

Mulige konsekvenser for sjøfugl  
og sjøpattedyr ved petroleums-  
virksomhet på Nornefeltet,  
Midt-norsk sokkel  
Dokumentasjonsrapport

Tycho Anker-Nilssen  
Jan Eivind Østnes  
Per Terje Smiseth  
Thrine Moen Heggberget



Mulige konsekvenser for sjøfugl  
og sjøpattedyr ved petroleums-  
virksomhet på Nornefeltet,  
Midt-norsk sokkel  
Dokumentasjonsrapport

Tycho Anker-Nilssen  
Jan Eivind Østnes  
Per Terje Smiseth  
Thrine Moen Heggberget

**NINAs publikasjoner**

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

**NINA Forskningsrapport**

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

**NINA Utredning**

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

**NINA Oppdragsmelding**

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

**NINA Temahefter**

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

**NINA Fakta-ark**

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Anker-Nilssen, T., Østnes, J.E., Smiseth, P.T. & Heggberget, T.M. 1994. Mulige konsekvenser for sjøfugl og sjøpattedyr ved petroleumsvirksomhet på Nornefeltet, Midt-norsk sokkel. Dokumentasjonsrapport. - NINA Oppdragsmelding 260: 1-66.

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0446-0

Forvaltningsområde:  
Forurensninger  
Pollution

Copyright (C) Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Teknisk redigering:  
Eli Fremstad og Synnøve Flø Vanvik

Opplag: 100

Kontaktadresse:  
NINA  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tlf: 73 58 05 00  
Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet:  
Åpen

Prosjekt nr.: 2645

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Det Norske Veritas Industri Norge AS

## Referat

Anker-Nilssen, T., Østnes, J.E., Smiseth, P.T. & Heggberget, T.M. 1994. Mulige konsekvenser for sjøfugl og sjøpattedyr ved petroleumsvirksomhet på Nornefeltet, Midt-norsk sokkel. Dokumentasjonsrapport. - NINA Oppdragsmelding 260: 1-66.

Denne rapporten gir en oversikt over bestandene av sjøfugl og sjøpattedyr innenfor influensområdet for oljesøl fra Nornefeltet, Midt-norsk sokkel, samt en vurdering av mulige konsekvenser for disse ressursene ved et oljeutslipp. Bakgrunnen for rapporten er Statoils planlagte petroleumsvirksomhet i det aktuelle området. Relative verdier for direkte konsekvenser av et oljesøl ble beregnet ved at oljedriftssimuleringer ble koblet til ressursenes fordeling innenfor influensområdet og deres sårbarhetsindekser vha. analysesystemet SIMPACT. På bakgrunn av de beregnede konsekvensindeksene og andre vurderinger gis en beskrivelse av de forventede konsekvensene av et oljeutslipp.

Emneord: Sjøfugl - sjøpattedyr - oljeforurensninger - konsekvensanalyse.

Tycho Anker-Nilssen, Jan Eivind Østnes, Per Terje Smiseth og Thrine Moen Heggberget, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

## Abstract

Anker-Nilssen, T., Østnes, J.E., Smiseth, P.T. & Heggberget, T.M. 1994. Potential impacts to seabirds and marine mammals of offshore petroleum activity at the Norne oil field on the shelf off Central Norway. Documentation report. - NINA Oppdragsmelding 260: 1-66.

This report surveys the populations of seabirds and marine mammals within the area that is at risk in the event of oil spills from Nornefeltet on the continental shelf off central Norway and assesses the possible consequences of an oil spill. The plans which Statoil have for petroleum activity in the area form the background for the report. The relative values for the direct consequences of an oil spill were calculated using an oil-spill simulation model linked to the distribution of resources in the area that is at risk and their vulnerability indices using the SIMPACT analysis system. The predicted consequences of an oil spill are described on the basis of the calculated consequence indices and other assessments.

Key words: Seabirds - marine mammals - oil pollution - consequence analysis

Tycho Anker-Nilssen, Jan Eivind Østnes, Per Terje Smiseth & Thrine Moen Heggberget, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim



## Forord

I denne rapporten gis det en beskrivelse av forekomstene av sjøfugl og sjøpattedyr innenfor influensområdet for oljefeltet Norne, Midt-norsk sokkel, samt en vurdering av mulige konsekvenser for disse ressursene ved et oljeutslipp. Bakgrunnen for rapporten er Statoil's planlagte utbygging og drift av feltet. Rapporten er laget ved Norsk institutt for naturforskning (NINA), på oppdrag fra Det Norske Veritas Industri Norge AS.

