammer både fra ulike aktiviteter i utredningsområdet og fra tilstøtende kystområder, samt fra havområder utenfor utredningsområdet. Konsekvenser av marint søppel generelt er behandlet i **kapittel 9.3.5**.

8.3.4 Mulige konsekvenser av utslipp til luften

Det antas at direkte utslipp til luften fra skip ikke har store konsekvenser for sjøfugl. Indirekte kan det få konsekvens gjennom klimaendring og forsuring av havet. Disse temaene er behandlet i **kapittel 10.1** og **10.2**. En indirekte effekt er dannelse av bakkenær ozon. Ozon dannes ved en reaksjon mellom nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser (nmVOC). Ozon er sterkt reaktivt med de fleste organiske molekyler, og vil særlig kunne ha effekt på sjøfugler gjennom deres respirasjonssystem. Man vet lite om effektene av ozon på sjøfugler, men det vil kunne føre til økte betennelsesreaksjoner og overfølsomhet i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og kroppstemperatur, og økt mottakelighet for infeksjoner. De største forekomstene av ozon finnes over havområder. Her er det allerede betydelig overskridelse av grenseverdien for dyreliv, med opp til 560 timer årlig med ozonkonsentrasjoner over 100 µg/m³ (Solberg et al. 2008). Bidraget fra skipstrafikk i Nordsjøen og Skagerrak kan derfor føre til en ekstra belastning for sjøfugl, men det er ukjent hvor mye belastning som vil tåles før det skjer målbare effekter på individnivå (Solberg et al. 2008).

8.3.5 Oppsummering konsekvenser av drift skipsfart

Konsekvenser av kloakk og utslipp til luft fra dagens skipstrafikk vurderes som helt ubetydelig for alle de fokuserte sjøfuglartene, mens spesifikk kunnskap om skipsfartens ansvar for utslipp av marint søppel og mindre oljesøl er funnet for utilstrekkelig til å trekke faglig bastante konklusjoner (**tabell 8.1**).

Tabell 8.1. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av de ulike påvirkningsfaktorene fra drift skipsfart i dagens situasjon. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Mindre oljesøl	Kloakk	Søppel	Utslipp til luft	Samlet konsekvens
Alke, alkekonge, lomvi (PD)	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Samlet konsekvens	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}

8.4 Mulige konsekvenser ved uhellssituasjoner ved dagens aktivitet

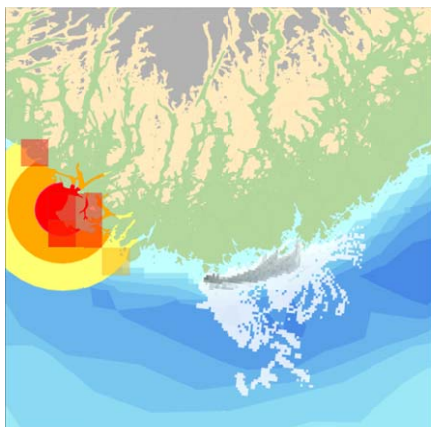
Tre scenarier for skipsuhell presenteres for dagens situasjon: Skagerrak, Fedjeosen og Vågsøy.

8.4.1 Skagerrak

Skipet MS Skagerrak mister motorkraft og driver til land i kraftig sørvestlig vind (**tabell 8.2**). 2500 liter brenselolje lekker ut over 10 timer, og ytterligere 200m³ de neste 10 timene. 100 m³ marin diesel lekker ut over 10 timer. 70 % av oljen er strandet i løpet av de første to døgnene.

Tabell 8.2. Hendelse Lista.

Sted	Lista
Lengdegrad	7° 30,84' Ø
Breddegrad	57° 52,58' N
Vind	17,9 m/s fra SV
Tidspunkt	10. januar 2005 kl. 09:00 (UTC)
Start utslipp	4 timer inn i simulasjonen (fartøyet driver til land)
Utslipp 1 (10 timer)	2 500 tonn IFO-380
Utslipp 2 (10 timer)	200 m3 IFO-380
Utslipp 3 (10 timer)	100 m3 marin diesel
Simuleringslengde	10 døgn



Figur 8.2
Overlapp mellom drivbane og sjøfuglforekomster (SVO-f) for hendelse Lista.

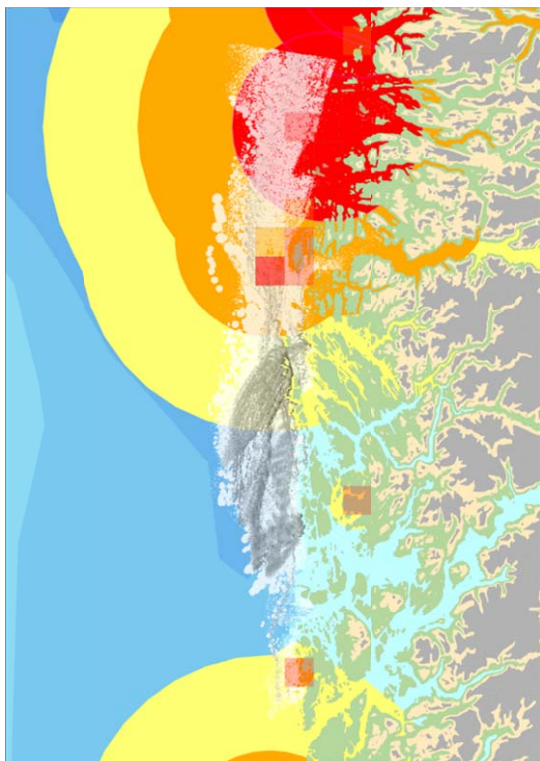
Området som berøres (**figur 8.2**) er et relativt viktig overvintringsområde for ærfugl. Pelagiske alkefugl trekker inn i området vinterstid og kan kanskje berøres. Ellers er det berørte området viktig som hekkeområde for kystnære overflatebeitende arter (sildemåke), men de ankommer først i mars-april til hekkeplassene og konsekvensen for denne gruppen er derfor liten, forutsatt at man klarer å rense opp den strandete oljen innen hekkesesongen.

8.4.2 Fedjeosen

Hendelse 5 – Fedje er eksempel på en stor ulykke, stedfestet til Fedjeosen i Hordaland (**tabell 8.3**). En tanker går på grunn og totalhavarerer. Store mengder bunkers og oljelast lekker ut i løpet av 12 timer, og utslippet fortsetter i 72 timer med lavere rate. Simuleringen er kjørt for 15 døgn. Etter 15 døgn er mer enn 50 % av oljen strandet, og noe over 10 % flyter ennå. (Kilde: Sintef)

Tabell 8.3. Hendelse 5 - Fedjeosen.

Sted	Fedjeosen
Lengdegrad	4° 43,3' Ø
Breddegrad	61° 44,35' N
Vind	8,3 m/s fra NNV
Tidspunkt	25. mai 1990 kl. 03:00 (UTC)
Momentanutslipp bunkers	500 m ³ IF-380
Momentanutslipp Osebergolje	10 000 m ³
Lengde momentanutslipp	12 timer
Utslipp av Osebergolje etter 12 timer	3 000 tonn
Utslipp av Norneolje etter 12 timer	14 000 tonn
Lengde utslipp etter 12 timer	72 timer
Simuleringslengde	15 døgn



Figur 8.3

Overlapp mellom drivbane og sjøfuglforekomster (SVO-f) for hendelse 5 – Fedjeosen

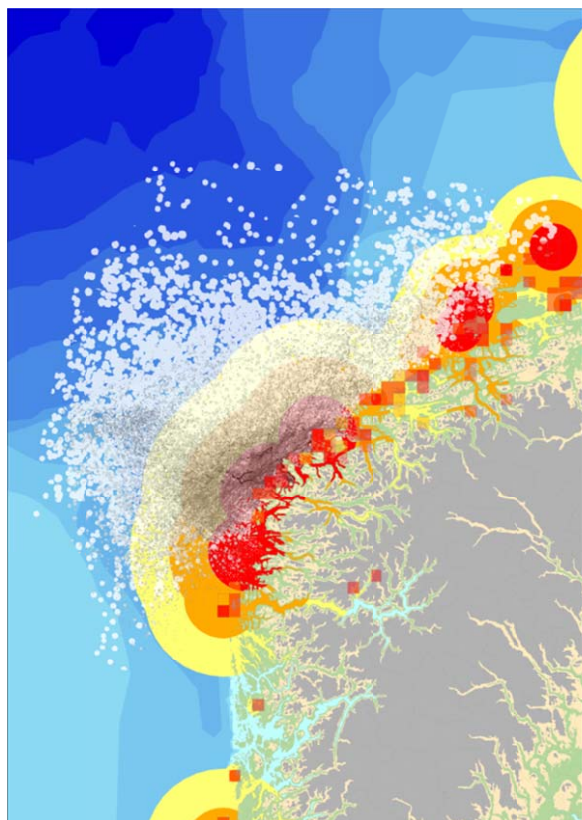
Utslippet driver både nord- og sørover (**figur 8.3**). Spesielt nordover kommer det inn i viktige hekkeområder for ærfugl i Solund, samt inn i funksjonsområdene for krykkje, alke, lomvi og lunde som hekker på Veststeinen og Einevarden. Influensområdet overlapper særlig med influensområdet for MS Server, i mindre grad for Rocknes-hendelsen. Flere enn 1000 sjøfugl dør, og det har stor innvirkning på de lokale bestandene. Imidlertid utgjør de ikke de helt store antallene sammenlignet med det man finner lenger nord (f.eks. i fuglefjellet på Runde). Hendelsen medfører store konsekvenser for ærfugl og teist (kystnære dykkende arter), og moderate konsekvenser for pelagisk dykkende arter (alke, lomvi og lunde). For pelagisk overflatebeitende arter forventes liten konsekvens.

8.4.3 Vågsøy

Hendelse 7 – Vågsøy er et scenario basert på en kollisjon der en russisk råoljetanker forliser i mars 2000 (**tabell 8.4**). Utslippet varer i 56 døgn, og 120 000 tonn råolje lekker ut, 20 000 tonn allerede første 12 timer.

Tabell 8.4. Hendelse 7 - Vågsøy.

Sted	Sør av Vågsøy
Lengdegrad	4° 39,78' Ø
Breddegrad	61° 59,88' N
Vind	4,5 m/s fra Ø
Tidspunkt	11. mars 2000 kl. 00:00 (UTC)
Momentanutslipp (12 timer)	20 000 tonn russisk råolje
Utslipp etter at fartøy synker (bunnutslipp)	100 000 tonn russisk råolje
Lengde utslipp (etter 12 timer)	56 døgn
Simuleringslengde	60 døgn



Figur 8.4
Overlapp mellom drivbane og sjøfuglforekomster (SVO-f) for hendelse 7 – Vågsøy.

Hendelsen ved Vågsøy er dramatisk både i omfang og varighet (**figur 8.4**). Den påvirker store deler av den totale hekkebestanden i Nordsjøen og Skagerrak gjennom å slå ut fugler av pelagisk dykkende (alke, lomvi og lunde) og overflatebeitende (krykkje, havsule, havhest) arter hjemmehørende i koloniene på Veststeinen, Einevarden og Runde, samt av viktige kystnære dykkende (storskarv, toppskarv, ærfugl) og overflatebeitende (gråmåke, sildemåke) bestander på Mørekyten, delvis utenfor forvaltningsområdet. Hendelsen har alvorlige konsekvenser for alle disse økologiske gruppene.

8.4.4 Oppsummering konsekvenser av akuttutslipp skipsfart

De fleste episoder med betydelige oljeforurensninger på kysten skyldes uhellshendelser med påfølgende akuttutslipp fra skip. Dette innebærer ikke nødvendigvis at utslippsmengdene fra skipsfarten totalt sett er større enn de fra offshore petroleumsvirksomhet, bare at de langt oftere medfører større forurensninger i kystnære områder. Skipsfarten rammer derfor i større grad enn offshorevirksomheten kystbundne sjøfuglbestander, mens forholdet vil være omvendt for pelagiske bestander. I hekkesesongen vil imidlertid alle bestander være utsatt på kysten. Hver hendelse i seg selv trenger ikke å ha noen stor betydning, men den samlede effekten av flere mindre akuttutslipp kan være meget betydelig, særlig om de forekommer forholdsvis hyppig. I den oppsummerende konsekvenstabellen (**tabell 8.5**) er likevel den samlede verdien satt til stor først og fremst fordi den simulerte hendelsen ved Vågsøy er så omfattende.

Tabell 8.5. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av de ulike påvirkningsfaktorene fra akuttutslipp skipsfart i dagens situasjon. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Simulert uhellshendelse			Samlet konsekvens
	Lista	Fedjeosen	Vågsøy	
Alke, alkekonge, lomvi (PD)	Ingen ^{2**}	Middels ^{2**}	Stor ^{2**}	Stor ^{2**}
Krykkje (PO)	Ingen ^{2**}	Lav ^{2**}	Stor ^{2**}	Stor ^{2**}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Lav ^{2**}	Middels ^{2**}	Stor ^{2**}	Stor ^{2**}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{2**}	Lav ^{2**}	Stor ^{2**}	Stor ^{2**}
Samlet konsekvens	Lav ^{2**}	Middels ^{2**}	Stor ^{2**}	Stor ^{2**}

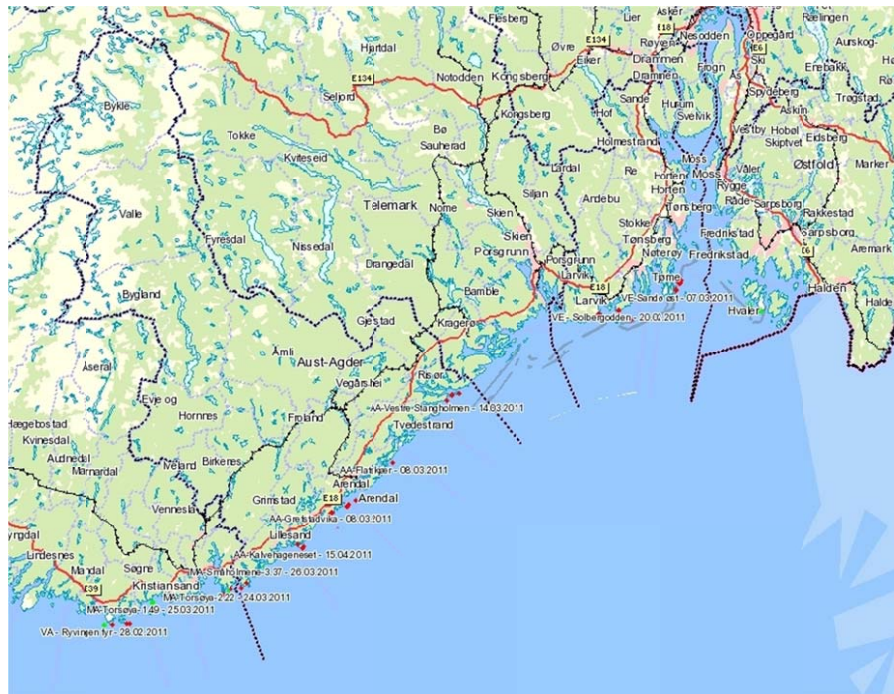
8.5 Faktiske uhellshendelser skipsfart

8.5.1 MS Godafoss

Containerskipet Godafoss grunnstøtte 17. februar 2011 på Kvernskjær mellom Asmaløy og Kirkøy i Hvaler. Skipet hadde ifølge Kystverket trolig rundt 800 tonn tungolje om bord. Lekkasjene var i to tanker midtskips, med 250 tonn olje i hver. Opptil 500 tonn kan derfor ha lekket ut fra havaristen, men det er usikkert nøyaktig hvor mange tonn som faktisk har lekket ut. Til sammenligning lekket det ut 300 tonn fra Full City i 2009 (**kapittel 8.5.2**)

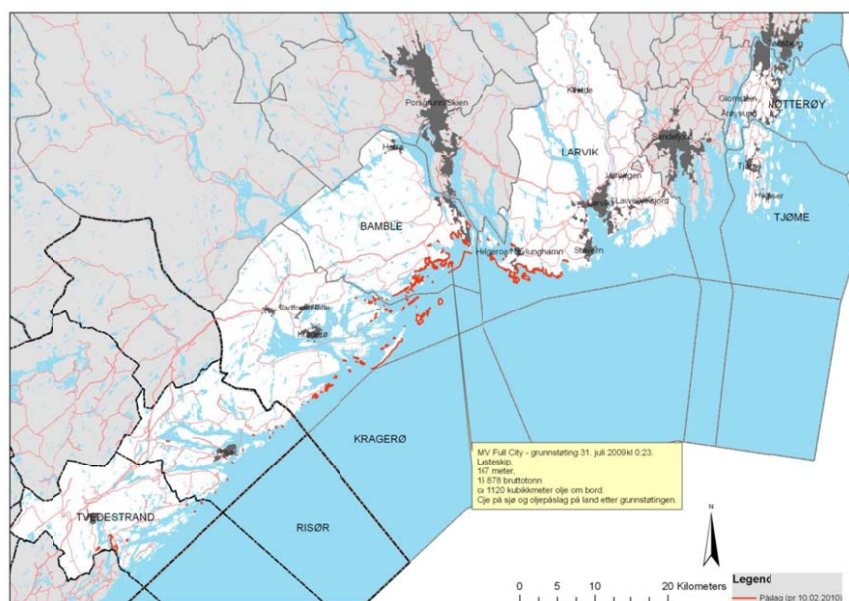
Oljelekkasjen ble stanset dagen etter havariet. Oljen spredde seg over et større område sørvestover med havstrømmen og nedover sørlandskysten (**figur 8.5**). Olje nådde land bl.a. på Akerøya og Vikertangen i Hvaler, og traff også flere øyer i Vestfold, bl.a. Bolærne (Nøtterøy), Leistein, både Vestre- og Østre Bustein, Sandø og Kløvningen (alle i Tjøme kommune). Det er

også funnet olje utenfor øyene Jomfruland og Stråholmen sørvest for Langesund, nettopp der WWFs mannskaper ryddet olje etter Full City. Oljen spredde seg videre sørvestover og nådde Risør og Arendal kommuner på sørlandskysten. Influensområdet dekker viktige hekke- og overvintringsområder for ærfugl. Likevel regnes konsekvensene av hendelsen å være liten på bestandsnivå. Skadeomfanget er foreløpig ikke ferdig utredet.



Figur 8.5
Spredning av olje (lilla arealer med dato for første registrering) etter grunnstøtningen til MS Godafoss i Hvalerøygruppen 17.2.2011.

8.5.2 MV Full City

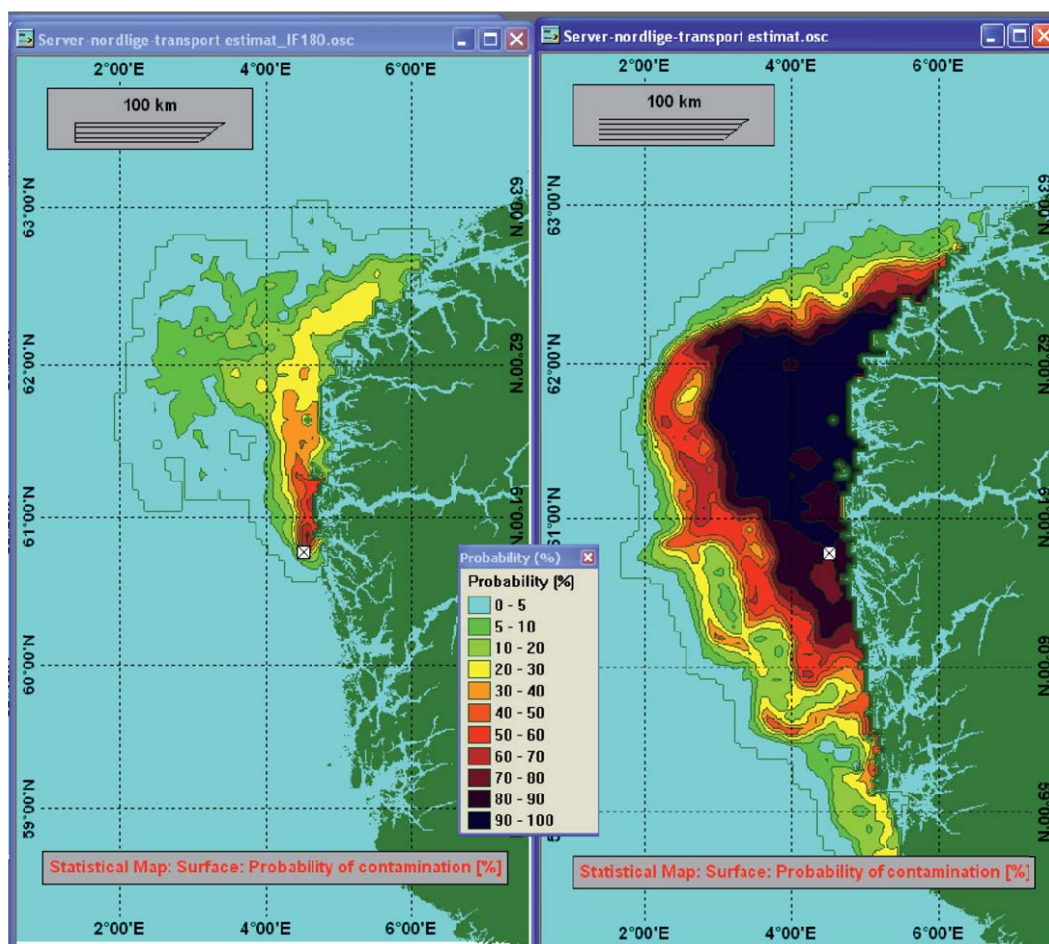


Figur 8.6
Registrert oljepåslag pr. 10.2.2010 og restriksjonsområder på kysten av Bamble og Kragerø etter at MV Full City forliste ved Langesund 31.7.2009. (Kart: Østlandsforskning Påslagsdata: Kystverket)

MV Full City forliste ved Langesund 31. juli 2009, med etterfølgende akuttutslipp av olje som drev sørvestover langs skagerrakkysten (**figur 8.6**). Minimum 1301 ærfugl og ca. 500 individer av andre arter døde som en følge av oljesølet, og Lorentsen (2010) angir et estimert tap for ærfugl på 1500-2000 individer fra lokale bestander. Lorentsen konkluderer også med at det ikke kan spores langtidseffekter av hendelsen for sjøfugl. Konsekvensen settes til lav, med en relativt stor usikkerhet i forhold til vurderingen.

8.5.3 MS Server

Lasteskipet MS Server forliste og brakk i to ved Fedje i Nordhordland 12. januar 2007. Det er beregnet at ca. 655 tonn olje lakk ut av vraket. Områdene som fikk mest føling med oljeforurensingen var Fedje, nordvestre deler av Øygarden og vestsiden av Austrheim, men en rekke spredte påslag av olje ble også registrert langs den ytre kysten av Sogn og Fjordane (**figur 8.7**). Oljen spredte seg raskt over et stort område langs Vestlandskysten. Hendelsen er ikke ulik den som er beskrevet for Fedjeosen ovenfor (**kapittel 8.4.2**), bortsett fra at det var snakk om relativt beskjedne mengder med olje som lekte ut.



Figur 8.7

Simulert utslipp av olje (IFO 180) over 12 timer sør for Fedje mellom 10. og 15. januar 2007. Transport av olje simulert over 25 dager, basert på strømhastighet på 4 km/time og vindfelt beregnet av Meteorologisk institutt for perioden 8. januar - 11. februar 2007. Kartet t.v. viser Sannsynlighet for ankomst av olje på overflaten, når nedblanding og stranding er tatt i betraktning, mens kartet t.h. viser sannsynlighet for ankomst av olje på overflaten, uten at nedblanding og stranding er medregnet. (Kilde: Kystverket/IUA Bergen region 2008)

Tapsomfanget av sjøfugl etter Server-forliset er svært usikkert, men ble beregnet til å være i området 3200-8000. Ærfugl (1000-2500) og gråmåke (1000-2000) dominerte. Denne hendelsen alene vil neppe gi store utslag på sikt for noen av de rammede sjøfuglbestandene. Hendelsen kom imidlertid som et tillegg til en rekke andre faktorer som påvirker sjøfuglene langs Vestlandskysten. Langt på vei de samme sjøfuglbestandene ble også rammet av forurensningen fra Rocknes i 2004. Miljøundersøkelsene i etterkant indikerer likevel ingen dramatiske langtidsvirkninger på bestandene som ble rammet.

I alt 1554 oljeskadde fugler fordelt på 22 arter er innrapportert. Hvor stor den reelle avgangen i bestandene har vært etter hendelsen er høyst usikkert; et konservativt estimat antyder et minimum av 3200 fugler, det maksimale estimatet ca. 8000. Usikkerheten er stor fordi værforholdene i lang tid etter forliset var svært krevende og vanskeliggjorde effektive registreringer av tapsomfanget.

Selv om ærfugl og gråmåke var sterkest rammet antallsmessig (se over), fikk også viktige vinterområder for havelle sterk føling med olje. Tapsomfanget for storskarv og toppskarv er mer uvisst, men antas å ligge mellom 200-500 individer av hver av artene. Det forventes ikke dramatiske negative langtidseffekter på noen av bestandene som en følge av forurensning etter dette havariet alene. En slik hendelse representerer likevel en negativ faktor som kommer i tillegg til en rekke andre forhold som for tiden påvirker sjøfuglbestandene på Vestlandet, og får således en forsterket betydning. Mest merkbar kan kanskje situasjonen bli for teist. Bestanden av denne arten er for tiden sterkt redusert i regionen, og muligens kan lokale hekkeforekomster bli slått helt ut som en følge av forliset.

Konsekvensene settes til middels for teist, og lav for ærfugl, toppskarv, storskarv (kystbundne dykkende arter) og gråmåke (kystbundet overfatebeitende art). Pelagisk beitende sjøfugler ble berørt i mindre grad, og konsekvensene er vurdert som ubetydelige (ingen konsekvens) for disse artene.

8.5.4 MS Rocknes

MS Rocknes forliste i Vatllestraumen i Hordaland 19. januar 2004, og olje fra skipet drev utover Hjeltefjorden de neste dagene (**figur 8.8**). Det er beregnet at 2000-3000 fugler fordelt på 19 arter, døde under hendelsen. Ærfugl, gråmåke og storskarv dominerte materialet, noe som ikke var uventet siden dette er de vanligste sjøfuglartene på dette kystavsnittet til den aktuelle årstiden (Byrkjeland 2004). Byrkjeland (2004) har diskutert hendelsens innvirkning inngående, og teksten under baserer seg i stor grad på hans vurderinger.



Figur 8.8
Influensområdet for Rocknes-ulykken i 2004

Byrkjeland (2004) poengterer at isolert sett vil det foreliggende skadeomfang neppe representere vesentlige langsiktige konsekvenser for noen av de fuglebestander som ble rammet. Slik forurensning er imidlertid en ekstra negativ faktor som kommer i tillegg til en rekke andre negative forhold som gjelder for sjøfuglene og har vært rådende i flere tiår (næringssvikt, garndød m.v.). Hendelsen får dermed større betydning enn tilfellet ellers ville fått.

Den potensielle hekkebestanden av ærfugl i det berørte området var bare noen få prosent lavere enn i tilstøtende områder som var uten forurensning. Hekkeresultatet for disse ærfuglene er imidlertid ikke kjent. Tettheten av hekkende tjeld i mai 2004 var bare halvparten i influensområdet sammenliknet med et referanseområde utenfor.

Ingen SVO-f-områder ble berørt, og heller ikke prioriterte SVO-er ble berørt. Samlet sett er derfor konsekvensen av denne hendelsen satt til lav.

8.5.5 Oppsummering konsekvenser av faktiske akuttutslipp, skipsfart

Konsekvensene for sjøfugl av hendelsene som er diskutert i de foregående avsnittene er oppsummert i **tabell 8.6**. Flere av disse hendelsene har overlappende influensområder, noe som samlet sett gir større konsekvenser. For eksempel ble bestandene som ble belastet under Rocknesforliset også utsatt for den noe mer alvorlige hendelse med Server. Influensområdene for oljeforurensningene fra Godafoss og Full City er også overlappende. Dette tegner et bilde for konsekvens som synes realistisk både for dagens situasjon og ved fremtidsbilde (2030) som kort er beskrevet i **kapittel 8.6**, men som vi, så langt vi har kunnet bedømme det i arbeidet med denne utredningen, ikke har hatt tilstrekkelig kunnskap og datagrunnlag for å nyansere ytterligere.

Tabell 8.6. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av et utvalg faktiske uhellshendelser med akuttutslipp fra skipsfart innenfor utredningsområdet i perioden 2004-2011. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Faktisk uhellshendelse				Samlet konsekvens
	Godafoss	Full City	Server	Rocknes	
Alke, alkekonge, lomvi (PD)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}	Ukjent ^{3*}	Ingen ^{2**}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}	Ukjent ^{2**}	Ingen ^{2**}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Middels ^{3**}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{2**}	Ingen ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Middels ^{2**}
Samlet konsekvens	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Middels ^{2**}

8.6 Fremtidsbilde (2030)

Nordsjøen er, som tidligere nevnt, utpekt i MARPOL-konvensjonen som et spesialområde mht. håndtering av søppel og olje. De lasterestene som slippes ut er kun de som er igjen etter skipene er vasket helt ut. Når det gjelder søppel, er det i Nordsjøen bare tillatt å slippe ut kvernet matavfall etter MARPOLs vedlegg V. Avfall som ikke kan slippes ut fra skip skal etter reglene leveres ved mottaksordninger for slikt avfall, etablert i alle trafikkhavner i Nordsjøen. Utslipp av kloakk fra skipsfarten er regulert i vedlegg IV til MARPOL-konvensjonen. Ballastvannkonvensjonen (som forventes å tre i kraft i 2012) vil medføre krav til rensing av ballastvann. I perioden frem mot 2030 forventes det også utvikling av internasjonalt regelverk

for å redusere faren for spredning av fremmede organismer fra utvendig begroing på skipsskrog. Utslipp av SO_x og NO_x vil dessuten reduseres frem mot 2030, som en følge av endringer i det internasjonale regelverket.

Basert på observasjoner fra overvåkingsfly o.a. vet vi at skipsfarten foretar ulovlige utslipp til Nordsjøen, både av oljerester og av søppel. Oljerestene kan enten være oljeholdig vann eller slam fra motorrom eller ballastvann med olje fra oljetanker. Vi har imidlertid ingen oversikt eller troverdige estimater for omfanget av slike utslipp (Klif 2011a)

8.6.1 Oppsummering fremtidsbilde 2030 for akuttutslipp skipsfart

Inputdata for slike scenarier forelå ikke da denne rapporten ble utarbeidet. Vi har derfor ikke et tilstrekkelig datagrunnlag for å nyansere ytterligere de konsekvenser som tegnet seg ved vurderingen av utvalgte scenarier (**tabell 8.5**) og kjente uhellepisoder (**tabell 8.6**) for dagens situasjon. Det utvidete trafikkseparasjonssystemet som nå er videreført fra Lofoten til Østfold, vil kunne begrense sannsynligheten for uhell og derved skade på sjøfugl.

9 Sektor Land- og kystbasert aktivitet

Kapittel 9 er en del av Klima- og forurensningsdirektoratets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – sektor land- og kystbasert aktivitet. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser for sjøfugl av utslipp av næringssalter, søppel og miljøgifter fra landbruksaktiviteter, industriaktiviteter, aktiviteter i kommunal sektor, akvakulturanlegg og akutte uhellsutslipp fra landanlegg i kystsonen ved dagens aktivitet (2009) og fremtidsbilde (2030). I tillegg vil friluftsliv og jakt i kystsonen blir vurdert. Faktagrunnlaget er hentet fra Klif (2010a).

Det er fortsatt et ekstra press på kystsonen for videre utbygging av bolig- og hyttefelt, selv om økningen i bosettingen langs kysten har avtatt noe de siste årene. Ytterligere bygging i strandsonen er imidlertid sterkt regulert, og for sjøfugl er det nok først og fremst beboernes ferdsel i nærområdene som vil ha størst effekt. Denne vil, naturlig nok, være prissatt de lokale forholdene der slike utbygginger finner sted, men i den grad det er mulig å generalisere vil vi anta at konsekvensene som regel vil være mindre alvorlige enn de som er angitt for turisme og friluftsliv.

9.1 Pågående aktiviteter i utredningsområdet

Med kystsonen forstås alle sjøarealer innenfor yttergrensen for plan- og bygningslovens virkeområde (dvs. inntil én nautisk mil utenfor grunnlinjen), samt standsonen og de landområder som økologisk, bruksmessig eller identitetsmessig kan knyttes til kysten. Kystsonen har et rikt plante- og dyreliv både i sjøen og på land, og er av meget stor betydning for bosetting, industri, akvakultur, fiske og friluftsliv. Enkelte slike aktiviteter i våre nærmeste naboland kan også bli nevnt, dersom de kan påvirke utredningsområdet på samme måte som tilsvarende aktiviteter innenfor norsk del av Nordsjøen og Skagerrak. Dette er fordi Norge i forhold til de viktigste havstrømmene i Nordsjøområdet ligger nedstrøms for en rekke aktiviteter som har sitt opphav i andre land og tilstøtende havområder.

Sjøfugler er i ulik grad tilknyttet kystsonen. I hekkesesongen opptrer naturlig nok de fleste artene på kysten, mens dette varierer betydelig mellom artene den resterende delen av året. På norsk side av Nordsjøen og Skagerrak er kysten forholdsvis tett bebygd sammenlignet med resten av landet. Til sammen finnes det 450 000 boliger, fritidsboliger, naust, garasjer og andre bygninger innenfor 100 m fra strandlinjen, og rundt 280 000 mennesker er bosatt i dette 100-metersbeltet. Utslippene til kystområdene omfatter hovedsakelig næringsstoffer og organisk materiale som bl.a. inneholder miljøgifter, bakterier og virus. Miljøgifter tilføres også miljøet via utslipp av kjemikalier og andre stoffer. I tillegg til utslipp produseres store mengder avfall og det slippes ut CO₂ i forbindelse med oppvarming av boliger og transport. Langs kysten ligger også mange industrianlegg og andre bedrifter som gjennom sin virksomhet kan påvirke kysten. Ved akutte uhell er det risiko for at olje og andre miljøfarlige stoffer kan lekke ut fra slike landanlegg, føres med vind og strøm til sjøfuglenes leveområder og påvirke fuglene direkte eller indirekte via næringskjeden. Siden sjøfugler gjennomgående er svært stedtro til sine hekkeplasser, vil de lokale effektene forventes å bli størst om slike hendelser inntreffer i sommerhalvåret. Ved hendelser til andre årstider er de tilstedeværende fuglene som oftest hjemmehørende i helt andre hekkeområder. Konsekvensene vil dermed spres over et mye større område og være langt mer krevende å kvantifisere, selv om et langt større antall fugler skulle bli berørt. Områder med særlig god næringstilgang tiltrekker seg fugl fra flere bestander av samme art, og bare et fåtall av de lokale hekkebestandene (f.eks. ærfugl og teist) vil i noen grad kunne foreventes å utnytte det samme området gjennom hele året.

Den stramme tidsplanen i utredningsarbeidet gjorde at vi ikke kunne vurdere potensielle uhellshendelser med utslipp av miljøgifter fra de utvalgte bedriftene i nærmere detalj. Bl.a.

manglet vi tilstrekkelig informasjon om hva slags kjemikalier som mest sannsynlig kunne slippe ut, og i hvilket omfang. Potensielle effekter av langtransporterte miljøgifter er imidlertid behandlet i kapittel 9.3, og i mange tilfeller vil virkningsmekanismene kunne antas å være sammenfallende men normalt på en betydelig mindre skala.

Merk spesielt at i tilfeller hvor slike uhell kan føre til oljesøl i marine områder (f.eks. fra oljeraffinerier), har vi ikke hatt tilstrekkelig med inputdata (ei heller kapasitet) til å vurdere sannsynlige konsekvenser for sjøfugl spesifikt. Vi henviser imidlertid til kapitlet om skipstrafikk som vurderer scenarier med uhellsutslipp av olje andre steder i utredningsområdet (**kapittel 8.4**). Store uhellsutslipp av olje til marint miljø fra landbaserte anlegg vil lett kunne føres med kyststrømmen og med potensial for å ramme i alle fall nærliggende områder av særlig verdi, med tilsvarende store konsekvenser som vurdert for de simulerte uhellshendelsene av skipsfart.

9.2 Fremtidsbilde (2030)

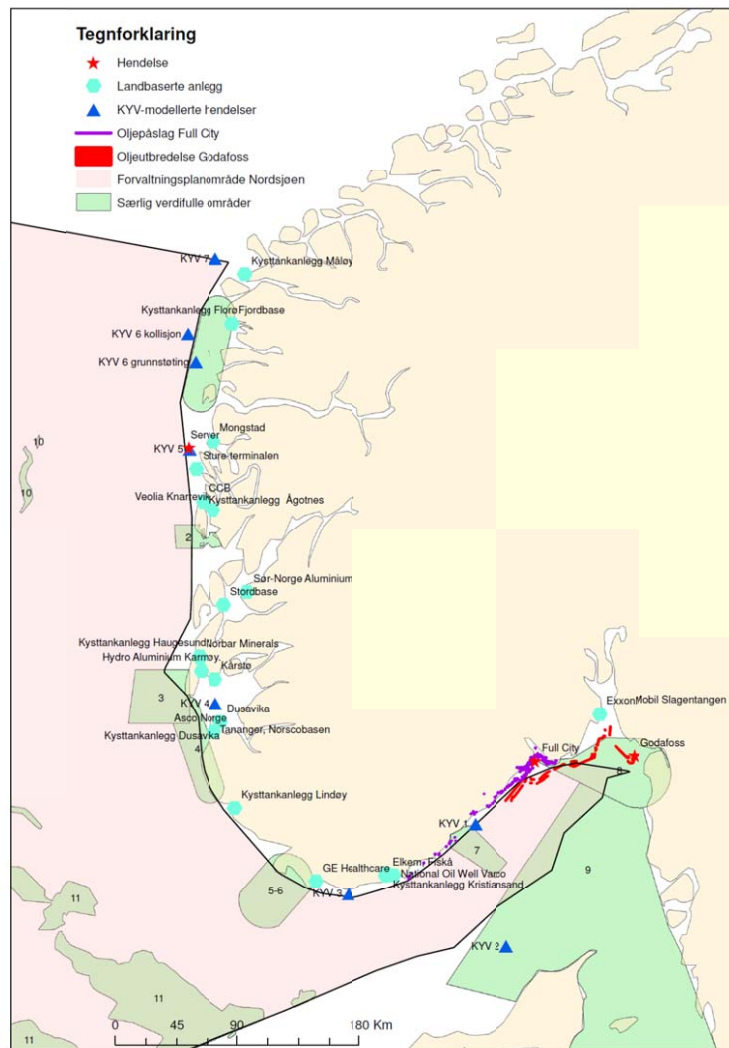
I det skisserte fremtidsbildet (2030) antas at utviklingen går langsomt i positiv retning og at utslipp av næringsstoffer både fra landbruk, industri og kommunale avløp er redusert. Den økende befolkningsveksten vil øke presset på kommunale avløp, men bedre renseteknologi og et strengere regelverk for utslipp vil kunne veie opp for denne utviklingen. Mest sannsynlig vil det være færre og miljømessig bedre industrianlegg i kystsonen. Tilførselen av miljøgifter via elver har vært synkende gjennom de siste tiårene, og man forventer at trenden fortsetter. Uhellsutslipp er det vanskelig å spå noe om. Oppdrettsbransjen er i stor vekst, og mye tilsier at veksten vil øke i fremtiden. Anleggene vil trolig flyttes lenger ut i havet og vekk fra kystsonen. Dette reduserer miljøkonsekvensene av fôrutslipp og ekskrementer. Bruken av kystsonen som rekreasjonsområde forventes å øke i samsvar med en økende befolkningsvekst. I hvilken grad dette vil påvirke sjøfugl avhenger i stor grad av hvordan friluftslivet blir tilrettelagt. Økende befolkningsvekst i hele Nordsjøregionen gjør at en kan en forvente mer marint søppel så lenge sannsynligheten for at avfall ender opp i havet er ikke redusert. I tillegg vil økt befolkning også kunne medføre økende utslipp av nye stoffer som vi i dag ikke kjenner miljøkonsekvensene av.

9.3 Konsekvenser av land- og kystbasert virksomhet

9.3.1 Landanlegg langs kysten

Av de fire landanleggene som er valgt ut for nærmere utredning, ligger tre i eller tett opp til viktige områder (SVO-områder) for sjøfugl (**figur 9.1**). Statoil Mongstad ligger rett sør for Bremanger og Ytre Sula (SVO-område), og et akutt utslipp av olje vil følge strømmen nordover langs kysten og inn i SVO-området. Avhengig av tidspunktet på året kan dette få store konsekvenser for hekkende sjøfugl. Akutte oljeutslipp fra raffineriet på Slagentangen vil, pga. Slagentangens plassering i Oslofjorden, ha størst potensial for skade i Vestfoldskjærgården og Skagerrakkysten videre sørvestover til Agder-fylkene. Ved vestlige og sørvestlige vinder kan også det meste av Østfoldkysten med Ytre Hvaler nasjonalpark bli berørt. Alle disse områdene er viktige områder for sjøfugl i sommerhalvåret, og ytre Oslofjord er også et særlig viktig område vinterstid, spesielt for marine andefugler. I åpent hav er det også tidvis store forekomster av overvintrende alkefugler. Både i sommer- og vinterhalvåret kan derfor et akutt utslipp lett berøre flere viktige habitater for sjøfugl, noe som senest ble demonstrert med all tydelighet etter havariene til lasteskipet "Full City" 31.7.2009 (bl.a. Lorentsen et al. 2010) og containerskipet "Godafoss" 17.2.2011 (Lorentsen et al. under utarbeidelse), og i enda sterkere grad da et lite utslipp i rom sjø fra tankskipet "Stylis" i Skagerrak i romjula 1980 (f.eks. Anker-Nilssen et al. 1988) førte til stranding av flere oljeskadede sjøfugler enn etter grunnstøtingen av "Exxon Valdez" i Alaska i 1989. En uhellssituasjon med oljesøl fra det svenske oljeraffineriet Preemraff, vil på tilsvarende måte kunne ramme viktige område for sjøfugl i hele Ytre Oslofjord.

Figur 9.1
Kart som viser fordelingen av viktige landbaserte anlegg, modellerte uhellshendelser, utbredelse av olje etter grunnstøtingene til Full City og Godafoss og særlig verdifulle områder i de kystnære delene av utredningsområdet. (Kilde: Klif)



Vi har ikke satt oss inn i detaljene for beredskapen ved hverken Slagentangen eller Preemraff, men antar likevel at lokal uhellsberedskap ved slike raffinerier og andre landbaserte oljeanlegg, (spesielt kysttankanlegg) er så godt organisert og utstyrt at effektive, skadebegrensende tiltak blir iverksatt nesten umiddelbart. Sannsynligheten for å få rask kontroll med et utslipp må derfor forventes å være mange ganger større ved et slikt anlegg enn om utslippet forårsakes av et skipsuhell. En ytterligere sikring er at mange av disse anleggene er plassert i relativt skjermede farvann og dermed har mindre potensial for å berøre store, sjøfuglrike områder. Som nevnt innledningsvis (**kapittel 9.1**) har store uhellsutslipp av olje til marint miljø fra landbaserte anlegg likevel betydelig potensial for å ramme i alle fall nærliggende områder av særlig verdi, med tilsvarende store konsekvenser som vurdert for simulerte uhellshendelsene av skipsfart (**kapittel 8.4**).

GE Healthcare bruker en rekke kjemikalier og andre miljøfarlige stoffer i sin produksjon av diagnostisk, medisinteknisk utstyr. Et eventuelt utslipp av slike kan tenkes å nå Listastrendene hvor sjøfugl er en særlig viktig verdi. Vi har ikke grunnlag for å spekulere i et mulig skadebilde, og i hvilken grad dette vil kunne få betydelige konsekvenser for fugl. Et kjemikalieutslipp kan kanskje lett tenkes å være vanskeligere å oppdage enn hva tilfelle er med olje, men det kan også være enklere å begrense når det først er oppdaget. Igjen er det å håpe at den lokale beredskapen er god. Katastrofiske uhellshendelser, hvor f.eks. et landbasert anlegg blir helt

eller delvis ødelagt som følge av eksplosjon, kan imidlertid bli svært vanskelige å håndtere. Dette gjelder selvsagt også raffinerier og andre anlegg som håndterer olje.

Vår oppsummerende vurdering av mulige konsekvenser for sjøfugl av virksomheten ved eksisterende landanlegg (**tabell 9.1**) er vedheftet betydelig usikkerhet. Utfallet er i praksis prisgitt om det inntreffer større uhell som kan berøre viktige sjøfuglområder. I de fleste tilfeller er dette vurdert som lite sannsynlig, men oljesøl fra anlegg som håndterer større volum av olje har potensial for å nå slike områder. Mange av disse anleggene ligger i relativt skjermede områder og må forventes å ha en velfungerende beredskap og tilstrekkelig utstyr til å takle eventuelle uhellssituasjonene bedre enn ved f.eks. skipsuhell, som skjer på uforutsigbare steder og påviselig forekommer mange ganger hyppigere i disse farvannene. Vi vurderer derfor konsekvensen som lav for alkefugler, ærfugl og skarv, som er mest følsomme for oljeskader, og som ubetydelige for de øvrige artene.

Tabell 9.1. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av virksomheten ved landbaserte anlegg i, og i umiddelbar nærhet av utredningsområdet. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens aktivitet (2009)	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Lav ^{2**}	Lav ^{2*}
Krykkje (PO)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Lav ^{2**}	Lav ^{2*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{2**}	Lav ^{2*}

9.3.2 Utslipp av næringsstoffer

Utslipp av næringsstoffer kommer spesielt fra landbruket, kommunale avløp og kystnær industri, med overgjødning i landbruket som den største kilde av næringsstoffer til det marine miljøet (Klif 2010a). Tilførsler som skyldes nedbør og naturlige prosesser i jordsmonn og berggrunn via vassdragene er også en betydelig kilde, men vil ikke bli behandlet her.

Siden 1985 har landbruket, den viktigste lokale kilde til utslipp av næringssalter, redusert sine utslipp av fosfor og nitrogen langs Skagerrakkysten med hhv. omlag 35 % og 25 % (Miljøstatus 2011). Landbruket er likevel fremdeles den største kilden til fosforutslipp i området. Utslipet av fosfor er langt mindre enn utslippet av nitrogen. Landbrukssektoren står også for 9 % av de samlede, nasjonale utslipp av klimagasser (Klif 2010a). Det er likevel viktig å poengtere at en svært betydelig del av næringssaltene som tilføres utredningsområdet er langtransporterte via havstrømmer og stammer fra kilder i andre deler av Nordsjøregionen. Det er, naturlig nok, vanskelig å skille effektene av disse fra effektene av de som har et mer lokalt opphav.

9.3.2.1 Effekter på sjøfugl ved dagens utslipp av næringsstoffer

Avrenning av næringsstoffer fra land kan føre til store endringer i det marine miljøet, både i form av eutrofiering, nedslamming og forurensning. Tilførselen av næringssalter kan skade det marine økosystemet, spesielt i indre kyststrøk og andre skjermede farvann, gjennom økt algevekst og økt mengde partikler i vannet og på havbunnen. Dette kan gi redusert sikt i vannmassene, oksygenmangel og økt dødelighet for organismer med lav mobilitet, herunder

også enkelte fisk. Eutrofiering vil favorisere hurtigvoksende, trådformede alger som kan overgro og utkonkurrere de dominerende artene i et upåvirket system (f.eks. tang, sukkertare og ålegras). Forholdene vil altså kunne bidra til å endre det biologiske mangfoldet. Langs Skagerrakkysten har avrenning fra land medført nedslamming som har bidratt til at 80 % av sukkertaren er forsvunnet (f.eks. Moy 2007, Klif 2009). På Vestlandet er 40 % av sukkertaren forsvunnet, men til forskjell fra Skagerrakkysten skyldes påvirkningen her i større grad utslipp av næringsstoffer fra akvakulturen (se nedenfor). Sammen med klimaendringer som fører til høyere sjøtemperatur, vil fortsatt tilførsel av næringssalter gjøre det vanskelig for sukkertaren å restituere (Klif 2009).

Tareskogen er et særdeles produktivt system som danner leveområder for et høyt mangfold av påvekstalger og dyr (f.eks. Rinde et al. 1992, Skadsheim & Rinde 1994, Christie 1995, Fosså 1995). Hvis næringssaltbelastning og nedslamming reduserer tareskogene, og dermed også oppvekstvilkårene for fiskeyngelen i tareskogen, vil det kunne få store konsekvenser oppover i næringsnettet. Bunndyr- og fiskespisende sjøfugler som søker næring i tareskogen, som f.eks. ærfugl, skarver og teist, kan bli kraftig berørt hvis omfanget av tareskogen ble redusert (se også tåretråling i **kapittel 5.8**). Avrenning kan også få konsekvenser for sjøfugl gjennom økt opptak av pesticider, tungmetaller og andre miljøgifter. Effekter av slike påvirkninger er behandlet i **kapittel 9.3.3**, men effektmekanismene vil være parallelle til de som er beskrevet for konsekvenser av langtransportert forurensning (jf. **kapittel 10.2**).

9.3.2.2 Utslipp av næringsstoffer fra akvakulturanlegg

Akvakultur er en næring i rask utvikling. Utviklingen startet forsiktig i 1970-årene og i 1985 ble det produsert ca. 50 000 tonn i Norge. I 1995 var produksjonen kommet opp i 276 000 tonn, mens den totale omsetningen av laks og regnbueørret i 2008 var på hele 822 960 tonn. Innenfor utredningsområdet finnes de fleste akvakulturanlegg på Vestlandet (jf. **figur 5.5.1**) hvor de som regel er lokalisert i forholdsvis skjermede områder langs kysten og innover i fjordene. I de seneste årene er det også etablert en rekke anlegg i mer eksponerte, værharde områder. Utover rømming av oppdrettsfisk medfører akvakulturanlegg også en økt forstyrrelse, og miljøforholdene i anleggenes nærområder kan bli betydelig endret som følge av utslipp av næringssalter og organisk materiale i form av ekskrementer og uutnyttet fiskefôr. Som diskutert ovenfor kan utslipp av næringsstoffer få alvorlige konsekvenser for livet langs kysten.

9.3.2.3 Oppsummering av konsekvensene av utslipp av næringsstoffer

Landbruket er den viktigste kilden til utslipp av næringsstoffer til sjøen, men også kommunale avløp, industrien og akvakulturen bidrar. Næringsstoffer kan påvirke sjøfugl direkte ved å vanskeliggjøre deres næringssøk p.g.a. dårligere sikt i vannmassene som følge av nedslamming og økt organisk produksjon. Den største effekten er likevel forventet å være indirekte gjennom økt eutrofiering som reduserer sjøfuglenes næringstilbud. Eutrofieringen vil være størst i skjermede kystfarvann, og ha negative konsekvenser for utbredelsen av tang og tare og det biologiske mangfoldet i grunne områder som er det viktigste matfatet for kystbundne sjøfugler. Langs store deler av Skagerrakkysten er tareskogen allerede borte og trådalger har overtatt dominansen. Klimaendringer med varmere vann gjør ikke situasjonen bedre. Konsekvensene av utslipp av næringsstoffer er oppsummert i **tabell 9.2**. Både for dagens situasjon og fremtidsbildet er konsekvensene for de pelagiske artene (alke, lomvi, alkekonge og krykkje) vurdert til "lav", mens de er vurdert til "middels" for de kystbundne artene (ærfugl, toppskarv, storskarv, sildemåke og gråmåke). Usikkerheten er middels til stor og kunnskapsnivået er vurdert som dårlig (i egenskap lite/mangelfullt).

Tabell 9.2. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av utslipp av næringsstoffer ved dagens aktivitetsnivå og fremtidsbilde. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens aktivitet (2009)	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Lav ^{3**}	Lav ^{3**}
Krykkje (PO)	Lav ^{3**}	Lav ^{3**}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}

9.3.3 Utslipp av miljøgifter

Arter med regelmessig tilhold i utredningsområdet kan bli eksponert for miljøgifter både når de er tilstede og i perioder av året hvor de eventuelt oppholder seg andre steder. Områdene i umiddelbar nærhet av de viktigste kildene, dvs. nær store befolkningskonsentrasjoner og industriområder, har normalt høyere nivåer av de fleste miljøgifter som klororganiske forbindelser og tungmetaller, enn områdene lenger unna. Siden slike områder også er mindre attraktive for hekkende sjøfugl og svært mange av de lokale hekkefuglene tilbringer vinteren utenfor utredningsområdet (mens andre kommer til), vil hekkebestandene i utredningsområdet forventes å få i seg mer miljøgifter når de oppholder seg i andre land, hvor tett befolkede og industrialiserte områder kan være betraktelig mer forurensset og fuglene opptrer mer opportunistisk. Kildene til miljøgifter innenfor utredningsområdet vil derfor være mer skadelige for fugler som oppsøker disse områdene i vinterhalvåret men har sine hekkeområder andre steder, som regel lenger nord. Det er f.eks. vist at miljøgifter kan ha betydelige økologiske effekter på svartbak som trekker til Nordsjøområdet (Bustnes et al. 2008a), men man vet ikke i hvilken grad dette skyldes miljøgifter som fuglene har fått i seg utenfor utredningsområdet.

I Finland er det påvist at DDE (en metabolitt av DDT) kan knyttes til reproduksjonsvikt hos sjøfugl (Hario et al. 2004). I Norge er det vist negative sammenhenger mellom reproduksjon og overlevelse, og tungt nedbrytbare stoffer som PCB og DDE (Bustnes et al. 2008b). Det kan se ut som miljøgifter i Afrika har negative økologiske effekter for arter som hekker i Norge. Et eksempel er den nordlige underarten av sildemåke, som i Norge er på randen av utryddelse men ennå hekker i lite antall langs kysten av Trøndelag og nordover til Finnmark, med de høyeste antall på Helgeland. Disse fuglene får i seg miljøgifter på sitt trekk til Øst-Afrika om vinteren (Hario et al. 2004, Bustnes et al. 2006a). Svartbaken som hekker i Nordsjøen ser ut til å ha omtrent like høye nivåer av klororganiske miljøgifter som de som hekker lengre nord på Norskekysten (Bustnes et al. 2006a).

Norsk industri er i hovedsak lokalisert langs kysten, og de fleste virksomhetene innenfor utredningsområdet kan være direkte eller indirekte kilder til utslipp til Nordsjøen og Skagerrak. I løpet av et par generasjoner er utslippet av miljøgifter fra norsk industri kraftig redusert. Strengt miljøkrav har bidratt til en reduksjon av disse utslippene, men det er likevel store lokale forskjeller. De tre områdene med høyest konsentrasjon av miljøgifter er Indre Oslofjord, Sørffjorden i Hardanger og Grenlandsfjordene. En mer detaljert beskrivelse av effekter av miljøgifter på sjøfugl finnes under omtalen av langtransporterte forurensninger (**kapittel 10.2**). I vår oppsummering (**tabell 9.3**) har vi lagt særlig vekt på fokusartenes beiteområder og diett, og antatt at stormåkene, som også oppsøker avfallsdeponier og tett befolkede områder, er mer utsatt enn de rent fiskespisende eller pelagisk beitende artene. Vi har ikke funnet grunner for å

tro at dette bildet vil endre seg vesentlig over de neste par tiårene, men understreker at alle disse vurderingene har høy usikkerhet og er basert på et moderat eller dårlig kunnskapsnivå.

Tabell 9.3. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av utslipp av miljøgifter ved dagens aktivitetsnivå og fremtidsbilde. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens aktivitet (2009)	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{3**}	Ingen ^{3**}
Krykkje (PO)	Ingen ^{3**}	Ingen ^{3**}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Lav ^{3**}	Lav ^{3**}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}

9.3.4 Turisme og friluftsliv i kystsonen

Turismen har de siste årene økt på verdensbasis, og Nordsjøen/Skagerrak er intet unntak. Kyststrekningen innenfor utredningsområdet er meget attraktiv og benyttes både av lokalbefolkning og tilreisende til en lang rekke fritidsaktiviteter, spesielt i sommerhalvåret hvor konflikter i forhold til hekkende sjøfugl lokalt kan være svært betydelig. Sammenlignet med forholdene i Norskehavet og Barentshavet, er spesielt Skagerrakkysten utsatt for et enormt press mht. ferdsel med fritidsbåter, seilbrett, kajaker og andre friluftslivsaktiviteter som bading, fiske, turgåing og camping. I kortere perioder er også surfing og jakt viktige aktiviteter i enkelte områder. For å redusere alvorlig forstyrrelse, er det innført vernebestemmelser for et stort antall hekkelokaliteter, som regel mindre holmer, øyer og skjær, hvor ferdsel i hekketiden ikke er tillatt. Disse omfatter imidlertid i liten grad områdene der fuglene søker næring og hvor stor trafikk lett kan bidra til å redusere fuglenes hekkesuksess.

9.3.4.1 Effekter av turisme og ferdsel på sjøfugl ved dagens nivå

Menneskeskapt forstyrrelse av sjøfugl i kystsonen innenfor utredningsområdet omfatter både luft- og båttrafikk og mange ulike friluftaktiviteter (se ovenfor), men økoturisme og forskning er relativt sett mindre betydelig her enn lenger nord. De fleste sjøfuglene i Norge hekker i kolonier på øyer eller på vanskelig tilgjengelige fastlandslokaliteter. Slike lokaliteter holder landlevende predatorer på avstand, og mindre forstyrrelse og predasjon er viktige faktorer for å sikre fuglene tilstrekkelig god hekkesuksess og overlevelse. I Nordsjøen og Skagerrak hekker de fleste sjøfuglene på relativt flat grunn spredt i enkeltpar eller i kolonier, ofte på øyer. Kun et fåtall, små fuglefjell er å finne i utredningsområdet, (jf. **kapittel 3**).

På grunn av den økende bruken av kystsonen, er det viktig å forstå hvordan dyrelivet blir påvirket ved nærmere og hyppigere kontakt med mennesker. Å eliminere forstyrrelse av hekkende sjøfugl er ansett som en potensiell eller allerede eksisterende bevaringsprioritet over hele verden (Burger & Gochfeld 1994). Menneskets forstyrrelse nær kolonier eller ved inntrengning inn i koloniene kan foregå på ulike måter, og kan ha alt fra ubetydelige til alvorlige konsekvenser for hekkesuksess og populasjonsstatus. Sjøfuglene kan reagere ved å bruke mer tid på årvåkenhet og alarmytringer, få økt hjerte- og pustefrekvens, skremmes bort fra reiret og dermed etterlate egg eller unger ubeskyttet mot predatorer, eller bruke mindre tid til omsorg for avkom (f.eks. Beale & Monaghan 2004, Beale 2007).

Det finnes få studier av hvilke økologiske effekter menneskeskapte forstyrrelser har på norsk fauna. I en undersøkelse av helikopterferdsel i nærheten av sjøfuglkolonier på Svalbard, lettet polarlomvi og krykkje når helikopteret var fra 1 til 6 km unna (Fjeld et al. 1988). Det er også observert lignende responser hos hvitkinngås og kortnebbgås, hvor gjessene la seg på vannet da helikopteret var 2 km unna (Aas 2001). På Røst i Lofoten er det observert klare tendenser til at flere arter sjøfugl, bl.a. lomvi, blir betydelig forstyrret av supersoniske smell i forbindelse med jagerflyging, men siden slike episoder er momentane og ikke kan forutses, er det nesten umulig å kvantifisere effektene (Chardine & Mendenhall 1998, T. Anker-Nilssen pers.obs.).

Båttrafikk og mennesker som går i land på øyer med hekkende sjøfugler kan være et stort problem. De er heller ikke alltid tilstrekkelig å verne hekkelokaliteten. F.eks. er det ofte slik at koloniene av makrellterne, en art som er så redusert i antall at den nå er rødlistet i Norge, flytter fra år til år. Dette reduserer effekten av å frede lokaliteter der arten hekker eller nylig har hekket. I Buskerud har man derfor valgt å sette opp informasjonskilt med anmodning om å vise hensyn til sjøfuglene i hekkesesongen, fremfor å innføre drastiske restriksjoner på friluftslivet (Lorentsen 2006). I en rapport fra Norsk Ornitologisk Forening (NOF) beskrives menneskets forstyrrelser av sjøfugl i samme fylke som et stort problem. I 2005 og 2006 ble det funnet spor etter ilandstigning på flere hekkelokaliteter, og rester etter bål viste at folk hadde oppholdt seg i lengre tid på øyene. Det ble også observert badegjester som ikke tok hensyn til skiltingen. I tillegg mistenkte man at det foregikk faunakriminalitet, siden noen måkekolonier ble ødelagt ved at egg og unger forsvant på uforklarlig vis (Larsen et al. 2006, 2007). Utover forstyrrelser fra turister, kan også etterlatt avfall og gammelt fiskeutstyr utgjøre en trussel mot sjøfugler.

Til tross for de negative effektene beskrevet ovenfor, kan turisme også ha positive sider. Med flinke og kunnskapsrike guider kan organisert og skånsomt tilrettelagt økoturisme bidra til økt forståelse om biologien og sårbarheten til sjøfuglene.

Arter som er spesielt sårbare for stress kan beskyttes ved å skjerme områder fra veier og stier, dirigere ferdselen dit man kan observere reirområder i tilstrekkelig avstand til at forstyrrelsen blir minimal, eller ved å stenge habitater under kritiske tider på året. I Norge er det satt inn mange tiltak for å beskytte sjøfuglkolonier fra menneskelige forstyrrelser. Eksempler er opprettelsen av et stort antall naturreservater og fuglefredningsområder. I tillegg er det satt en nedre grense for lavtflyging (300 m) over vernede områder. I nærområdene til de vernede koloniene er det også innført hastighetsbegrensning på 5 knop (9 km/t) for all båttrafikk. Noen steder er det forbud mot å sette garn i nærheten av koloniene. Skilting og tidsbegrensede restriksjoner mht ilandstigning eller camping er andre typer tiltak som benyttes. Informasjon og rettledning i hvordan man skal opptre i forhold til naturverdier og sjøfugl, samt økt oppsyn i allerede vernede områder, kan bidra til at både turister og fastboende i større grad respekterer slike bestemmelser og ellers ferdes med tilstrekkelig varsomhet der det hekker sjøfugl.

9.3.4.2 Jakt/fangst

Eggsanking og jakt og fangst av sjøfugl var tidligere en viktig kilde til mat i landene rundt Nordsjøen, om enn ikke i samme målestokk som i Nord-Norge og på Færøyene, Island og Grønland (Merkel & Barry 2008). I Norge er det bare et fåtall sjøfugler som er jaktbare, med ærfugl og skarv som de mest populære (Strøm et al. 2008). I nordiske farvann har jakttrykket avtatt gradvis over mange år og er kraftig redusert som trussel for sjøfuglbestandene (Frederiksen 2010), og vi finner ingen indikasjoner på at dagens jaktnivå har noen vesentlig effekt på bestandene i norsk del av Nordsjøen og Skagerrak.

9.3.4.3 Oppsummering av konsekvenser av ferdsel og friluftsliv i kystsonen

Kyststrekningen i utredningsområdet er attraktivt for friluftsliv, både for lokalbefolkningen og turister, spesielt om sommeren. Dette omfatter betydelig ferdsel med et stort antall av ulike

fritidsfartøy og i forbindelse med camping og badeliv, som kan forstyrre fuglene mye under hekkingen. Mange hekkelokaliteter og sjøfuglreservater er fredet i hekkesesongen, men det er dessverre ikke alle som følger reglene, og presset på fuglenes beiteområder er også betydelig. De viktigste leveområdene til de pelagiske artene alke, lomvi, alkekonge og krykkje er likevel perifere i forhold til denne påvirkningen, og konsekvensene for disse er derfor vurdert å være ubetydelige. For de kystbundne artene ærfugl, toppskarv, storskarv, sildemåke og gråmåke er konsekvensene vurdert til "middels", med middels til dårlig kunnskapsnivå og middels usikkerhetsnivå (**tabell 9.4**). De samme vurderingene er gjort for fremtidsbildet (2030).

Tabell 9.4. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av ferdsel og friluftsliv ved dagens aktivitetsnivå og fremtidsbilde. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens aktivitet (2009)	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{3**}	Ingen ^{3**}
Krykkje (PO)	Ingen ^{3**}	Ingen ^{3**}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Middels ^{3**}	Middels ^{3**}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}

Vi har ikke tilstrekkelig med grunnlagsdata til å skille mellom effektene av båttrafikken som sådan og den landbaserte turismen, men bestandene av hekkende sjøfugl i området er utvilsomt størst i områdene med ferdselsrestriksjoner eller der ferdsel av naturgitte årsaker er forholdsvis lav. Ferdsel i disse skjærgårdsområdene vil likevel alltid være tilknyttet båttrafikk, siden de fleste hekkeområdene ligger på øyer uten veiforbindelse. Turisme i områder som kan nås helt uavhengig av båttransport, vil følgelig være mindre betydelig.

9.3.5 Marint søppel

Forsøpling av det marine miljøet er et dagsaktuelt miljøproblem. Belastningen fra avfall på miljøet har riktignok avtatt betydelig med bedre kontroll på avfallsdeponiene og et forbedret renovasjonssystem samt økt gjenvinning, men økt velstand og økonomisk vekst har også ført med seg vekst i mengden avfall som må håndteres. Siden 1995 har avfallsmengden økt med over 30 %, utvikling som krever oppfølging (Klif 2010a).

Marint søppel er definert som alt fast materiale fra menneskelig aktivitet som er forlatt eller på annen måte havnet i marine miljøer. Opprinnelsen til marint søppel er bl.a. diffus forsøpling (søppel som kastes eller mistes av enkeltpersoner), industri, avfallsdeponier, ulovlige avfallsplasser, fiskeflåten, offshorevirksomheten og skipsfart. Marint søppel fra landbaserte aktiviteter blir ofte fraktet til havet med vassdrag, avløp og vind. Både kortreist og langtransportert marint søppel vil bli diskutert her. For sjøfuglene kan avfall fra slik aktivitet være en direkte trussel. Biologisk nedbrytbart avfall fra fiskenæringen er diskutert annet sted i rapporten (**kapittel 5**).

Langs hele norskekysten er det påvist store mengder marint søppel. Plast er den vanligste formen, men også søppel av trevirke, metall, gummi, glass, tekstiler og papir forekommer svært hyppig (OSPAR 2009, Klif & DN 2011b). Problemet med marin forsøpling omfatter nesten alle havområder og gjelder alt fra strender til åpent hav, både i overflaten, i vannsøylen og (delvis sedimentert) på havbunnen (Klif & DN 2011b). Det er imidlertid lite faktisk kunnskap om mengden søppel fra rekreasjon i kystsonen og de økologiske konsekvensene av dette.

Langtransportert marint søppel føres med havstrømmene og kan finnes igjen langt fra kilden. Det er derfor et grenseoverskridende forurensningsproblem der avfall fra andre land kan forsøple norske hav- og kystområder. Transportrutene for dette søppelet er ikke studert i detalj, men følger høyst sannsynlig de store havstrømmene (Klif & DN 2011b).

Kortreist søppel inkluderer både marint søppel i og utenfor strandsonen, og søppel på land som er innenfor rekkevidde for sjøfugler. Åpne søppeldynger gir en stabil tilgang på næring for enkelte måkefugler, og kan dermed bidra til å opprettholde lokale bestander av slike arter (Belant et al. 1998). Det er nå prosesser på gang for å redusere antallet åpne søppeldynger, noe som vil kunne påvirke opportunistiske arter negativt men være positivt for miljøet som helhet (Klif 2010a).

9.3.5.1 Effekter av marint søppel på sjøfugl ved dagens aktivitet

Forsøpling av det marine miljøet utgjør en reell trussel og kan føre til betydelige skader på marint dyreliv. Sjøfugl kan forveksle plastfragmenter med mat eller sette seg fast i rester av fiskeliner og garn (jf. diskusjonen av bifangst i **kapittel 5.3.1**). Effektene av marint søppel på sjøfugl kan inndeles i indre og ytre effekter:

Indre effekter

En sjøfugl kan spise søppel i den tro at det er mat. Dette kan lett få negative konsekvenser for fuglen. Hvis gjenstanden fester seg i spise- eller luftrør, kan fuglen dø av sult eller kveles. Ender søppelet i magesekken kan ta opp mye plass og hindre fordøyelse, eller føre til sår og indre blødninger (Derraik 2002). Marint søppel kan dessuten forårsake forgiftninger, enten fordi søppelet er giftig i seg selv eller fordi det har trukket til seg gifter fra omgivelsene. Forgiftingen kan være akutt eller skje over tid etter hvert som gjenstanden frigir kjemikalier. Mengden av avfall som blir spist avhenger av hvor sjøfuglene søker mat og hva som er deres normale diett (Derraik 2002). Ulike arter stormfugler har vist seg å være særlig negativt påvirket av plastavfall. Havhest, en pelagisk overflatebeitende sjøfugl, spiser det meste av små fisk, krepsdyr og andre lett tilgjengelige organismer den finner i overflaten men tar også hyppig utkast og fiskeavfall fra fiskebåter. Den kan derfor lett forveksle marint søppel med mat. Mer enn 80 % av havhestene som er innsamlet og undersøkt i Stillehavet og nordlige deler av Atlanterhavet hadde plastikk i kroppen (Mallory et al. 2006). Av et større antall døde havhester som ble skylt i land på Listastrendene, hadde 98 % plastpartikler i magen (Klif 2011b), men det er også registrert betydelige mengder plastikk i kroppen for flere andre arter sjøfugl (f.eks. Azzarello & van Vleet 1987).

Plast kan også absorbere hydrofobe, organiske miljøgifter som polyklorerte bifenyler (PCB), polysykliske, aromatiske hydrokarboner (PAH), oljeforbindelser, klororganiske pesticider (DDT og HCH) og bromerte flammehemmere. Disse miljøgiftene absorberes til plastens overflate hvor konsentrasjonen med tiden kan bli enormt høy. Jo mer fragmentert plastpartiklene som blir spist er, jo større overflate har de per volumenhet og desto større er potensialet for opptak i dyret. Mikroplast er derfor et spesielt stort problem mht. overføring og akkumulering av miljøgifter i næringskjeden (Klif & DN 2011b, se også **kapittel 10.2**). Noen arter sjøfugl benytter også plastikkavfall som reirmateriale. En undersøkelse i 2005 påviste f.eks. rester av plastikk i 57 % av krykkjereirene ved Bulbjerg i Danmark og i alle havsulereirene på den tyske øya Helgoland (Hartwig et al. 2007).

Ytre effekter

Tapte eller dumpede fiskeredskaper er ofte årsaken til at sjøfugl drukner eller kveles. Spesielle typer søppel, spesielt garn og liner, kan sette seg fast rundt kroppen og hindre fuglen i å bevege seg normalt, forårsake kuttskader eller føre til drukning eller kvelning. Over tid er konsekvensen som regel fatal. Dykkende sjøfugler som skarver og alkefugler er ofte funnet druknet i etterlatte fiskeredskaper (jf. også **kapittel 5.3.1** om bifangst).

9.3.5.2 Oppsummering av konsekvenser av marint søppel

Tabell 9.5. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av marint søppel ved dagens aktivitetsnivå og fremtidsbilde. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens aktivitet (2009)	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}
Krykkje (PO)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ingen ^{2**}	Ingen ^{2**}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{2*}	Lav ^{2*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{2*}	Lav ^{2*}

Den største negative konsekvens av marint søppel på sjøfugl er inntak av plastavfall, som kan føre til direkte fysiske skader eller redusert evne til næringsopptak. I tillegg kan økt tilgang på spiselig matsøppel føre til lokal bestandsøkning for store måkefugler som igjen kan ha negativ effekt ved at måkenes predasjon på andre sjøfugl øker. Rester av fiskeredskaper som dreper sjøfugl er utvilsomt et etisk problem, men er ennå ikke dokumentert å forekomme i et omfang som sannsynliggjør biologisk betydelige konsekvenser. Slike effekter kan likevel ikke avskrives helt (jf. også **kapittel 5.5.1**). Konsekvensen av marint søppel kan være meget betydelig for enkelte arter, spesielt havhest, men for indikatorartene er den vurdert til å være ubetydelig på bestandsnivå for alle artene med unntak av gråmåke og sildemåke der den er vurdert til lav (**tabell 9.5**). Disse vurderingene gjelder også for fremtidsbildet. Usikkerheten er hele veien vurdert som middels, mens kunnskapsnivået er moderat til dårlig.

9.4 Samlet oppsummering for sektor land- og kystbasert aktivitet

Vurderingene av konsekvenser for sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå (2009) og fremtidsbilde innen sektor land- og kystbasert aktivitet er sammenstilt i **tabell 9.6**. For mer utførlig diskusjon og kortfattede oppsummeringer henvises til omtalen i de respektive delkapitler ovenfor.

Tabell 9.6. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av påvirkningsfaktorer fra land- og kystbaserte aktiviteter, gjeldende både for dagens aktivitetsnivå og fremtidsbilde. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Landanlegg	Næringsstoffer	Miljøgifter	Turisme og friluftsliv	Marint søppel	Samlet konsekvens
Alke, alkekonge, lomvi (PD)	Lav ^{2**}	Lav ^{3**}	Ingen ^{3**}	Ingen ^{3**}	Ingen ^{2**}	Lav ^{3**}
Krykkje (PO)	Ingen ^{2**}	Lav ^{3**}	Ingen ^{3**}	Ingen ^{3**}	Ingen ^{2**}	Ingen ^{3**}
Ærfugl, skarver (KD)	Lav ^{2**}	Middels ^{3*}	Lav ^{3**}	Middels ^{3**}	Ingen ^{2**}	Lav ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{2**}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Lav ^{2*}	Middels ^{3*}
Samlet konsekvens	Lav ^{2**}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Lav ^{2*}	Middels ^{3*}

10 Sektor Klimaendringer, Havforsuring og Langtransportert forurensning

Kapittel 10 er en del av Klima- og forurensningsdirektoratets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – sektor klimaendringer, havforsuring og langtransportert forurensning. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser for sjøfugl av disse påvirkningsfaktorene ved dagens aktivitets nivå, og ved fremtidsbilde 2030 og 2080/2100. Faktagrunnlaget er bl.a. hentet fra Durant et al. (2004b), Ottersen (2009), Christensen-Dalsgaard et al. (2008), Anker-Nilssen & Strøm (2010) og Børsheim & Golmen (2010).

10.1 Klimaendringer

Det er i dag enighet om at menneskeskapte klimagassutslipp sannsynligvis har ført til, og fortsatt vil føre til, endringer i det globale klimasystemet. Klimaparametere som luft- og havtemperatur, nedbør, vind, sol- og UV-stråling, havstrømmer, saltholdighet og vannstand har allerede, eller forventes over de følgende tiår, å endre seg (Ottersen 2009). For mer utførlig informasjon om klimaendringer i utredningsområdet, se Ottersen (2009).

10.1.1 Fremtidsbilder (2030-2100)

Menneskeskapte klimagassutslipp har sannsynligvis allerede ført til endringer i det globale klimasystemet og det er svært sannsynlig at disse endringene vil forsterkes utover i dette århundret. Endringene vil kunne sees som endringer i luft- og havtemperatur, nedbør, vind, havstrømmer, saltholdighet og havnivå. I tillegg vil det være naturlige klimavariasjoner. For å kunne si noe om fremtidens klima, må man ta i betraktning begge årsaker til klimavariasjon. Det er vanskelig å skille mellom naturlige klimavariasjoner og den langsiktige menneskeskapte. Etter hvert er det forventet at den menneskeskapte påvirkningen blir sterkere enn den naturlige klimavariasjonen, og det er derfor lettere å tallfeste en trend i klimaet for perioden 2050-2100 enn å predikere utviklingen til 2030. To ulike fremtidsbilder er fremstilt. Det første kan ses på som et moderat scenario som gir forholdsvis liten økning i de globale klimagassutslippene, mens det andre kan betraktes som et "worst case", men likevel ikke usannsynlig scenario med stor økning i de globale klimagassutslippene.

Fremtidsbilde 1

Det første fremtidsbildet kan gi en gjennomsnittlig temperaturstigning i havet på 0,5-1,0 °C innen 2100. Sammenlignet med år 2000 er havnivået i Stavangerområdet vurdert å være 25 cm høyere i 2050 og 65 cm høyere i 2100, men økningene vil være mindre nordover vestlandskysten og i Skagerrak. Lufttemperaturen vil ha økt med 1,0 °C til 2050 og 1,9 °C til 2100. Økningen vil være minst i sommermånedene og størst om vinteren (Klif 2011a).

Fremtidsbilde 2

Det andre fremtidsbildet indikerer en temperaturstigning i havet på 1,5-2,0 °C innen 2100. Sammenlignet med år 2000 er havnivået i Stavangerområdet vurdert å være 26 cm høyere i 2050 og 78 cm høyere i 2100. Lufttemperaturen vil øke med 2,3 °C til 2050 og 4,2 °C til 2100. Økningen vil også her være minst på sommeren og størst om vinteren (Klif 2011a).

10.1.2 Konsekvenser av klimaendringer

Effekter av klimaendringer på sjøfugl kan påvirke både overlevelse, reproduksjonsevne og vandringsmønstre. Effektene kan deles i direkte og indirekte effekter. De direkte effektene vil

som regel være knyttet til endringer i temperatur, nedbør, vind og isforhold. Temperatur og nedbør kan påvirke hekkstart og dermed hvor mye næring som er tilgjengelig for fuglene gjennom hekkesesongen. Både for tidlig og for sen hekking kan ødelegge hekkesultatet. Ved mye nedbør kan reir bli oversvømt eller hekkplassene bli utilgjengelige pga. snø og is.

Klimaendringenes indirekte effekter på sjøfugl er ofte forklart ved at endringer i sjøtemperatur, havstrømmer og vindretning påvirker tilgjengeligheten av byttedyr. Endret tilgjengelighet kan skyldes endringer i byttedyrbestandenes størrelser, eller deres utbredelse i tid og rom (også mht. dybdefordeling). Utenom hekkesesongen har de fleste sjøfuglene stor mobilitet og kan lettere tilpasse seg slike endringer. I hekketiden derimot, er alle sjøfugler avhengige av at avstanden mellom hekkplassen og områdene hvor de kan finne mat ikke blir for stor. For mange arter er det dessuten begrenset tilgang på egnet hekkehabitat, og sett i sammenheng med avstanden til gode næringsområder kan det være en stor utfordring for fuglene å oppfylle sine viktigste habitatkrav dersom næringssituasjonen endres vesentlig. Hvis klimaendringene fører til økt avstand mellom hekkeområdene og beiteområdene kan det derfor få store konsekvenser for sjøfuglbestandene. Selv om de fleste sjøfuglartene kan utnytte flere ulike fødeemner, vil de alltid ha fordel av å tilpasse seg de lokale ressurs- og miljøforholdene. De spesialiseringer dette innebærer kan imidlertid gjøre dem mindre fleksible for store endringer i næringstilbud, f.eks. forårsaket av såkalte regimeskift hvor hurtige, storskala endringer i vanntemperatur kan føre til betydelige endringer i økosystemenes trofiske prosesser (f.eks. Irons et al. 2008). Om de ikke finner annen fullgod næring i samme område i rimelig tid etter en slik endring, kan det lett føre til betydelig bestandsnedgang. Arter med et smalt nærings- eller habitatkrav er de mest sensitive til slike forandringer (Durant et al. 2004b).

Variasjon i klima vil i utgangspunktet ha større påvirkning på hekkesuksess, og derved rekruttering til bestanden, enn på voksenoverlevelse, særlig hvis effektene primært er koplet til tilgang på mat. Endringer i byttedyrfaunaen i tid og rom vil i stor grad være bestemmende for hvilke konsekvenser klimaendringer vil få for sjøfugl, siden tilgjengelighet av byttedyr er en essensiell faktor for både hekkesuksess og overlevelse. Når næringstilgangen forringes, eller bestandene av andre årsaker er stresset, vil det ofte først gjenspeiles i endret hekketidspunkt eller redusert tilstedeværelse av voksne fugler på hekkplassen, og etter hvert også gi utslag i dårligere hekkesuksess. De fleste sjøfuglene lever lenge og har små kull, i mange tilfeller legger hunnen bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at reproduksjonen må spres over mange år for å sikre rekruttering, men forutsetter at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. De må derfor hele tiden avveie sin hekkeinnsats i forhold til egen overlevelse. I år med dårlig fødetilgang er det derfor ikke uvanlig at mange sjøfugler reduserer omsorgen for ungen(e), noe som igjen vil resultere i mindre mat og/eller beskyttelse og redusere avkommets muligheter til vekst og overlevelse (Durant et al. 2004b).

Sjøfuglenes hekkesuksess er altså avhengig av at hekkeinnsatsen og den viktigste tilgangen på mat er sammenfallende i tid. Det best studerte eksemplet på disse sammenhengene i Norge, er koplingen mellom hekkesuksess hos lunde og tilgjengelighet av sild på Røst i Norskehavet (Anker-Nilssen 1992, Durant et al. 2003, 2004a, 2005, 2006). Den avgjørende miljøparameteren som bestemmer hekkesuksessen til disse lundene er tilgjengelighet av årsyngel (0-gruppe) av norsk vårgytende sild. Denne silda driver nordover langs kysten etter klekking lenger sør og er det viktigste næringsemnet Røstlundene fosterer opp ungen med. Det er ofte påvist total hekkesvikt når tettheten av dette byttedyret kommer under et visst nivå (Anker-Nilssen 1992, Durant et al. 2003, Anker-Nilssen & Aarvak 2006). God vekst hos sildeelarvene reflekteres i deres størrelse når de passer Røst om sommeren, og er på sin side avhengig av tilgjengeligheten av dyreplankton, som igjen er avhengig av god blomstring av fytoplankton om våren. En "mismatch" mellom disse hendelsene fører lett til at en art i denne kjeden og dens byttedyr ikke opptrer på samme sted i tid og rom, med det resultat at sildeveksten blir dårlig, sildeelarvenes overlevelse reduseres og sildeyngel av god kvalitet blir mindre tilgjengelige for lunden i hekketida. I perioden 1978-2001 kunne faktisk sjøtemperatur og saltholdighet i kyststrømmen i mars måned alene predikere lundens hekkesuksess senere samme år med en treffsikkerhet på 84 % (Durant et al. 2006).

Andre studier har også dokumentert at endring i klima påvirker trofiske interaksjoner som har effekt på sjøfugl. Varmere vann har f.eks. vist seg å være ugunstig for sjøfugl i Nordsjøen (Frederiksen et al. 2004) fordi det fører til dårligere overlevelse for tobis (Arnott & Ruxton 2002). Dette er motsatt av effekten på rekrutteringen til norsk vårgytende sild i Norskehavet (Toresen & Østvedt 2000, Sætre et al. 2002) som har bidratt til at den negative trenden for lundene en periode har snudd (Anker-Nilssen & Aarvak 2006). Harris et al. (2005) viste at voksenoverlevelsen til lunder som hekker på kysten av Nordsjøen eller Barentshavet er negativt korrelert med sjøtemperatur, mens det motsatte er tilfellet for lunder som hekker på kysten av Norskehavet. Noe av forklaringen på disse fenomenene ligger trolig i at varmere vann har forskjøvet tyngdepunktet for de enorme forekomstene av raudåte nord- og vestover, noe som gjør dem mindre tilgjengelige som byttedyr for tobis i Nordsjøen og mer tilgjengelige for sild i Norskehavet. I mange skotske kolonier er sjøfuglene avhengige av god tilgang på tobis for å sikre tilstrekkelig ungeproduksjon, men det er ennå store mangler i vår kunnskap om prosessene som styrer dette økosystemet. På Isle of May på den skotske nordsjøkysten er hekkesuksessen hos lomvi og krykkje sannsynligvis også påvirket av tidspunktet for fyttoplanktonoppblomstring, tilsynelatende gjennom tettheten av fisk (Scott et al. 2006). En 50-års tidsserie av bestandsdata for havhest på Orknøyene viste likeledes en sammenheng mellom fuglenes hekkesuksess og vinterindeksen for den nordatlantiske oscillasjonen (North Atlantic Oscillation, NAO) (Thompson & Ollason 2001).

Både direkte og indirekte effekter av klimaendringer på sjøfugl må forventes å forekomme sterkere eller hyppigere i ytterkanten av artenes utbredelsesområde. Når varmere eller kaldere vann påvirker mengde og fordeling av byttedyr, er det sannsynlig at sjøfuglartene vil fordele seg i samsvar med fordelingen av makrozooplankton og fiskepopulasjoner. En studie av polarlomvi viste at en oppvarming kan føre til populasjonsvekst i den nordlige delen av hekkeområdet mens den har motsatt effekt i den sydlige del, noe som lett kan forskyve populasjonen mot nord (Gaston et al. 2005). En sirkumpolar analyse antyder at arten profiterer på en svak oppvarming mens lomvi gjør det best med en svak avkjøling, men begge arter vil gjøre det rimelig bra så lenge miljøendringene er moderate (Irons et al. 2008). Selv om man i teorien har grunn til å forvente en generell forskyvning av utbredelsesområdet nordover med økende temperaturer, vil en rekke andre faktorer på regionalt og lokalt nivå spille inn og modifisere dette bildet. Endringene påvirker alle trofiske nivå, og det er den samlede konsekvensen for den temporære og romlige fordelingen av sjøfuglenes byttedyr som vil være avgjørende. Gode næringsforhold alene er heller ikke nok. Det hjelper lite med mye mat i nye områder hvis den ikke opptre på et gunstig tidspunkt for fuglenes hekking, eller om tilgangen på egnede hekkeplasser eller andre viktige habitatkrav for artene ikke er oppfylt.

En betydelig del av konsekvensbildet kan skyldes påvirkninger fuglene erfarer når de vandrer over store områder utenfor hekkesesongen. Ny teknologi gjør det i dag mulig å kartlegge slike vandringer kostnadseffektivt med en rimelig god oppløsning. Et ferskt studium av krykkjer instrumentert med små lysloggere i hekkekolonier spredt over hele det nordatlantiske hekkeområdet, viste at majoriteten av den europeiske krykkjebestanden trekker over til et område øst for Labrador og Newfoundland der omkring halve verdensbestanden av arten samles i en kort periode midtvinters (Frederiksen et al. i manuskript). Klimatiske endringer i dette området, som ofte er i motfase med de som registreres på europeisk side (f.eks. Irons et al. 2008), kan følgelig få ensrettede konsekvenser for krykkjene over hele Nord-Atlanteren og forklare hvorfor arten her er i tilbakegang de fleste steder.

10.1.3 Oppsummering av konsekvenser av klimaendringer

Det er mye som tyder på at klimaendringer allerede har hatt betydelig effekt for sjøfugl i utredningsområdet, selv om dette ikke uten videre kan knyttes direkte til en langsiktig, menneskeskapt trend i klimautviklingen. Det er også liten tvil om at en omfattende endring i klimaet, uansett årsak, vil ha vidtrekkende konsekvenser for sjøfuglenes artssammensetning og utbredelse i antall, tid og rom i Nordsjøen og Skagerrak. Endringene vil ha ulikt fortegn for

ulike arter, og nye, mer sørlig utbredte arter vil komme til mens nordlige arter kan forsvinne. Tegn til slike endringer er allerede dokumentert både for sjøfugl og fisk i regionen. Eksempelvis har den sørlige underarten av storskarv invadert norsk del av Skagerrak i løpet av det siste tiåret, mens lunden blir stadig mer fåtallig som hekkefugl langs kysten sør for Stad. Det er også store antallsendringer for andre arter som helt eller delvis kan ha klimatiske årsaker.

De fleste av disse endringene vil være indirekte konsekvenser av endret næringstilbud. Imidlertid er sammenhengene så komplekse og kunnskapsnivået ennå så utilstrekkelig at det er vanskelig å forutsi med rimelig presisjon og sikkerhet hva konsekvensene av en ensrettet klimaendring vil være. Dette skyldes ikke minst at havets økosystemer også er sterkt påvirket av raskere, men mer kortsiktige temperatursvingninger som opptrer naturlig med noen tiårs mellomrom. Kaldere eller varmere; noen arter profiterer mens andre får problemer, og jo sterkere og raskere endringer, dess større kan effektene bli. I verste fall kan vi oppleve sammenbrudd i næringskjeder som gir alvorlige endringer i bestandene av fisk og fugl, men kunnskapen om slike responser er ennå svært mangelfull. Blir disse skiftene i klima kraftigere eller hyppigere (eller begge deler), slik noen klimamodeller predikerer, kan det få store miljøkonsekvenser. Skulle dette likevel ikke skje, har systemene større mulighet for å takle gradvise endringer. Så lenge det finnes et rimelig ressursgrunnlag, er sjøfuglene fleksible mht. de faktiske temperaturforhold i sjø og luft. Gitt at høstingen av levende ressurser foregår på en slik måte at den ikke forårsaker større ustabilitet i systemet (jf. **kapittel 5.3.3**), er det grunn til å forvente at konsekvensene av klimaendringene blir mer moderate.

For alle fokusartene unntatt gråmåke og sildemåke er det vurdert at endringen i klima fram til 2100 vil ha middels konsekvens, mens den er vurdert å være lav for gråmåke og sildemåke som er mer fleksible i sitt fødevalg enn de andre artene (**tabell 10.1**).

Tabell 10.1. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av klimaendringer i dag og i ved ulike fremtidsbilder. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens situasjon	Fremtidsbilde (2030)	Fremtidsbilder (2050)	Fremtidsbilder (2100)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Krykkje (PO)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}

Det er imidlertid stor usikkerhet og et svært ufullstendig kunnskapsnivå knyttet til vurderingene i **tabell 10.1**, som bør betraktes med to viktige forbehold i mente:

- Kunnskapsnivået er generelt meget dårlig, selv om det er noe bedre for skarv og lomvi enn for ærfugl og måkefugler. Om f.eks. avstanden fra kysten til områder med høy produksjon eller tilgang på byttedyr øker, vil dette slå negativt ut for både dykkende og overflatebeitende pelagiske arter, til dels også for kystbundne, fiskespisende sjøfugl som skarv og teist. Varmere vann kan også tenkes å føre til at sei (og andre torskefisk) gyter tidligere og/eller lenger nord, og at sei yngelen trekker tidligere inn i tareskogen, igjen med effekter som det er vanskelig å forutsi.
- Det andre, men trolig viktigste forbeholdet gjelder effekter av mer kortsiktige regimeskift i havet, typisk kjent som svingninger med fase på ett til to tiår. Konsekvensen av mulige endringer i hyppighet og styrke for disse svingningene er bare overfladisk behandlet i

våre vurderinger. Når regimeskiftene blir tilstrekkelig kraftige, har de mest sannsynlig negative effekter for produksjonen på høyere trofiske nivå i flere år etter at de inntreffer (jf. Irons et al. 2008). Sjøfugl som beiter på overflaten er regnet for å være mer følsomme for endringer i næringstilbud enn de dykkende artene. Dette fordi de ofte beiter på lavere trofiske nivå som responderer raskere på endringer, men slike effekter er foreløpig dårlig dokumentert for disse gruppene.

10.1.4 Kunnskapsbehov

Det er stort behov for mer kvantitativ kunnskap om effekter av klimaendringenes retning, styrke og temporære variasjon på:

- Produksjon og trofiske interaksjoner på ulike nivå i næringskjeden opp til sjøfugl, fra primærproduksjon til sjøfuglenes næringstilbud, reproduksjon og overlevelse.
- Økosystemenes motstandsdyktighet mot endringene, herunder risiko for alvorlige økologiske regimeskift som kan føre systemet over i en mindre produktiv tilstand for planktoniske krepsdyr som utgjør det viktigste næringsgrunnlaget for fisk som igjen er byttedyr for mange sjøfugler.
- Viktige habitater for hekking, fjærfelling, rasting og overvintring.
- Konkurransforhold mellom artene, predasjonstrykk og, i mindre grad, også forekomst av parasitter og sykdommer.

I dette perspektivet forventes endringer i sjøtemperatur å være den viktigste parameteren for klimaendringer, men også endret saltholdighet kan bidra til vesentlige endringer i marine produksjonsforhold. Begge faktorer vil være nøye knyttet til balansen mellom innfluks av varme og kalde vannmasser til våre havområder, samt til avrenning av ferskvann som følge av endringer i nedbør og/eller avsmelting av snø. Det er foreløpig ingen indikasjoner på at endringer i UV-stråling og vannstand vil ha særlig betydelige effekter for sjøfugl.

10.2 Forsuring av havet

Problemstillingene rundt forsuring av havet er relativt nye, men har i de seneste årene fått mer oppmerksomhet (f.eks. Børsheim og Golmen 2010). Det er likevel betydelig kunnskapsmangel vedrørende prosessens omfang og utvikling. Antropogent forårsaket forsuring av havet skjer som følge utslipp av CO₂ til atmosfæren. Deler av denne CO₂-konsentrasjonen blir tatt opp av havet og oppløst som karbonsyre. En reduksjon av pH i havet vil kunne gi både letale og subletale effekter på marint dyre- og planteliv. Det mest umiddelbare problemet kan være for organismer som bygger skall av kalk (Kroeker et al. 2010). Det er f.eks. vist at dyreplankton er følsomme overfor langtidseksponering for selv en moderat reduksjon i pH. Hos fisk er det de tidligste livsstadier som er mest sårbare for forsuring. For mer informasjon om biologiske effekter, se Børsheim og Golmen (2010).

10.2.1 Fremtidsbilder (2050 og 2100)

Det mangler modellberegninger for utvikling av pH i norsk del av Nordsjøen. Selv om innstrømmende brakkvann fra Østersjøen kan ha spesiell betydning hos oss, er fremtidsbildene basert på beregninger for sørlige deler av Nordsjøen, og sammenholdt med modellerte verdier for endring i pH i havoverflaten globalt. Avhengig av hvilket scenario som blir realisert kan pH bli redusert med mellom 0,15 og 0,35 pH-enheter i løpet av det 21. århundret.

Framtidsbilde 1

Framtidsbilde 1 er basert på IPCCs scenario B1 og vurdert som en moderat utvikling hvor pH i havoverflaten er endret til 7,95 i 2050 og til 7,90 i 2100.

Framtidsbilde 2

Framtidsbilde 2 er basert på IPCCs scenario A2 og vurdert som en kraftig, men ikke usannsynlig utvikling hvor pH i havoverflaten settes til 7,95 i 2050 og til 7,75 i 2100.

10.2.2 Konsekvenser av forsurening av havet

Det er ikke gjort studier på effekter av forsurening av havet på sjøfugler, og følgelig har vi svært lite kunnskap om hvordan slik forsurening kan påvirke sjøfuglbestandene. I motsetning til fisk og marine invertebrater, tilbringer ikke sjøfugler all tid i vannet, de har velutviklet fjærdrakt og puster i atmosfærisk luft. Sjøfuglenes respiratoriske vev og hud er derfor så lite eksponert for direkte kontakt med sjøvann at direkte, fysiologiske effekter av forsurening fortoner seg som lite aktuelle.

Det kan imidlertid ikke utelukkes indirekte effekter på sjøfugler, hvis forsuringen skulle føre til endringer i mengde, tilgang og utbredelse av sjøfuglenes byttedyr. De fleste sjøfuglene henter all sin næring fra havet hvor de som regel søker næring forholdsvis høyt oppe i næringskjeden (**tabell 10.2**), men endringer på lavere trofiske nivå påvirker deres byttedyr indirekte.

Tabell 10.2. Viktige byttedyr for indikatorartene av sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak.

Art	Viktige byttedyr
Toppskarv	Yngre årsklasser av ulike torskefisk, i mindre grad pelagiske stimfisk
Storskarv	Torskefisk
Ærfugl	Bunndyr (mest muslinger, krepsdyr og pigghuder), i mindre grad fisk (f.eks. rogn)
Krykkje	Ulike arter små, pelagiske stimfisk og krepsdyr
Lomvi	Hovedsakelig pelagiske fisk, men også krepsdyr
Alke	Pelagiske fisk
Alkekonge	Dyreplankton, i mindre grad også små fisk
Sildemåke	Pelagiske og kystnære fisk, bl.a. sei, sil og sild, men også invertebrater, avfall, o.a.
Gråmåke	Pelagiske fisk og fiskeavfall, men også invertebrater o.a.

Som beskrevet i de foregående avsnitt er det i dag lite kunnskap om hvordan forsuringen vil påvirke potensielle byttedyr for sjøfugl. Studier har vist at dyreplanktonsamfunnene kan bli påvirket både letalt og subletalt (bl.a. gjennom redusert reproduksjon) av en reduksjon i pH, mens fisk tilsynelatende er mindre sensitive enn invertebrater (Børsheim og Golmen 2010). Det er ingen studier som viser at en reduksjon i pH tilsvarende den som er forventet fremt til 2030 vil få letale effekter for fisk (Hayashi et al. 2004, Ishimatsu et al. 2005). En indirekte effekt av forsurening av havet via byttedyrsamfunn for sjøfugl, vil derfor sannsynligvis først påvirke sjøfugler som i stor grad baserer sin diett på invertebrater, f.eks. krykkje, ærfugl og alkekonge. Ut fra nåværende kunnskap er det imidlertid lite sannsynlig at den skisserte endringen i pH vil gi målbare konsekvenser for sjøfugler på individ- eller bestandsnivå. For alle indikatorartene er det derfor valgt å sette konsekvensen av havforsuring i dagens situasjon til ingen (**tabell 10.3**). Kunnskapsgrunnlaget for disse vurderingene er imidlertid svært dårlig, og usikkerheten er følgelig betydelig.

Med utgangspunkt i den eksisterende viten om effekter og prognosene for omfang av forsurening, er det vanskelig å konkludere noe på omfanget av konsekvensene for sjøfugler gjennom inneværende århundre. Vi finner imidlertid ingen grunn til å forvente direkte fysiologiske effekter, men potensialet for indirekte effekter gjennom endring i tilgang på bytte er naturligvis til stede. Sjøfugler utnytter imidlertid et spekter av ulike næringsemner og har stor mobilitet, og kan til en viss grad forventes å tilpasse sitt næringssøk og derved bufre mindre omfattende

endringer i tilgang og utbredelse av byttedyr. Skulle de lavere trofiske nivåene bli kraftig påvirket av forsuren, vil dette forplanter seg opp igjennom hele næringskjeden. For fremtidsbildene (2050 og 2100) finner vi likevel ikke tilstrekkelig kunnskap til å fastsette konsekvenser med noen faglig verdi.

Tabell 10.3. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av forsuren av havet i dagens situasjon og ved de skisserte fremtidsbildene (2050 og 2100). Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens situasjon	Fremtidsbilder (2050/2100)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}

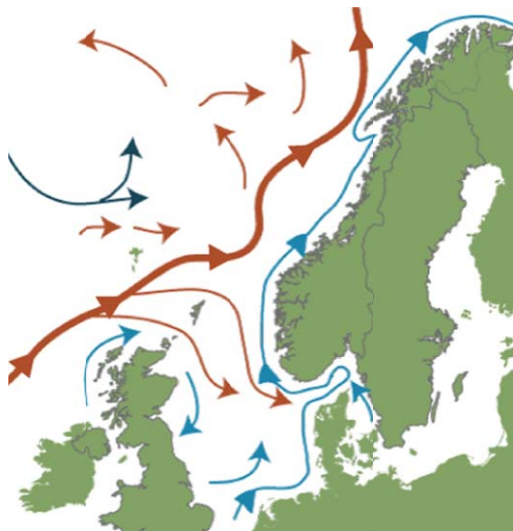
10.2.3 Kunnskapsbehov

Det åpenbare spørsmålet her er nok i hvilken grad produktiviteten på lavere nivå er styrt av planktoniske organismer som danner kalkskall. Først når disse mekanismene er bedre kartlagt, vil det være mulig å identifisere de viktigste problemstillingene for sjøfugl.

10.3 Langtransportert forurensning

Tilførsel av langtransportert forurensning til Nordsjøen og Skagerrak skjer gjennom to viktige tilførselsveier; havstrømmer og atmosfærisk transport. Med langtransportert forurensninger menes alle forurensninger som transporteres inn i utredningsområdet fra andre land og de som er nasjonale men som føres langt vekk fra kilden. Forurensningen omfatter organiske miljøgifter, tungmetaller, hydrokarboner, radioaktive stoffer og næringssalter. Forurensningene stammer hovedsakelig fra kysten rundt Nordsjøen og inkluderer avrenning fra land og elver, og forurensninger fra skipstrafikk og offshorevirksomhet.

Havstrømmene transporterer i ulik grad forurensninger inn i Nordsjøen og Skagerrak (**figur 10.1**). Golfstrømmen med atlantisk vann kommer inn i området i nordvest og inneholder relativt lite miljøgifter, noe radioaktivitet, men en betydelig mengde med næringssalter. Den nordgående havstrømmen fra den engelske kanalen tilfører forurensninger spesielt fra kystene av Frankrike og Spania. Miljøgifter, radioaktivitet og næringssalter transporteres østfra via Østersjøen og Kattegat. De største mengdene av havtransportert forurensning til norsk del av Nordsjøen kommer fra kysten av England, Nederland og Tyskland. Industriaktivitetene i Nordsjølandene og de land som har utslipp til de store elvene som munner ut i Nordsjøen (Rhinen, Elben, Weser, Ems og Themsen), bidrar med tilførsler av miljøgifter og andre stoffer fra metallurgisk og kjemisk industri, skipsbygging, kjernekraftvirksomhet, jordbruk og befolkning (Klif 2010a).

**Figur 10.1**

Havstrømmene langs norskekysten: atlantehavsvann. (rødt), kystvann (lyseblått) og arktisk vann (mørkeblått).

Den andre store tilførselsveien til utredningsområdet er atmosfærisk transport som tilfører nordsjøområdet forurensning fra industri og befolkning på det europeiske kontinentet og De britiske øyer. Andre vesentlige utslipp kommer fra skipsfart. Konsekvenser av næringssalter og marint søppel i Nordsjøen og Skagerrak er behandlet i **kapittel 9.3** mens radioaktive stoffer behandles i **kapittel 10.4** nedenfor. Øvrig langtransportert forurensning består av diverse persistente miljøgifter; mest kjent er PCB og DDT, men listen av miljøskadelige stoffer blir stadig mer omfattende etter hvert som man får bedre målemetoder, og inkluderer bromerte flammehemmere (BRF), fluorerte forbindelser samt diverse tungmetaller. Status og utvikling for langtransportert forurensning varierer fra stoff til stoff. Nivåene av de klassiske miljøgiftene som DDT og PCB, sammen med en rekke andre klororganiske forbindelser har gått ned over hele verden som en følge av restriksjonene innført på 1970- og 80-tallet. De såkalte nye miljøgiftene som BRF og perfluorerte forbindelser viser andre utviklingstrekk, og BRF har vist en generell økning i store deler av verden (Law et al. 2003).

10.3.1 Konsekvenser av langtransportert forurensning

Også hos norske sjøfugl har nivåene av DDT og PCB gått ned (Barrett et al. 1996, Helgason et al. 2008), men stadig nye forbindelser er påvist i sjøfugl (Verreault et al. 2007a). I Oslofjorden er det funnet høye verdier av BRF i egg hos makrellterne. Grunnen menes å ligge i at ternene under trekket nordover søker næring langs tett befolkede og mer forurensede kyster i Europa (Jenssen et al. 2007). I måkeegg fra norskekysten ble det funnet en sterk økning i nivåene av perfluorerte forbindelser i perioden 1983-2003 (Verreault et al. 2007b). Hos sjøfugl er det stor variasjon mellom ulike arter, og nivåene er høyere hos arter høyt oppe i næringskjeden enn hos arter på lavt trofisk nivå (Borgå et al. 2005); f.eks hos måker sammenlignet med skjellspisende arter som ærfugl. De store måkene, samt storjo er de artene som har de høyeste nivåene av persistente organiske miljøgifter på norskekysten (Bustnes et al. 2006a).

I Norge har det vært relativt lite fokus på potensielle økologiske effekter av miljøgifter, men i de senere år er det gjort studier av svartbak og sildemåke i Nord-Norge. Man har funnet at disse artene generelt har lavere nivåer av organiske miljøgifter enn polarmåke på Bjørnøya (Bustnes et al. 2003, 2006a,b). Dette skulle tilsi at de skadelige effektene av slike stoffer er mindre på kysten av Nordsjøen og Skagerrak enn lenger nord, men økologiske effekter er likevel påvist. For eksempel ble det i kolonier av svartbak funnet negative virkninger av klororganiske forbindelser som PCB og DDE i år med dårlige miljøbetingelser, særlig matmangel. I perioder med lite mat kan altså miljøgifter ha større negativ effekt på reproduksjon og overlevelse enn når fuglene har god mattilgang (Helberg et al. 2005, Bustnes et al. 2008a).

Kildene til de miljøgiftbelastningene som kan påvises i sjøfugl er svært vanskelig å spore. I hele forvaltningsområdet er langtransporterte forurensninger dominerende i forhold til tilsvarende lokale kilder både mht. organiske miljøgifter, tungmetaller, hydrokarboner, radioaktive stoffer og næringssalter (Klif 2010a), men innenfor grunnlinja, der alle sjøfuglene har sine hekkeplasser og mange også sine viktige beiteområder, kan den lokale påvirkningen være vel så stor. Dessuten er det også mulig at enkelte arter, spesielt måkefuglene, opparbeider en betydelig del av sin miljøgiftballast når de overvintrer i områder lenger sør (gråmåke primært i andre nordsjøland, sildemåke videre sør til Nordvest-Afrika). Dette er tatt med i vurderingene når konsekvensene av langtransportert forurensning i dag, isolert sett, er satt til "lav" for de pelagiske indikatorartene og "middels" for de kystbundne, men med et dårlig kunnskapsnivå (**tabell 10.4**). For fremtidsbilde 2030 er det vurdert at kunnskapsgrunnlaget er for lite til at det er faglig forsvarlig å fastsette konsekvens.

Tabell 10.4. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av langtransportert forurensning i dagens situasjon og ved fremtidsbilde (2030). Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens situasjon	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Middels ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Middels ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{3*}	Ukjent ^{3*}

10.3.2 Kunnskapsbehov

Arter på toppen av den marine næringskjeden er mest utsatt for akkumulering av miljøgifter og mange sjøfuglarter, sammen med sjøpattedyr, tilhører denne gruppen. Sjøfugl har vært relativt mye studert mht. miljøgifter (f.eks. gråmåke i Nord-Amerika og polarmåke på Bjørnøya), men kunnskapen om subletale økologiske effekter av slike stoffer er mangelfull. Primært bør man skaffe tilveie mer kunnskap om hvordan effekter på lavere organisasjonsnivå (celler, immunsystem, eller fysiologi) kan gi økologiske effekter på fuglenes fitness, dvs. deres reproduksjon og overlevelse. På dette området gjenstår det mye forskning.

Etter hvert har man fått empiriske data som knytter nivåer av persistente miljøgifter til redusert hekkesuksess, men en hovedproblemstilling er hvordan miljøgiftene samvirker med andre stressfaktorer. Bustnes et al. (2008a) konkluderte med at uten å ta hensyn til virkningen av andre stressfaktorer, kan man ikke vurdere hvor sterk effekten av miljøgifter er i naturen. F.eks. viste en eksperimentell studie av polarmåke at parasitter samvirket med klororganiske miljøgifter; dvs. at fjerning av parasitter samtidig fjernet effektene av miljøgifter, noe som tyder på at individene kan foreta avveining mellom bruk av resurser til immunsystemet og til forsvar mot miljøgifter (Bustnes et al. 2006c). Et sentralt tema for miljøgiftforskningen bør m.a.o. være å sette slike stoffer i sammenheng med andre stressfaktorer.

Et annet uavklart område mht. effekter av miljøgifter er hvordan arter som normalt har lave nivåer i korte perioder kan utsettes for stor miljøgiftbelastning som følge av reproduktive og fysiologiske forhold. Et eksempel på en slik art er ærfugl. Ærfuglhunnen bygger i perioden før egglegging opp store fettreserver. Når disse forbrennes under ruging, frigjøres de fettløselige miljøgiftene til blodet. De høyeste nivåene opptrer når ungene klekker, og sammenfaller med den perioden hunnene er i dårligst kondisjon (pga. energiforbruket under rugeperioden) og har

svakest immunforsvar (Hanssen et al. 2005). I denne perioden kan derfor de negative effektene av miljøgifter være ekstra betydelige.

Et annet tema som man har begynt å fokusere på, er hvordan klimaendringer kan påvirke både transport og effekter av miljøgifter. Et varmere klima kan bety en høyere transport av miljøgifter til nordlige strøk (MacDonald et al. 2005), samt at klimaendringene vil påvirke sjøfugl i negativ retning mht. effekter (Jenssen 2006). Her er det en betydelig mangel på empiriske data. En hypotese som er framsatt er at miljøgifter kan ha større effekter i polare områder fordi dyr her utsettes for et høyere stressnivå fra andre faktorer (Bonstra 2004).

Et annet aspekt er hvilke stoffer som er de farligste for sjøfugl. Dette er det ofte vanskelig å bestemme med sikkerhet, siden forekomsten av de enkelte miljøgiftene er sterkt korrelert. En fugl med f.eks. høyt PCB-nivå vil som regel også ha relativt høye nivåer av de fleste andre fettløselige miljøgifter. Bustnes (2006) så på denne problemstillingen i polarmåke og fant at de stoffene som hadde høyest nivå ikke nødvendigvis var de som var mest knyttet til negative effekter. Det er også verdt å merke seg at fluorerte forbindelser ikke er korrelert med fettløselige stoffer (Haukås et al. 2007, Bustnes et al. 2008c), og dermed øker muligheten for å si noe om hvilke stoffer som medfører størst risiko.

10.4 Radioaktivitet

Den radioaktive forurensning som finnes i Nordsjøen og Skagerrak stammer fra restene etter nedfall fra atomprøvesprengningene på 1950- og 60-tallet, utslipp fra reprosesseringsanlegg i Storbritannia og Frankrike, utslipp av produsert vann fra oljevirksomheten samt vann fra Østersjøen som inneholder radioaktive stoffer fra ulykken ved kjernekraftverket i Tsjernobyl i 1986. Vannet fra Østersjøen er den viktigste kilden til radioaktivitet langs kysten, mens nedfall fra atomprøvesprengningene dominerer resten av forvaltningsplanområdet (Klif 2011a).

Det finnes få studier av hvilke effekter radioaktivitet kan ha for sjøfugl. Forskingen har hovedsakelig fokusert på konsekvenser av helsefarlig stråling for mennesker. Først i de senere år har forskning på effektene på planter og dyr tatt seg opp, hos oss spesielt som følge av Tsjernobylhendelsen der hovedfokus har vært på terrestriske systemer. Også i det marine miljø er det fokusert mest på arter i næringskjeden til mennesker, som hummer (*Homarus gammarus*), blåskjell (*Mytilus edulis*) og torsk, men det er også sett på effekter for alger som blæretang (*Fucus vesiculosus*). Sjøfugl, som ofte befinner seg på toppen av den marine næringskjeden, vil kunne påvirkes av radioaktivt materiale i byttedyr på lavere (trofiske) nivå i næringsnettet, men det finnes lite kunnskap om dette på det nåværende tidspunkt. Vi har søkt etter nyere litteratur, men ikke funnet mer kunnskap om effektene av radioaktivitet på sjøfugl enn de som også finnes omtalt i den tilsvarende sektoranalysen for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2008) og som er hovedkilde til diskusjonen i de følgende avsnitt, selv om denne er forbedret på enkelte punkter.

10.4.1 Fremtidsbilder (2030)

Fremtidsbilde 1

Som en følge av radioaktivt henfall vil restene etter nedfall fra atomprøvesprengninger og radioaktive stoffer fra Tsjernobylulykken gradvis bli redusert. Man kan dessuten forvente bedre renseteknologi i kjernekraftindustrien, og så fremt det ikke skjer en ulykke vil menneskeskapte tilførsler av radioaktive stoffer til forvaltningsplanområdet være vesentlig redusert i 2030. Bruken av kjernekraft har ikke ekspandert som forventet, men flere av de eksisterende anlegg har utvidet sin levetid.

Fremtidsbilde 2

Er i store trekk sammenfallende med fremtidsbilde 1, men bruken av kjernekraft vil øke og flere land rundt Nordsjøen vil starte bygging av flere kjernekraftanlegg. Risikoen for ulykker vil dermed også stige. I tillegg vil klimaendringer føre til at Nordøstpassasjen trolig er åpnet, noe som kan føre til økt transport av radioaktive stoffer med skip gjennom forvaltningsplanområdet (Klif 2011a).

10.4.2 Konsekvenser av radioaktivitet

Etter 2007, da Statens strålevern publiserte resultater fra en undersøkelse av konsentrasjoner av radioaktive stoffer i muskelvev, lever og nyrer hos ulike arter sjøfugl på Svalbard i 2005 (NRPA 2007), kjenner vi ikke til publiserte funn av radioaktive stoffer i norske sjøfugler. På Svalbard testet man for radioaktive isotoper av cesium (^{137}Cs), polonium (^{210}Po) og bly (^{210}Pb). Polonium-210 er kjent for å konsentrere seg i marine organismer i høyere grad enn andre naturlige alfaemittere. Man kjenner imidlertid lite til om hvordan og hvor effektivt stoffet blir overført gjennom næringskjeden til sjøfugl. Aktivitetskonsentrasjonen av polonium-210 pr. kg våtvekt muskelvev varierte mellom artene fra gjennomsnittlig $1,1 \pm 0,48$ Bq hos polarmåke til $13,7 \pm 7,24$ Bq hos alkekonge (tabell 10.5) og reflekterer mest sannsynlig ulikheter i diett. Alkekonge spiser mye hoppekreps, bl.a. raudåte, som er kjent for akkumulere høye nivåer av polonium-210, mens polarmåken i stor grad er predator på både egg, unger og voksne av andre sjøfuglarter. I de fleste tilfeller fant man ingen tegn til cesium-137. Bare seks av prøvene viste lave konsentrasjoner (fra $0,08 \pm 0,02$ til $0,18 \pm 0,05$ Bq kg^{-1}) (NRPA 2007).

Tabell 10.5. Konsentrasjoner (Bq kg^{-1} våtvekt) av ^{210}Po og ^{210}Pb i ulike vev hos fem sjøfuglarter på Svalbard. (Kilde: NRPA 2007)

Art	n	^{210}Po			^{210}Pb	
		Muskel ¹	Nyre ²	Lever ²	Nyre ²	Lever ²
Krykkje	5	$3,89 \pm 1,48$	$31,9 \pm 0,3$	-	$0,42 \pm 0,02$	-
Lomvi	6	$11,6 \pm 5,1$	$131,4 \pm 1,0$	$42,9 \pm 0,3$	$0,26 \pm 0,02$	$0,19 \pm 0,01$
Polarmåke	2	$1,10 \pm 0,48$	$22,9 \pm 0,3$	$7,18 \pm 0,1$	$0,39 \pm 0,02$	$0,016 \pm 0,002$
Havhest	3	$6,48 \pm 3,32$	$47,0 \pm 0,6$	-	$5,75 \pm 0,20$	-
Alkekonge	5	$13,7 \pm 9,9$	$94,0 \pm 0,7$	-	$0,67 \pm 0,04$	-

1) Gjennomsnittlig verdi av individuelle prøver; 2) Samleprøver fra flere individer

Jordprøver tatt nær sjøfuglkolonier på Svalbard hadde høyere konsentrasjoner av radionuklider enn tilsvarende prøver tatt fra nærliggende lokaliteter uten sjøfugl. Resultatene indikerte dermed at de forhøyede konsentrasjonene i jordsmonnet oppsto på grunn av akkumulering av radioaktive stoffer fra fuglenes ekskrementer. Sjøfuglene kan altså bidra til at radioaktive stoffer transporteres fra marint til terrestrisk miljø og videreføres i næringsnett på land via andre dyrs beiting på vegetasjon i nærheten av sjøfuglkoloniene (Dowdall og Lind 2003).

Burger og Gochfeld (2007) registrerte radioaktive stoffer i fire arter sjøfugl på øyene Amchitka og Kiskai, langt vest i øygruppen Aleutene (Alaska) som skiller Beringhavet fra resten av Stillehavet. I 1960-årene ble Amchitka utpekt som lokalitet for underjordiske prøvesprengninger for atomvåpen. Selv om noe radioaktivt material nådde overflata, ble ikke lekkasjene ansett å utgjøre en helsefare for omgivelsene (Seymour & Nelson 1977, Faller & Farmer 1998). I 2004 ble det samlet inn prøver fra hekkende ærfugl, topplunde (*Fratercula cirrhata*), beringteist (*Cephus columba*) og gråvingemåke (*Larus glaucescens*) på de to øyene. For de fleste artene var konsentrasjonen av radionuklidene under minimum påviselig aktivitetsnivå (MDA). Dette gjaldt cesium-137, to isotoper av plutonium (^{239}Pu og ^{240}Pu) og en av uran (^{238}U). Bare an av hver av cesium og plutoniumprøvene og tre av uranprøvene var over MDA, og i alle disse tilfellene var aktivitetsnivåene svært lave (Burger og Gochfeld 2007).

Vi har vurdert konsekvensene av langtransportert radioaktivitet i utredningsområdet i dagens situasjon til å være ubetydelig for alle indikatorartene, selv om faktisk kunnskap mangler (**tabell 10.6**). Vurderingene er først og fremst basert på nivåene som er dokumentert på Svalbard og i Alaska, der avstanden til historisk kjente kilder for radioaktive utslipp kan anses å være ganske tilsvarende hva Nordsjøen og Skagerrak har vært utsatt for etter Tsjernobyl (cesium) og lekkasjen fra det britiske Sellafieldanlegget i 2004-05 (uran og plutonium). Effekter for fremtidsbilde 2030 vil være helt prisgitt tid, sted og omfang for eventuelle kjernekraftuhell i land som har tilførsler med vann eller luft til Nordsjøområdet, eller for uhell med skip som transporterer radioaktivt materiale (f.eks. avfall fra kjernekraftindustrien), men vi har ikke tilstrekkelig kunnskap for å gjøre faglig forsvarlige betraktninger omkring hvilke konsekvenser dette kan gi.

Tabell 10.6. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av langtransportert radioaktiv forurensning i dagens situasjon og ved fremtidsbilde (2030). Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Dagens situasjon	Fremtidsbilde (2030)
Lomvi, alke, alkekonge (PD)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, toppskarv, storskarv (KD)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Ingen ^{3*}	Ukjent ^{3*}

10.4.3 Kunnskapsbehov

Radioaktivt materiale slipper ut farlig stråling som, i tilstrekkelig store doser har evnen til å ødelegge levende celler (AMAP 2009). Sjøfugl beiter høyt i den marine næringskjeden og vil kunne akkumulere og skades av radioaktivt materiale fra byttedyr på lavere trofiske nivå i næringsnettet. Det er imidlertid svært lite faktisk kunnskap om de aktuelle effektmekanismene og de potensielle konsekvensene dette har eller kan få for sjøfugl. For å belyse dette nærmere trengs det bl.a. kunnskap om:

- Nivåer av radioaktive stoffer i ulike sjøfuglarter på forskjellige lokaliteter
- Nivåer for effekt av de ulike stoffene på individnivå
- Konsekvensene i tid og rom av slik påvirkning på bestandsnivå

10.5 Oppsummering av konsekvenser av klimaendringer, havforsuring og langtransporterte forurensninger

Vurderingene av konsekvenser for sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå (2009) innen sektor klimaendringer, havforsuring og langtransporterte forurensninger er sammenstilt i **tabell 10.7**. For mer utførlig diskusjon og kortfattede oppsummeringer henvises til omtalen i de respektive delkapitler ovenfor. For klimaendringer er konsekvensene i de skisserte fremtidsbildene i grove trekk anslått å være sammenfallende med vurderingene for dagens situasjon, mens kunnskapsgrunnlaget i de øvrige tilfellene er funnet for utilstrekkelig til å tillate kvalifiserte vurderinger.

Tabell 10.7. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av klimaendringer, havforsuring og langtransporterte og radioaktive forurensninger i dagens situasjon. Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Klimaendringer	Havforsuring	Langtransportert forurensning	Radioaktiv forurensning
Alke, alkekonge, lomvi (PD)	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}
Krykkje (PO)	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}
Ærfugl, skarver (KD)	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}
Samlet konsekvens	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}

11 Introduserte arter

Problemet med introduserte arter skulle i prinsippet håndteres under hver av de ulike sektorene som er behandlet tidligere i denne rapporten. Av tidshensyn og personellmessige endringer i utredningsperioden har vi dessverre ikke lyktes i dette. Vi har imidlertid ikke funnet grunnlag for å anta at problemer knyttet til introduserte arter vil endre de konklusjoner vi har gitt for konsekvensene av disse sektorenes aktiviteter. Den følgende beskrivelsen er forholdsvis generell og i all hovedsak basert på en tilsvarende oppsummering foretatt i den sektorvise sjøfuglutredningen for forvaltningsplanarbeidet i Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

Introduksjon av fremmede arter til nye områder kan representere en trussel mot eksisterende arter i et økosystem. De opprinnelige artene kan fortrenkes via konkurranse om næring eller direkte predasjon. I tillegg kan nye organismer bringe med seg sykdom og parasitter som de stedegne bestandene ikke har utviklet resistans mot. Slike påvirkninger på artsnivå kan igjen forandre flere nivåer i næringsnettet slik at et helt økosystem blir satt i ubalanse. De fleste individer som kommer til nye miljø omkommer raskt fordi deres biologi og habitatkrav ikke er tilpasset de nye betingelsene, og fordi stedegne arter ofte klarer å utkonkurrere nykommerne (Bevanger et al. 2007). Den største faren for forstyrrelse av et økosystem vil dermed være introduksjon av flora og fauna fra områder med ganske tilsvarende klimatiske og økologiske forhold.

Akvakultur, internasjonal handel og transport har økt spredningen av organismer over kontinenter og havområder de siste årene. Ballastvann og påvekst på skrog har spilt en stor rolle i den globale spredningen av marine organismer. Ballastvann kan inneholde en rik fauna av både planktonarter og organismer med planktoniske livsstadier. I tillegg til slike menneskeforårsakede introduksjoner, skaper klimaforandringene en ytterligere fare for at arter vil spre seg til nye områder (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

11.1 Konsekvenser av introduserte arter

Hekkende sjøfugler og deres egg og unger er i utgangspunktet sårbare og lett bytte for rovpattedyr og rotter. Dette har ført til at flesteparten lever i kolonier på øyer eller vanskelig framkommelige fastlandslokaliteter. På isolerte øyer hekker mange av sjøfuglene på bakken. Spredning av rotter, rødrev, mår, mink, piggsvin og røyskatt til øyer som blir forbundet med fastlandet via tunneler og broer kan få drastiske konsekvenser for sjøfuglbestandene. Mange sjøfuglene mangler effektive responser for å unngå eller forsvare seg mot predatorer (Short et al. 2002). Begrepet mikropredatorer blir brukt om parasitter og skadelige mikroorganismer. Når disse blir introdusert til nye områder kan de ha betydelige effekter på stedegne arter. Også andre typer invaderende arter kan representere en fare for sjøfugl. Fremmede organismer kan påvirke det marine næringsnettet og endre bestandene av byttedyr for sjøfugl med indirekte konsekvenser for fuglenes overlevelse og hekkesuksess.

11.1.1 Direkte effekter

Den amerikanske minken har sin naturlige utbredelse i Nord-Amerika. Norges første minkfarm ble opprettet i 1927. Kort tid etter rømte individer, og etter en femtiårsperiode hadde den kolonisert det meste av landet. Kun øyer som ligger minst fem km fra områder med fast minkbestand ser i dag ut til å være minkfrie (Bevanger & Henriksen, 1995; Bevanger 2005). Det finnes mange observasjoner som viser at mink dreper sjøfugl, deriblant kolonihekkende måkefugl og ærfugl, samt deres egg og unger, og det er påvist en negativ sammenheng mellom antall mink og teist langs norskekysten (Røv & Frengen 1980, Folkestad 1982). I

Sverige og Finland er det gjort grundigere undersøkelser på hvordan introduksjon av mink har påvirket sjøfugl (Norström et al. 2003, Banks et al. 2008). Hekkebestandene av sandlo, tyvjo og rødnebbterne på minkfrie øyer økte klart mens dette ikke skjedde på øyer med mink. Teist og alke, som hadde forsvunnet fra øyer tidligere okkupert av mink, kom tilbake i løpet av undersøkelsesperioden etter at minken ble fjernet. I denne sammenheng er sjøfuglenes kroppsstørrelse en faktor, og tilsvarende effekter ble ikke påvist for svartbak og tjeld.

Piggsvin er hjemmehørende og utbredt over det meste av Europa, men mange av de lokale bestandene er introdusert fra tilstøtende populasjoner. I Norge fantes arten tidlig på 1800-tallet bare i grensetraktene mot Sverige i Østfold, men er nå utbredt i lavlandsområder på Østlandet og kystnære områder nordover til Bodø. Piggsvinet kan forårsake betydelig lokal skade, spesielt på bestandene av bakkehekkende fugler i øysamfunn, hvor den gjerne ble introdusert for sin evne til å drepe hoggorm (*Vipera berus*) og smågnagere (Tømmerås et al. 2003, Bevanger 2005).

11.1.2 Indirekte effekter gjennom økosystemendringer

Japansk drivtang (*Sargassum muticum*) og japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*) er begge fremmede arter i norsk farvann. Japansk drivtang er en stor brunalge som har sin naturlige opprinnelse nordvest i Stillehavet (Josefsson & Jansson 2006). Den ble trolig introdusert i 1960-årene til europeiske farvann i forbindelse med import av stillehavsøsters (*Crassostera gigas*). Japansk sjølyng er en stor trådformet rødalge. Den ble første gang observert i forvaltningsplanområdet i 1996 (Lein 1999). Nå er begge arter etablert langs skagerakkysten og på Vestlandet. Utbredelsen ser ut til å øke ytterligere, både langs norskekysten videre nordover og innover i Oslofjorden. Foreløpig ser de ikke ut til å fortrenge lokal flora i særlig grad (Tømmerås et al. 2003, NIVA 2011).

11.1.3 Tentativ oppsummering av konsekvenser for sjøfugl

Vi har et svært dårlig datagrunnlag å støtte oss på når vi vurderer konsekvensene av introduserte arter i utredningsområdet, men har likevel forsøkt oss på en enkelt oppstilling (**tabell 11.1**). Denne må kun oppfattes som veiledende, og er først og fremst ment for å antyde noen forventede forskjeller mellom de viktigste predatorene.

Tabell 11.1. Tentativ oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av introduserte arter i dagens situasjon og ved fremtidsbilde (2030). Artsgruppene er kodet som PD (pelagisk dykkende), PO (pelagisk overflatebeitende), KD (kystbundne dykkende) og KO (kystbundne overflatebeitende arter). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se kapittel 4 for nærmere beskrivelse.

Arter (artsgruppe)	Mink	Piggsvin	Andre predatorer	Andre arter
Alke, alkekonge, lomvi (PD)	Middels ^{3*}	Ingen ^{3*}	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Krykkje (PO)	Lav ^{3*}	Ingen ^{3*}	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Ærfugl, skarver (KD)	Middels ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Gråmåke, sildemåke (KO)	Middels ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}
Samlet konsekvens	Middels ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Ukjent ^{3*}

11.2 Kunnskapsbehov

Vi vet i dag at det stadig introduseres arter til områder som ikke er naturlige for dem. I de fleste tilfeller lykkes ikke de nye artene å slå seg ned for godt. Noen overlever og lever umerkelig i det nye økosystemet, mens noen få vil kunne ekspandere voldsomt og sette hele systemet i ubalanse. Nye introduserte arter kan påvirke store næringsnett på flere nivåer, og det vil alltid være problematisk å forutsi eller kartlegge slike konsekvenser. Kunnskapen om slike effekter er særlig mangelfull for marine organismer. Små organsimer (f.eks. bakterier, parasitter og plankton) som infiltrer et nytt økosystem kan være vanskelig å oppdage, og trolig er mange flere organismer overført via ballastvann fra skip enn det som er registrert. Når det gjelder sjøfugl, finnes det flere studier på direkte effekter av introduserte arter. Derimot har vi ikke funnet dokumentert indirekte effekter via forandringer i f.eks. utbredelse av sjøfuglers byttedyr, som følge av introduserte arter i økosystemet.

12 Referanser

- AMAP 2010. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment programme (AMAP), Oslo, Norway. Xii + 92 s.
- Anderson, R., Morrison, M., Sinclair, K. & Strickland, D. 1999. Studying wind energy/bird interactions: A guidance document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. - Prepared for the National Wind Coordinating Committee Avian Subcommittee, 88 s.
- Andres, B.A. 1996. Consequences of the "Exxon Valdez" oil spill on black oystercatchers inhabiting Prince Williams Sound, Alaska. - PhD Thesis, State University, Columbus, OH.
- Andres, B.A. 1997. The "Exxon Valdez" oil spill disrupted the breeding of black oystercatchers. - J. Wildl. Manage. 61: 1332-1328.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44, 114 s.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. - Dr. scient. avhandling, Univ. Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. - NINA Oppdragsmelding 571, 33 s.
- Anker-Nilssen, T. (red.) 2011. Sjøfugl i Norge 2010. Resultater fra SEAPOP-programmet. - Årsbrosjyre, SEAPOP, NINA Trondheim, 12 s.
- 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 Res. 8: 67-76.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1995. Size variation of Common Guillemots *Uria aalge* wintering in the northern Skagerrak. - Seabird 17: 64-73.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. Oljekatastrofen i Skagerrak ved årsskiftet 80/81 - omfang og undersøkelser. - Vår Fuglefauna 5: 82-91.
- Anker-Nilssen, T. & Strøm, H. 2010. Nytt klima for sjøfugl. - Ottar 5-2010: 73-81.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland. Resultater med fokus på 2004 og 2005. - NINA Rapport 133, 85 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2009. Satellite telemetry reveals post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* from Røst, North Norway. - Polar Biol. 32: 1657-1664.
- Anker-Nilssen, T., Jones, P.H. & Røstad, O.W. 1988. Age, sex and origins of auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. - Seabird 11: 28-46.
- Anker-Nilssen, T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Tveraa, T., Strøm, H. & Barrett, R.T. 2005. SEAPOP. Et nasjonalt sjøfuglprogram for styrket beslutningsstøtte i marine områder. - NINA Rapport 1, 66 pp.
- Arbeidsgruppen for samlede konsekvenser 2011. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Forslag til metodikk for vurdering av samlede påvirkninger og konsekvenser. - Klif rapport, TA 2782/2011. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.
- Arcos, J.M. & Oro, D. 2002. Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: a case study off the Ebro Delta (NW Mediterranean). - Mar. Biol. 141: 277-286.
- Arneberg, P., van der Meeren, G., Lorentsen, S.-H. & Fossheim, M. 2009. Dominoeffekter i Barentshavet; prosessene rundt svingningene i loddebestanden. - Naturen 5: 252-258.
- Arnott, S.A. & Ruxton, G.D. 2002. Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. - Mar Ecol Prog Ser 238: 199-210.
- Azzarello, M.Y. & van Vleet, E.S. 1987. Marine birds and plastic pollution. - Mar Ecol Prog Ser 37: 295-303.
- Bakken, V. & Falk, K. (red.) 1998. Incidental take of seabirds in commercial fisheries in the Arctic countries. - CAFF Technical Report 1, 50 s. CAFF International Secretariat, Akureyri, Island.
- Bakun, A. 2006. Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: Navigating the "predator pit" topographies. - Prog Oceanogr 68: 271-288.
- Banks, B.P., Nordström, M., Ahola, M., Salo, P., Fey, K. & Korpimäki, E. 2008. Impacts of alien mink predation on island vertebrate communities of the Baltic Sea Archipelago: review of a longterm experimental study. - Boreal Environment Research 13: 3-16.
- Barrett, R.T., Chapdelaine, G., Anker-Nilssen, T., Mosbech, A., Montevecchi, W.A., Reid, J.B. & Veit, R.R. 2006. Seabird numbers and prey consumption in the North Atlantic. - ICES J. Mar. Sci. 63: 1145-1158.
- Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. - Atlantic Seabirds 8: 97-126.
- Barrett R.T., Skaare, J.U. & Gabrielsen, G.W. 1996. Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. - Environ. Pollut. 92: 13-18.
- Bartnes, G. (red.) 2010. Havvind. Forslag til utredningsområder. - Rapport, NVE.
- Beale, C.M. 2007. Managing visitor access to seabird colonies: a spatial simulation and empirical observations. - Ibis 149 (Suppl. 1): 102-111.
- Beale, C.M. & Monaghan, P. 2004. Human disturbance: people as predator free predators. - J. Appl. Ecol. 41: 335-343.

- Belant, J.L., Ickes, S.K. & Seamans, T.W. 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. - *Landscape and Urban Planning* 43: 11-19.
- Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. - *Ibis* 136: 412-425.
- Bevanger, K. 2005. Nye dyrearter i norsk natur. - Landbruksforlaget.
- Bevanger, K. og Henriksen, G. 1995. The distributional history and present status of American mink (*Mustela vison*) in Norway. - *Ann. Zool. Fenn.* 32: 11-14.
- Birdlife International 1999. Recommendations by BirdLife International for FAO National Plans of Actions (NPOAs) for Reducing Incidental Catch of Seabirds in Longline Fisheries, with special reference to Norway. - A paper presented to the committee of North Sea senior officials, 14-15 October 1999.
- Blake, B.F. 1983. A comparative study of the diet of auks killed during an oil incident in the Skagerrak in January 1981. - *J. Zool., Lond.* 201: 1-12.
- Bodkin, J.L. 1988. Effects of kelp forest removal on associated fish assemblages in central California. - *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 117: 227-238.
- Bonstra, R. 2004. Coping with changing northern environments: the role of the stress axis in birds and mammals. - *Integr. Comp. Biol.* 44: 95-108.
- Borgå, K., Wolkers, H., Skaare, J.U., Hop, H., Muir, D.C.G. & Gabrielsen, G.W. 2005. Bioaccumulation of PCBs in Arctic seabirds: influence of dietary exposure and congener biotransformation. - *Environ. Pollut.* 134: 397-409.
- Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. & Østby, C. 2003. ULB Delutredning – studie 7-b. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. - Rapport 1157-01, Alpha Miljørådgivning og NINA.
- Broström, G. 2008. On the influence of large wind farms on the upper ocean circulation. - *J. Mar. Sys.* 74: 585-591.
- Burger, A.E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of spill volume. - *Mar. Pollut. Bull.* 26: 140-143.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1994. Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. - I: Seabirds on Islands. Threats, cases studies and action plans. Nettleship, D.N., Burger, J. & Cochfeld, M. (red.). Birdlife International, Cambridge. BirdLife Conserv. Ser. 1, s. 39-67.
- Burger, J. & Gochfeld, G. 2007. Metals and radionuclides in birds and eggs from Amchitka and Kiska Islands in the Bering Sea/Pacific Ocean ecosystem. - *Environ. Mon. Assess.* 127: 105-117.
- Bustnes, J.O., Christie, H. & Lorentsen, S.-H. 1997. Sjøfugl, tarekog og taretråling: en kunnskapsstatus. - NINA Oppdragsmelding 472: 1-43.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Skaare, J.U. Bakken, V., & Mehlum, F. 2003. Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gull. *Ecol. Appl.* 13: 504-515.
- Bustnes, J.O., Helberg, M., Strann, K.B. & Skaare, J.U. 2006a. Environmental pollutants in endangered vs. increasing subspecies of lesser black-backed gulls along the Norwegian Coast. - *Environ. Pollut.* 144: 893-901.
- Bustnes, J.O., Tveraa, T., Henden, J.A., Varpe, Ø. & Skaare, J.U. 2006b. Organochlorines in antarctic and arctic avian top predators: a comparison between the south polar skua and two species of northern Hemisphere gulls. - *Environ. Sci. Technol.* 40: 2826-2831.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Folstad, I. & Skaare, J.U. 2006c. Anti-parasite treatment removes negative effects of environmental pollutants on reproduction in an arctic seabird. - *Proc. R. Soc. Lond. B* 273: 3117-3122.
- Bustnes, J.O., Tveraa, T., Fauchald, P., Helberg, M. & Skaare, J.U. 2008a. The potential impact of environmental variation on the concentrations and ecological effects of pollutants in a marine avian top predator. - *Environ. Internat.* 34: 193-201.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.H. & Herzke, D. 2008b. Perfluorinated and chlorinated contaminants as predictors of demographic parameters in an endangered seabird. - *Environ. Pollut.* 156: 417-424.
- Bustnes, J.O., Borgå, K., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.H. & Herzke, D. 2008c. Perfluorinated, brominated and chlorinated compounds in a population of lesser black-backed gulls. - *Environ. Toxicol. Chem.* 27: 1383-1392.
- Byrkjeland, S. 2004. Vurdering av skadeomfang på sjøfugl etter MS *Rocknes*' forlis. - Fylkesmannen i Hordaland, MVA-rapport 10/2004, 32 s.
- Børsheim, K. Y. & Golmen, L. 2010. Forsuring av havet. Kunnskapsstatus for norske farvann. - Norsk institutt for vannforskning og Havforskningsinstituttet.
- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. - *Biol. Oceanogr.* 5: 261-271.
- Cairns, D.K. 1992. Population regulation of seabird colonies. - *Current Ornithol.* 9: 37-61.
- Camphuysen, C.J. 1998. Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. - *Mar. Pollut. Bull.* 36: 519-526.
- Camphuysen, C.J. & Garthe, S. 1997. An evaluation of the distribution and scavenging habits of northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 654-683.
- Camphuysen, C.J., Berrevoets, C.M., Cremers, H.J.W.M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B.J., van der Have, T.M., Kats, R.K.H., Kuiken, T., Leopold, M.F., van der Meer, J., Piersma, T. 2002. Mass mortality of

- common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. - Biol. Conserv. 106: 303-317.
- Camphuysen, C.J., Chardine, J., Frederiksen, M. & Nunes, M. 2005. Review of the impacts of recent major oil spills on seabirds. - I: Anon. (red.). Report of the Working Group on Seabird Ecology, Texel, 29 March - 1 April 2005. ICES CM 2005/C:05, Ref.ACME+E, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark.
- Camphuysen, C.J. 2010. Declines in oil-rates of stranded birds in the North Sea highlight spatial patterns in reductions of chronic oil pollution. - Marine pollution Bulletin 60:1299-1306.
- Camphuysen, C.J. and M. Heubeck (2001). Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. - Environ. Pollut. 112: 443-461.
- Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. - Seascope Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2, 47 s.
- Chardine, J. & Mendenhall, V. 1998. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Human Disturbance at Arctic Seabird Colonies. - CAFF Technical Report No 2., Circumpolar Seabird Working Group.
- Chardine, J.W., Porter, J.M. & Wohl, K.D. (red.) 2000. Workshop on seabird incidental catch in the waters of the Arctic countries.
- 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. & Houisen, J.P. 2005. Investigations of migratory birds during operation of Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2004. - NERI Report, National Environmental Research Institute, Denmark, 35 s.
- Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad, G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. - NINA Rapport 338, 161 s.
- Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Dahl, E.L., Follestad, A., Hanssen, F. & Systad, G.H. 2010a. Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere. En screening av potensielle konfliktområder. - NINA Rapport 557, 104 s.
- Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.H., Hanssen F. & Systad G.H. 2010b. Offshore vindenergianlegg og sjøfugl. En oppdatering av screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala. - NINA rapport 616 (under utarb.).
- Christie, H. 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponeringsgradient. - NINA Oppdragsmelding 368, 22 s.
- Christie, H., Jørgensen, N.M., Norderhaug, K.M. & Waage-Nielsen, E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. - JMBA 83: 687-699.
- Cramp, S., red. 1977. The Birds of the Western Palearctic. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. 1. - Oxford university press, Oxford.
- Davoren, G.K. 2007. Effects of gill-net fishing on marine birds in a biological hotspot in the northwest Atlantic. - Conserv. Biol. 21: 1032-1045.
- Derraik, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. - Mar. Pollut. Bull. 44: 842-852.
- Desholm, M. & Kahlert, J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. - Biol. Lett. 1: 296-298.
- Dowdall, M. & Lind, G.B. 2003. Gamma-emitting natural and anthropogenic radionuclides in the terrestrial environment of Kongsfjord, Svalbard. - Sci. Tot. Environ. 305: 229-240.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. IBIS 148: 29-42
- Dunn, E. & Steel, C. 2001. The impact of longline fishing on seabirds in the north-east Atlantic: recommendations for reducing mortality. - Norsk Ornitologisk Forening, NOF Rapportserie 5, 108 s.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2003. Trophic interactions under climate fluctuations: the Atlantic puffin as an example. - Proc. R. Soc. Lond. B 270: 1461-1466.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T., Hjermann, D.Ø. & Stenseth, N.C. 2004a. Regime shifts in the breeding of an Atlantic puffin population. - Ecol. Lett. 7: 388-394.
- Durant, J.M., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. 2004b. Marine birds and climate fluctuation in the North Atlantic. - I: Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W. & Belgrano, A. (red.). Marine Ecosystems and Climate Variation: the North Atlantic - a comparative Perspective. Oxford University Press, Oxford, s. 95-105.
- Durant, J.M., Hjermann, D.Ø., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Myrsetrud, A., Pettorelli, N. & Stenseth, N.C. 2005. Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. - Ecol. Lett. 8: 952-958.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2006. Ocean climate prior to breeding affects the duration of the nestling period in the Atlantic puffin. - Biol. Lett. 2: 628-631.
- Edwards, M., Beaugrand, G., Reid, P.C., Rowden, A.A. & Jones, M.B. 2002. Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. - Mar Ecol Prog Ser 239: 1-10.
- Eldøy, S. 2004. Døde sjøfugler langs Rogalandskysten i februar-mars 2003. - Falco 1: 39-47.
- Eldøy, S. & Haarr, P.T. 2002. Oljeskade fugler langs Rogalandskysten i mars 2002. - Falco 31: 119-123.

- Erikstad, K.E., Reiertsen, T.K., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H. & Systad, G.H. 2007. Levedyktighetsanalyser for norske lomvibestander. - NINA Rapport 240, 25 s.
- Erikstad, K.E., Bustnes, J.O., Rikardsen, A., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Johansen, T.V. & Reiertsen, T.K. 2006. Konflikter mellom ærfugl og blåskjell dyrking. - NINA Rapport 110, 24 s.
- Everaert, J. & Stienen, E.W.N. 2006. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. - Biodiv. Conserv. 16: 3345-3359.
- Exo, K.-M., Hüppop, O. & Garthe, S. 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. - Wader Study Group Bull. 100: 50-53.
- Faller, S.H. & D.E. Farmer. 1998. Long-term hydrological monitoring program: Amchitka, Alaska, 1997. - Rapport, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 25 s.
- Fangel, K., Wold, L.C., Aas, Ø., Christensen-Dalsgaard, S., Qvenild, M. & Anker-Nilssen, T. 2011. Bifangst av sjøfugl i norske fiskerier. Et kartleggings- og metodeutprøvningsprosjekt med fokus på garn- og linefiske. - NINA Rapport 719, (under utarb.)
- Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 2006. Utbredelsen av sjøfugl i Skagerrak, Kattegat og Nordjøen. - NINA Rapport 171, 54 s.
- Fauchald, P., Skov, H., Skern-Mauritzen, M., Hausner, V.H., Johns, D. & Tveraa, T. 2011a. Scale-dependent response diversity of seabirds to prey in the North Sea. - Ecology 92: 228-239.
- Fauchald, P., Skov, H., Skern-Mauritzen, M., Johns, D. & Tveraa, T. 2011b. Wasp-Waist Interactions in the North Sea Ecosystem. - PLoS ONE 6(7): e22729.
- Fiskeridirektoratet, Norges Fiskarlag & Norges Kystfiskarlag 2010. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Beskrivelse av fiskeriaktiviteten. - Klif rapport, TA 2665/2010.
- Fjeld, P.E., Gabrielsen, G.W. & Ørbæk, J.B. 1988. Noise from helicopters and its effect on a colony of Brünnich's Guillemots (*Uria lomvia*) on Svalbard. - Norsk Polarinst. Rapportser. 41: 115-153.
- Folkestad, A.O. 1982. The effect of mink predation on some seabird species. - Viltrapport 21: 42-49.
- Fosså, J.H. 1995. Forvaltning av stortara. Prioriterte forskningsoppgaver. - Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen, 102 s.
- 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.
- Frank, K.T., Petrie, B., Shackell, N.L. 2007. The ups and downs of trophic control in continental shelf ecosystems. - Trends Ecol. Evol. 22: 236-242
- Fraser, G.S., Russell, J. & von Zharen, W.M. 2006. Produced water from offshore oil and gas installations on the Grand Banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects to seabirds sufficiently known? - Mar. Ornithol. 34: 147-156.
- Frederiksen, M. 2010. Seabirds in the NE Atlantic. A review of status, trends and anthropogenic impact. - I: Action plan for seabirds in Western-Nordic areas. Report from a workshop in Malmö, Sweden, 4-5 May 2010. Nordisk Ministerråd, København, TemaNord 2010:587, s. 47-143.
- Frederiksen, M., Wanless, S., Rothery, P., Harris, M.P. & Wilson, L.J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. - J. Appl. Ecol. 41: 1129-1139.
- Frederiksen, M., Moe, B., Barrett, R.T., Bogdanova, M.I., Bouludier, T., Chardine, J.W., Chastel, O., Chivers, L.S., Christensen-Dalsgaard, S., Clément-Chastel, C., Colhoun, K., Daunt, F., Gaston, A.J., González-Solís, J., Goutte, A., Grémillet, D., Guilford, T., Jensen, G.H., Krasnov, Y., Lorentsen, S.-H., Mallory, M.L., Newell, M., Olsen, B., Phillips R.A., Shaw, D., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H., Thórarinnsson, T.L. & Anker-Nilssen, T. i manuskript. Multi-colony tracking reveals the non-breeding distribution of a pelagic seabird on an ocean basin scale.
- Furness, R.W. 2003. Impact of fisheries on seabird communities. - Sci. Mar. 67 (Suppl. 2): 33-45.
- 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. - J. Appl. Ecol. 41: 724-741.
- Gaston, A.J., Gilchrist, H.G. & Hippfner, J.M. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brünnich's guillemot (*Uria lomvia* L.). - Anim. Ecol. 74: 832-841.
- Grémillet, D., Wilson, R.P., Wanless, S. & Peters, G. 1999. A tropical bird in the Arctic (the cormorant paradox). - Mar Ecol Prog Ser 188: 305-309.
- Hampton, S., Kelly, P.R. & Carter, H.R. 2003. Tank vessel operations, seabirds, and chronic oil pollution in California. - Mar. Ornithol. 31: 29-34.
- Hanssen, S.A., Hasselquist, D., Folstad, I., & Erikstad, K.E. 2005. Cost of reproduction in a long-lived bird: Incubation effort reduces immune function and future reproduction. - Proc. R. Soc. Lond. B 272: 1039-1046.
- Harris, M.P., Anker-Nilssen, T., McCleery, R., Erikstad, K.E., Shaw, D.N. & Grosbois, V. 2005. Effect of wintering area and climate on the survival of adult Atlantic puffins *Fratercula arctica* in the eastern Atlantic. - Mar Ecol Prog Ser 297: 283-296.
- Harris, M.P. & Wanless, S. 1984. The effect of the wreck of seabirds in February 1983 on auk populations on the Isle of May (Fife). - Bird Study 31: 103-110.
- Hartwig, E., Clemens, T. & Heckroth, M. 2007. Plastic debris as nesting material in a Kittiwake (*Rissa tridactyla*) colony at the Jammerbugt, Northwest Denmark. - Mar. Pollut. Bull. 54: 595-597.

- Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B., & Gabrielsen G.W. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. - Environ. Pollut. 148: 360-371.
- Hayashi, M., Kita, J. & Ishimatsu, A. 2004. Acid-base responses to lethal aquatic hypercapnia in three marine fishes. - Mar. Biol. 144: 153-160.
- Heath, M., Edwards, M., Furness, R.W., Pinnegar, J. & Wanless, S. 2009. A view from above: changing seas, seabirds and food sources. - I: Baxter, J.M., Buckley, P.J. & Frost, M.T. (red.). Marine Climate Change Ecosystems Linkages Report Card 2009. Marine Climate Change Impact Partnership, s. 1-24.
- Helberg, M., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Kristiansen K.O. & Skaare, J.U. 2005. Relationships between reproductive performance and organochlorine pollutants in great-black backed gulls (*Larus marinus*). - Environ. Pollut. 134: 475-483.
- Helgason, L.B., Barrett, R.T., Lie, E., Polder, A., Skaare, J.U. & Gabrielsen, G. W. 2008. Levels and temporal trends (1983-2003) of persistent organic pollutants (POPs) and mercury (Hg) in seabird eggs from Northern Norway. - Environ. Pollut. 155: 190-198.
- Heubeck, M., Anker-Nilssen, T., Aarvak, T., Petersen, I.K. & Isaksen, K. i manuskript. The origin of adult Razorbills *Alca torda* killed in a mass mortality event in the Skagerrak and North Sea area, September 2007.
- Holmlund, M.B., Peterson, C.H. & Hay, M.E. 1990. Does algal morphology affect amphipod susceptibility to fish predation? - J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 139: 65-83
- Hope Jones, P. 1980. The effects on birds of a North Sea gas flare. - Brit. Birds. 73: 547-555
- Hjermann, D.Ø., Stenseth, N.C. & Ottersen, G. 2004. Indirect climatic forcing of the Barents Sea capelin: a cohort effect. - Mar Ecol Prog Ser 273: 229-238.
- 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
- Irons, D.B., Kendall, S., Erickson, W., McDonald, L. & Lance, B. 2000. Nine years after the Exxon Valdez oil spill; effects on summer marine bird populations in Prince Williams Sound. - Condor 103: 892-894.
- Irons, D.B., Anker-Nilssen, T., Gaston, A.J., Byrd, G.V., Falk, K., Gilchrist, G., Hario, M., Hjernquist, M., Krasnov, Y.V., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Reid, J.B., Robertson, G.J., Strøm, H. & Wohl, K.D. 2008. Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. - Glob. Change Biol. 14: 1455-1463.
- Isaksen, K., Bakken, V. & Wiig, Ø. 1998. Potential effects on seabirds and marine mammals of petroleum activity in the northern Barents Sea. - Norsk Polarinst. medd. 154, 66 s.
- Isaksen, K. & Gavrilov, M. 2000. Little auk *Alle alle*. - I: Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V., Tatarinkova, I.P. (red). The status of marine birds breeding in the Barents Sea Region. Norsk Polarinst. Rapportser. 113, s. 131-136.
- Ishimatsu, A., Hayashi, M., Lee, K., Kikkawa, T. & Kita, J. 2005. Physiological effects on fishes in a high CO₂ world. - J. Geophys. Res. 110: 1-8.
- Iversen, S., Fossum, P., Gjøsæter, H., Skogen, M. & Toresen, R. 2006. Havets ressurser og miljø 2006. - Fisken og Havet, særnr. 1-2006.
- Jacobsen, E., Låtun, O. & Skipnes, K. 1991. Undersøkelse av døde sjøfugler vinteren 1990/1991. - Falco 20: 80-83.
- Jacobsen, E., Låtun, O. & Skipnes, K. 1992. Undersøkelser av ilanddrevne sjøfugler i Rogaland. - Falco 4: 219-222.
- Jenssen, B.M. 2006. Endocrine-disrupting chemicals and climate change: A worst-case combination for arctic marine mammals and seabirds? - Environ. Health Perspect. 114: 76-80.
- Jenssen, B.M., Sørmo, E.G., Bæk, K., Bytnigsvik, J., Gaustad, J., Ruus, A. & Skaare, JU. 2007. Brominated flame retardants in north-east Atlantic marine ecosystems. - Environ. Health Perspect. 115: 35-41.
- Josefsson, M. & Jansson, K. 2006. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Sargassum muticum*. - Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS, www.nobanis.org (date of access 8/2/2008).
- Jørgensen N.M., Evenset, A., Forberg K.G & Götsch A. 2008. Tilførsler og effekter av langtransportert forurensning til Norskehavet, - Grunnlagsrapport til utredningen "Konsekvenser av ytre påvirkninger". - SFT rapport TA 2365/2008, Akvaplan-niva AS Rapport 4066, 91 s.
- 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.
- Kennelly, S. J. 1983. An experimental approach to the study of factors affecting algal colonization in a sublittoral kelp forest. - J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 68: 257-276.
- King, S., Maclean, I., Norman, T. & Prior, A. 2009. Developing guidance on ornithological cumulative impact assessment for offshore wind farm developers. - COWRIE.
- Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) 2009. Vurdering av tiltak mot bortfall av sukkertare. Arbeidsgruppen for sukkertare. - Klif, Oslo.
- Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) 2010a. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Statusbeskrivelse for land- og kystbasert aktivitet. - Klif, Oslo.
- Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) 2011a. Notat. - Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen (HFNS). Framtidsbilder for sektorene i 2030. Endelig rapport. - Klif, Oslo.

- Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) & DN (Direktoratet for naturforvaltning) 2011b. Kunnskap om marint søppel i Norge 2010. Rapport. - Klif og DN, Oslo/Trondheim.
- Klosiewski, S.P. & Laing K.K. 1994. Marine bird populations of Prince Williams Sound, Alaska, before and after the Exxon Valdez oil spill. - Exxon Valdez Oil Spill State/Federal Natural Resource Damage Assessment Final Report. (Bird study No. 2). US Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska.
- Kystverket & Sjøfartsdirektoratet 2010. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Statusbeskrivelse for skipstrafikk. - Aktivitetsrapport, Kystverket.
- Kroeker, J., Kordas, R.L., Crim, R.N. & Singh, G.G. 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. - *Ecol. Lett.* 13: 1419-1434.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norge.
- Langston, R.H.W. 2006. Wind, fire and water: Renewable energy and birds. *Proc. Brit. Ornithol. Union Annual Spring Conf.* 2005. Univ. Leicester, 1-3 April 2005. - *Ibis* 148: 1-3.
- Larsen, T. 2010. Sjøfuglteljingar i Sogn og Fjordane i 2010. Hekkefuglteljingar i sjøfuglreservata. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Rapport nr. 1-2010.
- Larsen, B.J., Brandt, M., Myrmo, K. & Ree, V. 2006. Overvåking av hekkende vannfugl i Steinsfjorden, nordre del av Tyrifjorden og Væleren i 2005. - Rapport nr 1, årgang 13.
- Larsen, B.J., Brandt, M., Myrmo, K. & Ree, V. 2007. Overvåking av hekkende vannfugl i Steinsfjorden, nordre del av Tyrifjorden og Væleren 2006. - Rapport nr 1, årgang 14.
- Larsen, J.K. & Clausen, P. 2002. Potential wind park impacts on whooper swans in winter: the risk of collision. - *Waterbirds* 25: 327-330.
- Law, R.J., Alaee, M., Allchin, C.R., Boon, J.P., Lebeuf, M., Lepom, P. & Stern, G.A. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. - *Environ. Internat.* 29: 757-770.
- Lorentsen, S.-H. 2005. Taretråling påvirker forekomsten av fisk, men hva skjer med storskarvene? - NINA Temahefte 31: 18-23.
- Lorentsen, S.H. 2006. Hvordan er utviklingen i de norske ternebestandene? - *Vår Fuglefauna* 29: 22-67.
- Lorentsen, S.-H. 2007. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2007. - NINA Rapport 313, 54 s.
- Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 1999. Diet of Common Murres (*Uria aalge*) wintering in the northern Skagerrak 1988-1990 and the importance of sex, age and season. - *Waterbirds* 22: 80-89.
- Lorentsen, S.-H., Grémillet, D. & G.H. Nymoen. 2004. Annual variation in diet of breeding Great Cormorants: Does it reflect varying stock recruitment of Gadoids? - *Waterbirds* 27: 161-169.
- Lorentsen, S.-H. (red.), Byrkjeland, S., Flagstad, Ø., Heggberget, T.M., Larsen, T., Røv, N., Balstad, T., Haugland, T., & Østborg, G.M. 2008. Etterkantundersøkelser sjøfugl og oter etter MS Server-forliset januar 2007. - NINA Rapport 336, 64 s.
- Lorentsen, S.-H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. De nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. - NINA Rapport 439, 64 s.
- Lorentsen, S.-H., Bakken, V., Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Røv, N. & Winnem, A. 2010. Akutt skadeomfang og herkomst for sjøfugl etter *MV Full City*-forliset. - NINA Rapport 548, 44 s.
- Lorentsen, S.-H., Sjøtun, K. and Grémillet, D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. - *Biol. Conserv.* 143: 2054-2062.
- Lucas, M.L., Guyonne, F.E.J. & Ferrer, M. (eds.) 2007. Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation. - Quercus, Madrid, 255 s.
- Lunneryd, S.G., Königson, S. & Sjöberg, N.B. 2004. Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket. - *Fiskeriverket Informerar* 8: 20.
- Løkkeborg, S. 1998. Seabird by-catch and bait loss in long-lining using different setting methods. - *ICES J. Mar. Sci.* 55: 145-149.
- Løkkeborg, S. & Robertson, G. 2002. Seabird and longline interactions: effects of a bird-scaring streamer line and line shooter on the incidental capture of northern fulmars *Fulmarus glacialis*. - *Biol. Conserv.* 106: 359-364.
- MacDonald, R.W., Harner, T. & Fyfe J. 2005. Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. - *Sci. Tot. Environ.* 342: 5-86.
- Mallory, M.L., Robertson, G. & Moenting, A. 2006. Marine plastic debris in northern fulmars from Davis Strait, Nunavut, Canada. - *Mar. Pollut. Bull.* 52: 813-815.
- Masden E.A., Haydon, D.T., Fox, A.D. & Furnes R.W. 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. - *Mar. Pollut. Bull.* 60: 1085-1091.
- Melvin, E.F., Parrish, J.K. & Conquest, L.L. 1999. Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries. - *Conserv. Biol.* 13: 1386-1397.
- Merkel, F. & Barry, T. (red.). Seabird harvest in the Arctic. CAFF International Secretariat, Akureyri, Island, CAFF Technical Report 16, s. 59-63.
- Miljøstatus 2011. Miljøstatus i Norge (<http://www.miljostatus.no/>).
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. (red.) 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. Results of the seabird 2000 census (1998-2002). - T & AD Poyser, London, 511 s.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for

- identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. - Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). Alpha Rapport 1007-1, 51 s. + Web-Atlas CD-ROM.
- Moy, F. (red.). 2007. Statusrapport nr. 2 fra Sukkertareprosjektet. - NIVA-rapport 5344-2007.
- Nemtsov, S.C. & Olsvig-Whittaker, L. 2003. The use of netting over fishponds as a hazard to waterbirds. - *Waterbirds* 26: 416-423.
- Nelson, W. G. 1979. Experimental studies of selective predation on amphipods: Consequences for amphipod distribution and abundance. *Journal of experimental marine biology and ecology* 38: 225-245.
- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetud, N., Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. - *Biol. Conserv.* 109: 359-368.
- Norderhaug, K.M., H. Christie, J.H. Fosså, and S. Fredriksen. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. - *JMBA* 85:1279-1286.
- NVE (Norges vassdrags- og energidirektorat) 2010. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Statusbeskrivelse for fornybar elektrisitetsproduksjon til havs. - Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo 17. juni 2010.
- NRPA (Statens strålevern) 2007. Radioactivity in the Marine Environment 2005. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). - Statens strålevern, Østerås, Strålevernrapport 2007:10.
- NRPA (Statens strålevern) 2009. Radioactivity in the Marine Environment 2007. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). - Statens strålevern, Østerås, Strålevernrapport 2009:15.
- NRPA (Statens strålevern) 2011. Radioactivity in the Marine Environment 200 and 2009. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). - Statens strålevern, Østerås, Strålevernrapport 2011:4.
- Oljedirektoratet 2010. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Statusbeskrivelse for petroleumsvirksomheten med hovedvekt på norsk sokkel. - Rapport, Oljedirektoratet.
- OSPAR 2009. Marine Litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and priorities for response. - OSPAR Commission, London, 127 s.
- OSPAR 2010. Quality Status Report 2010. - OSPAR Commission, London, 176 s.
- Ottersen, G. (red.) 2009. Identifikasjon av utfordringer og problemstillinger knyttet til klimaendringer. Kunnskapsgrunnlag for helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen. - Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Ottersen, G., Postmyr, E. & Irgens, M. (red.) 2010. Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse, forurensningssituasjonen, særlig verdifulle og sårbare områder samt viktige områder for næringer. Faglig grunnlag for en forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. - Havforskningsinstituttet, Bergen og Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- 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 Nysted and Horns Rev, Denmark. - National Environmental Research Institute, NERI Report commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S, 163 s.
- Petersen, I.K. & Fox, A.D. 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Commissioned report by Vattenfall A/S. 36 pp. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Petersen, I.K., Fox, A.D. & Kahlert, J. 2008. Waterbird distribution in and around the Nystad offshore wind farm, 2007. Commissioned report by Dong Energy. 42 s. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Peterson, C.H. 2001. The "Exxon Valdez" Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. - *Adv. Mar. Biol.* 39: 1-103.
- Phillips, R.A., Petersen, M.K., Lilliendahl, K., Solmundsson, J., Hamer, K.C., Camphuysen, C.J. & Zonfrillo, B. 1999. Diet of the northern fulmar *Fulmarus glacialis*: reliance on commercial fisheries? *Mar. Biol.* 135: 159-170.
- Piatt, J.F. & Ford, R.G., 1996. How many seabirds were killed by the Exxon Valdez oil spill? - I: Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (red.). Proceedings of the Exxon Valdez oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA, s. 712-719.
- Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. & Nysewander, D.R. 1990. Immediate impact of the "Exxon Valdez" oil spill on marine birds. - *Auk* 107: 387-397.
- Piatt, J.F. & Nettleship, D.N. 1985. Diving depths of four alcids. - *Auk* 102: 293-297.
- Rochet, M.-J. & Benoît, E. 2011. Fishing destabilizes the biomass flow in the marine size spectrum. - *Proc. R. Soc. Lond. B* (doi:10.1098/rspb.2011.0893).
- Rinde, E. Christie, H. Frederiksen, S. & Sivertsen, A. 1992. Økologiske konsekvenser av taretråling: Betydning av tareskogens struktur for forekomst av haptafauna, bunnfauna og epifytter. - NINA Oppdragsmelding 127, 37 s.
- Røv, N. 1982. Olje og sjøfugl på Helgelandskysten 1981. - *Vår Fuglefauna* 5: 91-95.
- Røv, N., Thomassen, J., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Folkestad, A.O. & Runde, O. 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. - *Vilttrapport* 35, 109 s.
- Røv, N., Christie, H., Fredriksen, S., Leinaas, H.P. & Lorentsen, S.-H. 1990. Biologiske forundersøkelser i forbindelse med planer om taretråling i Sør-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 52, 20 s.
- Røv, N. & Frengen, O. 1980. Villmink på kysten av Trøndelag og Sør-Helgeland. - *Trøndersk Natur* 3: 76-78.

- Scott, B.E., Sharples, J., Wanless, S., Ross, O.N., Frederiksen, M. & Daunt, F. 2006. The use of biologically meaningful oceanographic indices to separate the effects of climate and fisheries on seabird breeding success. - I: Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (red.). Top predators in Marine Ecosystems. Their Role in Monitoring and Management. Conservation Biology series No. 12. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Schreiber, E. A. & Burger, J., red. 2001. Biology of marine birds. - Marine biology, CRC Press.
- Schroeder, A. 2007. Impacts of offshore wind energy turbines on marine bottom fauna. -I: Morkel, L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (red.). Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy, Federal Ministry for the Environment 20-21 February 2007, Berlin, s. 132-141.
- Seymour, A.H. & Nelson, V.A. 1977. Radionuclides in air, water, and biota. - I: Merritt, M.L. & Fuller, R.G. (red.). The Environment of Amchitka Island, Alaska. Technical Information Center, Energy Research and Development Administration, Washington, D.C. Report TID-26712, s. 579-613.
- Short, J., Kinnear, J.E. & Robley, A. 2002. Surplus killing by introduced predators in Australia - evidence for ineffective anti-predator adaptations in native prey species? - Biol. Conserv. 103: 283-301.
- Sivertsen, K. 1991. Høsting av stortare og gjenvekst av tare etter taretråling ved Smøla, Møre og Romsdal. - Fisker og Havet 1-1991.
- Skadsheim, A. & Rinde, E. 1994. Økologisk kartlegging av tareskogsamfunn i Froan. - NINA Oppdragsmelding 354, 38 s.
- Skipnes, K. 1994. Ilanddrevne sjøfugler i Rogaland i sesongen 1992/93 og 1993/94. - Falco 23: 171-177.
- Skipnes, K. 1996. Ilanddrevne sjøfugler i Rogaland vinteren 1995/1996. - Falco 25: 100-103.
- Skov, H., Durinck, J. & Andell, P. 2000. Associations between wintering avian predators and schooling fish in the Skagerrak-Kattegat suggest reliance on predictable aggregations of herring *Clupea harengus*. J. Avian Biol. 31: 135-143.
- Skov, H., Durinck, J., Leopold, M. F. & Tasker, M. L. 1995. Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. - BirdLife International, Cambridge
- Solberg, S., Knudsen, S., Wathne, B., Høgåsen T., Aarrestad, P.A. & Reitan O. 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av utslipp til luft. - NILU Oppdragsmelding OR 14/2008.
- Speakman, J., Gray, H & Hurness, 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 Eberdeen. 23 s.
- Stewart, G.B., Coles, C. F. & Pullin, A. 2004. Effects of Wind Turbines on Bird Abundance. - Systematic review no 4. Birmingham, UK: Centre for Evidence-based Conservation.
- Strann, K.-B., Vader, W. & Barrett, R.T. 1991. Auk mortality in fishing nets in North Norway. - Seabird 13: 22-29.
- Strøm, H., Anker-Nilssen, T., Barrett, R. & Ekker, M. 2008. Seabird harvest in Norway and Svalbard. - I: Merkel, F. & Barry, T. (red.). Seabird harvest in the Arctic. CAFF International Secretariat, Akureyri, Island, CAFF Technical Report 16, s. 59-63.
- Systad, G.H., Hanssen S.A., Anker-Nilssen, T & Lorentsen, S.-H. 2007. Særlig verdifulle områder (SVO) for sjøfugl i Nordsjøen og Norskehavet. - NINA Rapport 230, 54 s.
- Sætre, R., Tøresen, R. & Anker-Nilssen, T. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). - ICES J. Mar. Sci. 59: 725-736.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. & Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. - ICES J. Mar. Sci. 57: 531-547.
- Thelander, C.G. & Rugge, L. 2000. Avian risk behavior and fatalities at the Altamont Wind Resource Area. March 1998 to February 1999. - Report to National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz, California NREL/SR-500-27545.
- Thompson, P.M. & Ollason, J.C. 2001. Lagged effects of ocean climate change on fulmar population dynamics. - Nature 413: 417-420.
- Tøresen, R. & Østvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. - Fish and Fisheries 1: 231-256.
- Trust, K.A., Esler, D., Woodin, B.R. and Stegeman, J.J. 2000. Cytochrome P450 1A induction in sea ducks inhabiting nearshore areas of Prince Williams Sound, Alaska. - Mar. Pollut. Bull. 40: 397-403.
- Tømmerås, B.Å., Hofsvang, T., Jelmert, A., Sandlund, O.T., Sjursen, H., Sundheim, L. 2003. Introduerte arter. Med fokus på problemarter for Norge. - NINA Oppdragsmelding 772, 58 s.
- Verreault, J., Gebbink, W.A., Gauthier, L.T., Gabrielsen, G.W. & Letcher, R.J. 2007a. Brominated flame retardants in glaucous gulls from the Norwegian Arctic: More than just an issue of polybrominated diphenyl ethers. - Environ. Sci. Techn. 41: 4925-4931.
- Verreault, J., Berger, U. & Gabrielsen G.W. 2007b. Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in northern Norway: 1983-2003. - Environ. Sci. Techn. 41: 6671-6677.
- Votier, S.C., Furness, R.W., Bearhop, S., Crane, J.E., Caldow, R.W.G., Catry, P., Ensor, K., Hamer, K.C., Hudson, A., Kalmbach, E., Klomp, N.I., Pfeiffer, S., Phillips, R.A., Prieto, I. & Thompson, D.R. 2004. Changes in fisheries discard rates and seabird communities. - Nature 427: 727-730.
- Wallis, A. 1981. North Sea gas flares. - Brit. Birds 74: 536-537.
- Watkins, B.P., Petersen, S.L. & Ryan, P. G. 2008. Interactions between seabirds and deep-water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African waters. - Anim. Conserv. 11: 247-254

- Weimerskirch, H., Capdeville, D. & Duhamel, G. 2000. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. - *Polar Biol.* 23: 236-249.
- Weir, R.D. 1976. Annotated bibliography of bird kills at man-made obstacles: A review of the state of the art and solutions. - Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Wiese, F.K. & Robertson, G. 2004. Assessing seabird mortality from chronic oil discharges at sea. - *J. Wildl. Manage.* 68: 627-638.
- Wiese, F.K. & Ryan, P.C. 2003. The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984-1999. - *Mar. Pollut. Bull.* 46: 1090-1101.
- Wiese, F.K., Montevecchi, W.A., Davoran, G.K., Huettmann, F., Diamond, A.W. & Linke, J. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. - *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1285-1290.
- Winnem, A. & Shimmings P. 2010. Trekk av sjøfugler og gjess langs Norskekysten. NOF-rapport 4.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations. - *Biol. Conserv.* 142: 1269-1281.
- Østbøll, H., Kruuse-Meyer, R., Aspholm, O., Bergsli, A., Tveter, M.G. & Rudberg, A. 2011. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak - Konsekvenser av akutte utslipp av olje fra petroleumsvirksomheten på fisk, sjøfugl, sjøpattedyr og strand. – Rapport for Oljedirektoratet, Det Norske Veitas (DNV), Høvik.
- Österblom, H., Fransson, T. & Olsson, O. 2002. Bycatches of common guillemot (*Uria aalge*) in the Baltic Sea gillnet fishery. - *Biol. Conserv.* 105: 309-319.
- Aas, Christian. 2001. Forsvarets områder for lavflyging. - *NOU* 2001:15: 1-7.

Appendiks 1 – Artsnavn på norsk, engelsk og latin

Tabellen angir alle norske, engelske og latinske navn på fugl, fisk og pattedyr omtalt i teksten.

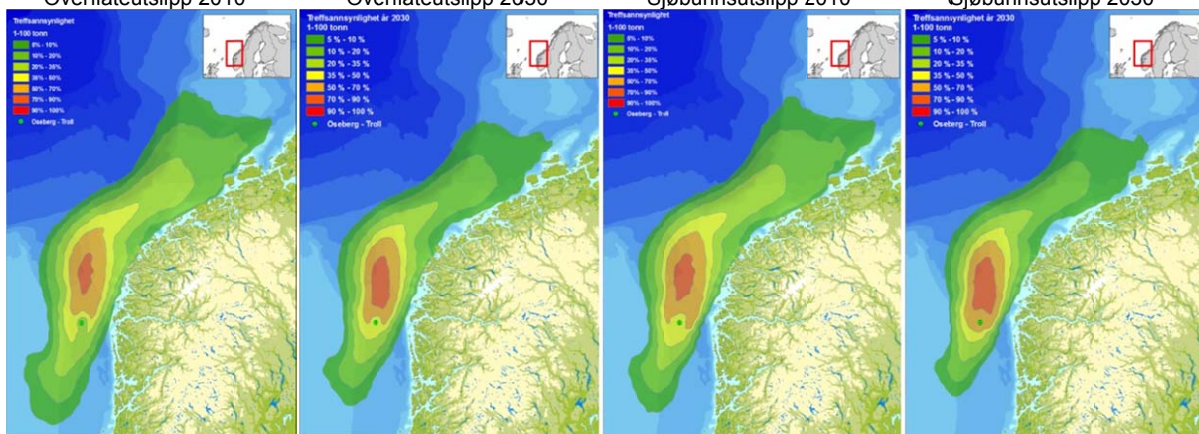
Klasse	Norsk navn	Engelsk navn	Latinsk navn
Fugler	Smålom	Red-throated Diver	<i>Gavia stellata</i>
	Storlom	Black-throated Diver	<i>Gavia arctica</i>
	Islom	Great Northern Diver	<i>Gavia immer</i>
	Gulnebbblom	Yellow-billed Diver	<i>Gavia adamsii</i>
	Gråstrupedykker	Red-necked Grebe	<i>Podiceps grisegena</i>
	Havhest	Northern Fulmar	<i>Fulmarus glacialis</i>
	Havsvale	European Storm Petrel	<i>Hydrobates pelagicus</i>
	Stormsvale	Leach's Petrel	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>
	Havsule	Northern Gannet	<i>Morus bassanus</i>
	Gråhegre	Grey Heron	<i>Ardea cinerea</i>
	Storskarv	Great Cormorant	<i>Phalacrocorax carbo carbo</i>
	Storskarv ("mellomskarv")	Great Cormorant	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>
	Toppskarv	European Shag	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>
	Knoppsvane	Mute Swan	<i>Cygnus olor</i>
	Sangsvane	Whopper Swan	<i>Cygnus cygnus</i>
	Grågås	Greylag Goose	<i>Anser anser</i>
	Kortnebbgås	Pink-footed Goose	<i>Anser brachyrhynchus</i>
	Hvitkinngås	Barnacle Goose	<i>Branta leucopsis</i>
	Ringgås	Brent goose	<i>Branta bernicla</i>
	Gravand	Common Shelduck	<i>Tadorna tadorna</i>
	Stokkand	Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>
	Brunnakke	Eurasian Wigeon	<i>Anas penelope</i>
	Bergand	Greater Scaup	<i>Aythya marila</i>
	Toppand	Tufted Duck	<i>Aythya fuligula</i>
	Ærfugl	Common Eider	<i>Somateria mollissima</i>
	Svartand	Black Scoter	<i>Melanitta nigra</i>
	Sjørre	Velvet Scoter	<i>Melanitta fusca</i>
	Havelle	Long-tailed Duck	<i>Clangula hyemalis</i>
	Kvinand	Common Goldeneye	<i>Bucephala clangula</i>
	Laksand	Goosander	<i>Mergus merganser</i>
	Siland	Red-breasted Merganser	<i>Mergus serrator</i>
	Sandlo	Ringed Plover	<i>Charadrius hiaticula</i>
	Tjeld	European Oystercatcher	<i>Haematopus ostralegus</i>
	Storjo	Great skua	<i>Stercorarius skua</i>
	Tyvjo	Arctic Skua	<i>Stercorarius parasiticus</i>
	Hettemåke	Black-headed Gull	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>
	Fiskemåke	Common Gull	<i>Larus canus</i>
	Gråmåke	Herring Gull	<i>Larus argentatus</i>
	Sildemåke	Lesser Black-backed gull	<i>Larus fuscus</i>
	Svartbak	Great Black-backed Gull	<i>Larus marinus</i>
	Krykkje	Black-legged Kittiwake	<i>Rissa tridactyla</i>
	Makrellterne	Common Tern	<i>Sterna hirundo</i>
	Rødnebbterne	Arctic Tern	<i>Sterna paradisaea</i>
	Splitterne	Sandwich Tern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>
	Dvergterne	Little Tern	<i>Sternula albifrons</i>
	Alkekonge	Little Auk	<i>Alle alle</i>
	Lunde	Atlantic Puffin	<i>Fratercula arctica</i>
	Teist	Black Guillemot	<i>Cepphus grylle</i>
	Lomvi	Common Guillemot	<i>Uria aalge</i>
	Polarlomvi	Brünnich's Guillemot	<i>Uria lomvia</i>
	Alke	Razorbill	<i>Alca torda</i>
Fisk	Sild	Atlantic Herring	<i>Clupea harengus</i>
	Brisling	Sprat	<i>Sprattus sprattus</i>
	Makrell	Mackerel	<i>Scomber scombrus</i>
	Hestemakrell	Atlantic Horse Mackerel	<i>Trachurus trachurus</i>
	Torsk	Cod	<i>Gadus morhua</i>

	Hyse	Haddock	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
	Hvitting	Whiting	<i>Merlangius merlangus</i>
	Sei	Saithe	<i>Pollachius virens</i>
	Øyepål	Norway Pout	<i>Trisopterus esmarkii</i>
	Sypike	Poor Cod	<i>Trisopterus minutus</i>
	Rødspette	European Plaice	<i>Pleuronectes platessa</i>
	Gapeflyndre	Rough Dab	<i>Hippoglossoides platessoides</i>
	Sandflyndre	Common Dab	<i>Limanda limanda</i>
	Tunge	Common Sole	<i>Solea solea</i>
	Lomre	Lemon Sole	<i>Microstomus kitt</i>
Pattedyr	Piggsvin	Porcupine	<i>Erinaceus europaeus</i>
	Rødrev	Red Fox	<i>Vulpes vulpes</i>
	Mink	Mink	<i>Mustela vision</i>
	Mår	Marten	<i>Martes martes</i>
	Røyskatt	Weasel	<i>Mustela erminea</i>
	Vågehval	Minke Whale	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>
	Havert	Grey Seal	<i>Halichoerus grypus</i>
	Steinkobbe	Harbour Seal	<i>Phoca vitulina</i>

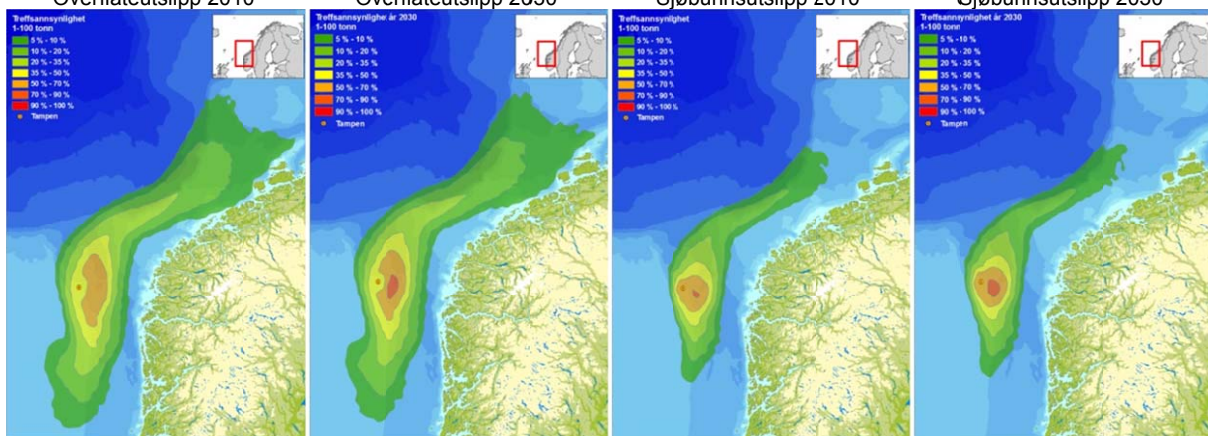
Appendiks 2 – Uhellsscenarier for enkeltfelt, petroleumsvirksomhet

Figurer som illustrerer uhellsscenarier for feltene behandlet i rapporten. Legg spesielt merke til at influensområdene er basert på alle utslippsrater og varigheter med tilhørende individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkeltutslipp av olje, er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning.

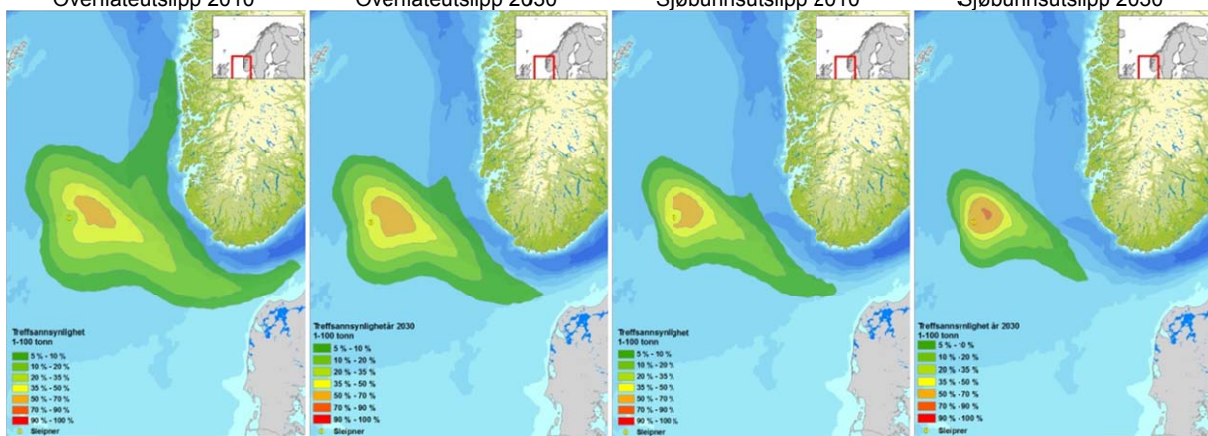
Sannsynlighet for treff av olje i 10×10 km ruter, gitt en utblåsning fra Troll - Oseberg (helårsstatistikk)



Sannsynlighet for treff av olje i 10×10 km ruter, gitt en utblåsning fra Tampen (helårsstatistikk)

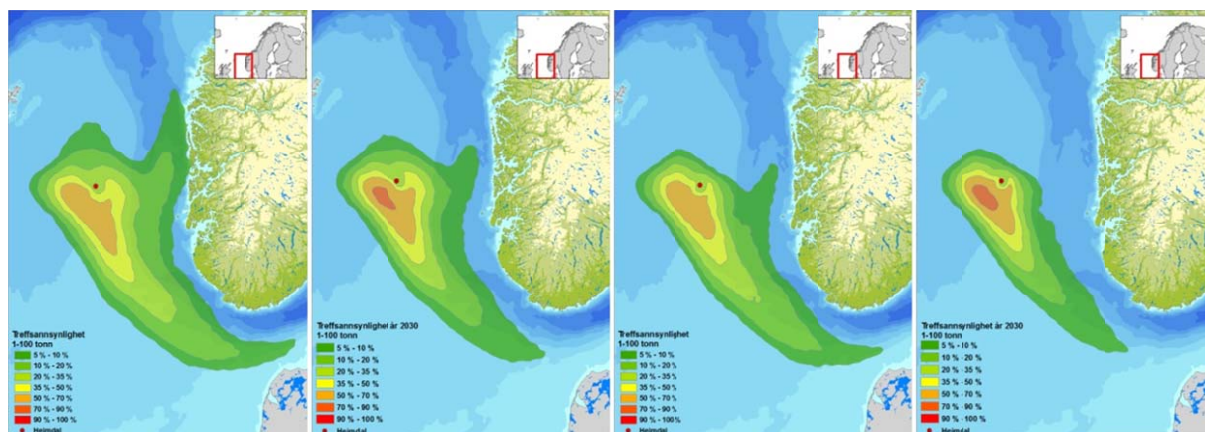


Sannsynlighet for treff av olje i 10×10 km ruter, gitt en utblåsning fra Sleipner (helårsstatistikk)

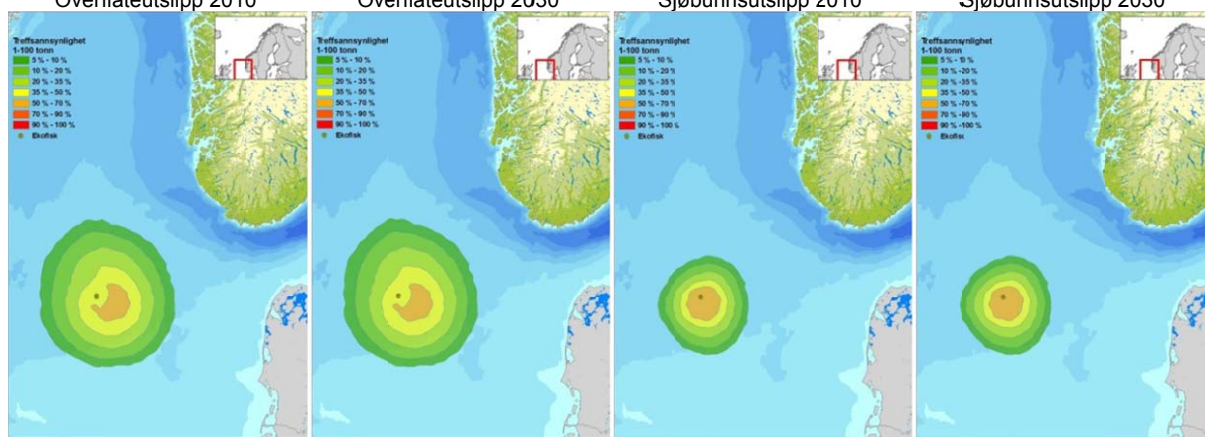


Sannsynlighet for treff av olje i 10×10 km ruter, gitt en utblåsning fra Heimdal (helårsstatistikk)

Overflateutslipp 2010 Overflateutslipp 2030 Sjøbunnsutslipp 2010 Sjøbunnsutslipp 2030



Sannsynlighet for treff av olje i 10×10 km ruter, gitt en utblåsning fra Ekofisk (helårsstatistikk)
 Overflateutslipp 2010 Overflateutslipp 2030 Sjøbunnsutslipp 2010 Sjøbunnsutslipp 2030



Appendiks 3 – Konsekvenstabeller for petroleumsvirksomhet

Tabeller for konsekvens av petroleumsutslipp for ulike arter sjøfugl, type utblåsning og sesong gjeldende for datasettet for åpent hav.

Tabell A3.1. Økt dødelighet i sommermånedene som en følge av overflateutblåsning med en gjennomsnittlig eksponering på 21 dager i 10x10 km rutenett, vist som % økning av normal voksendødelighet.

Felt	Art									
	Lomvi	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Krykkje	Gråmåke	Fiskemåke	Svartbak	Havsule
Ekofisk	34 %	0 %	17 %	29 %	44 %	8 %	0 %	1 %	1 %	4 %
Heimdal	199 %	0 %	137 %	76 %	77 %	27 %	2 %	3 %	7 %	12 %
Sleipner	86 %	0 %	39 %	41 %	53 %	13 %	2 %	3 %	5 %	6 %
Tampen	287 %	0 %	178 %	114 %	135 %	93 %	6 %	3 %	16 %	17 %
Troll	319 %	0 %	202 %	269 %	110 %	123 %	18 %	9 %	28 %	10 %

Tabell A3.2. Økt dødelighet i sommermånedene som en følge av sjøbunnsutblåsning med en gjennomsnittlig eksponering på 21 dager i 10x10 km rutenett, vist som % økning av normal voksendødelighet.

Felt	Art									
	Lomvi	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Krykkje	Gråmåke	Fiskemåke	Svartbak	Havsule
Ekofisk	17 %	0 %	8 %	30 %	29 %	5 %	0 %	0 %	0 %	2 %
Heimdal	217 %	0 %	166 %	69 %	65 %	23 %	1 %	2 %	5 %	13 %
Sleipner	84 %	0 %	52 %	33 %	35 %	11 %	1 %	1 %	2 %	6 %
Tampen	186 %	0 %	117 %	60 %	126 %	69 %	9 %	3 %	13 %	19 %
Troll	386 %	0 %	257 %	351 %	163 %	148 %	28 %	13 %	39 %	26 %

Tabell A3.3. Økt dødelighet i vintermånedene som en følge av overflateutblåsning med en gjennomsnittlig eksponering på 21 dager i 10x10 km rutenett, vist som % økning av normal voksendødelighet.

Felt	Art									
	Lomvi	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Krykkje	Gråmåke	Fiskemåke	Svartbak	Havsule
Ekofisk	91 %	27 %	10 %	67 %	28 %	8 %	1 %	0 %	1 %	2 %
Heimdal	254 %	119 %	7 %	133 %	99 %	39 %	13 %	2 %	11 %	27 %
Sleipner	173 %	115 %	6 %	69 %	62 %	23 %	9 %	1 %	6 %	16 %
Tampen	154 %	63 %	28 %	211 %	102 %	81 %	10 %	3 %	17 %	25 %
Troll	206 %	203 %	143 %	578 %	79 %	81 %	18 %	8 %	27 %	37 %

Tabell A3.4. Økt dødelighet i vintermånedene som en følge av sjøbunnsutblåsning med en gjennomsnittlig eksponering på 21 dager i 10x10 km rutenett, vist som % økning av normal voksendødelighet.

Felt	Art									
	Lomvi	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Krykkje	Gråmåke	Fiskemåke	Svartbak	Havsule
Ekofisk	43 %	19 %	3 %	42 %	14 %	4 %	1 %	0 %	1 %	2 %
Heimdal	226 %	80 %	6 %	98 %	94 %	32 %	9 %	1 %	8 %	17 %
Sleipner	148 %	56 %	4 %	54 %	43 %	13 %	4 %	1 %	3 %	6 %
Tampen	92 %	36 %	59 %	122 %	99 %	68 %	6 %	3 %	11 %	16 %
Troll	237 %	213 %	375 %	564 %	108 %	95 %	20 %	13 %	30 %	43 %

Tabell A3.5. Økt dødelighet i høstmånedene som en følge av overflateutblåsning med en gjennomsnittlig eksponering på 21 dager i 10x10 km rutenett, vist som % økning av normal voksendødelighet.

Felt	Art									
	Lomvi	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Krykkje	Gråmåke	Fiskemåke	Svartbak	Havsule
Ekofisk	57 %	2 %	30 %	11 %	21 %	9 %	2 %	1 %	3 %	6 %
Heimdal	135 %	7 %	10 %	35 %	131 %	13 %	3 %	6 %	9 %	18 %
Sleipner	102 %	10 %	12 %	19 %	70 %	9 %	3 %	4 %	6 %	10 %
Tampen	149 %	64 %	21 %	430 %	116 %	50 %	7 %	12 %	21 %	22 %
Troll	141 %	51 %	40 %	296 %	98 %	46 %	4 %	29 %	25 %	23 %

Tabell A3.6. Økt dødelighet i høstmånedene som en følge av sjøbunnsutblåsning med en gjennomsnittlig eksponering på 21 dager i 10x10 km rutenett, vist som % økning av normal voksendødelighet.

Felt	Art									
	Lomvi	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Krykkje	Gråmåke	Fiskemåke	Svartbak	Havsule
Ekofisk	19 %	1 %	13 %	4 %	8 %	4 %	1 %	1 %	2 %	3 %
Heimdal	158 %	5 %	10 %	53 %	110 %	11 %	2 %	4 %	7 %	16 %
Sleipner	70 %	3 %	5 %	9 %	45 %	6 %	1 %	2 %	4 %	8 %
Tampen	143 %	52 %	72 %	449 %	87 %	58 %	9 %	9 %	16 %	19 %
Troll	185 %	65 %	164 %	494 %	114 %	73 %	7 %	32 %	28 %	36 %



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2320-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 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