Materialet for sjøfuglenes utbredelse og antall bygger på eksisterende data i NINA's sjøfugldata-base. Lars Kvenild tilrettela OCEANOR's oljedriftssimuleringer fra det aktuelle området til bruk i SIMPACT-modellen. Richard Binns rettet de engelske tekstene.

Trondheim, januar 1994

Tycho Anker-Nilssen  
Jan Eivind Østnes  
Per Terje Smiseth  
Thrine Moen Heggberget

## Innhold

	Side
Referat .....	3
Abstract .....	3
Forord .....	4
<b>1 Innledning .....</b>	<b>6</b>
1.1 Bakgrunn .....	6
1.2 Sjøfuglarter og deres økologi .....	6
1.3 Sjøpattedyrarter og deres økologi .....	6
1.4 Problemet olje/sjøfugl .....	7
1.5 Problemet olje/sjøpattedyr .....	7
<b>2 Metoder, materiale og vurdering av datagrunnlaget .....</b>	<b>9</b>
2.1 Influensområdet .....	9
2.2 Metoder for registrering av sjøfugl og sjøpattedyr .....	9
2.2.1 Hekkende sjøfugl .....	9
2.2.2 Sjøfugl langs kysten .....	9
2.2.3 Sjøfugl i åpent hav .....	9
2.2.4 Sel .....	9
2.2.5 Oter .....	10
2.3 Modell for sårbarhetsanalyse for sjøfugl .....	10
2.4 Modell for konsekvensanalyse .....	10
2.5 Databearbeiding og kartframstilling .....	12
2.6 Sjøfuglkategoriene .....	13
2.7 Vurdering av datagrunnlaget .....	14
2.7.1 Sjøfugl langs kysten .....	14
2.7.2 Sjøfugl i åpent hav .....	15
2.7.3 Sel .....	15
2.7.4 Oter .....	15
<b>3 Forekomsten av sjøfugl og sjøpattedyr i influensområdet .....</b>	<b>16</b>
3.1 Midt-norsk sokkel som sjøfugl-område .....	16
3.2 Sjøfugl i hekkesesongen (april-medio august) .....	17
3.3 Sjøfugl i mytesesongen (juli-medio september) .....	19
3.4 Sjøfugl i vintersesongen (november-mars) .....	20
3.5 Bestandsutvikling hos sjøfugl .....	21
3.6 Sel .....	23
3.7 Oter .....	23
3.8 Særlig viktige områder for sjøfugl og sjøpattedyr .....	24
3.8.1 For sjøfugl i hekkesesongen .....	24
3.8.2 For sjøfugl i mytesesongen .....	25
3.8.3 For sjøfugl i vintersesongen .....	25

3.8.4	For sel	25	9	Summary	52
3.8.5	For oter	25	10	Litteratur	54
4	Sårbarhetsanalyse	26	Vedlegg - Appendix		
4.1	Sjøfugl	26	1	Toktrutekart åpent hav i hekkesesongen	59
4.2	Sel	26	2	Toktrutekart åpent hav i mytesesongen	59
5	Konsekvensanalyse	27	3	Toktrutekart åpent hav i vintersesongen	60
5.1	Rammebetingelser for analysen	27	4	Sårbarhetstabell for ulike hekkebestander	60
5.1.1	Beskrivelse av konsekvenskategoriene	27	5	Sårbarhetstabell for ulike mytebestander	61
5.1.2	Fastsettelse av grenseverdier i SIMPACT	27	6	Sårbarhetstabell for ulike vinterbestander	61
5.1.3	Usikkerhetsfaktorer i analysen	28	7	Konsekvensindekser for de ulike sjøfuglartene	62
5.2	Direkte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl	30	8	Scenariokart (25 %) for pelagiske alkefugler på hekkeplass	63
5.2.1	Sjøfugl i hekkesesongen	30	9	Scenariokart (90 %) for pelagiske alkefugler på hekkeplass	63
5.2.2	Sjøfugl i mytesesongen	36	10	Scenariokart (25 %) for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen	64
5.2.3	Sjøfugl i vintersesongen	36	11	Scenariokart (50 %) for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen	64
5.2.4	Sammenligning med AKUP-analysen for Midt-norsk sokkel	39	12	Scenariokart (25 %) for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen	65
5.3	Direkte konsekvenser av oljesøl for sjøpattedyr	39	13	Scenariokart (50 %) for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen	65
5.3.1	Sel	39	14	Scenariokart (25 %) for havert i sommersesongen	66
5.3.2	Oter	41	15	Scenariokart (25 %) for steinkobbe i sommersesongen	66
5.4	Indirekte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl	44			
5.4.1	Forurensning av hekkeområdene	44			
5.4.2	Forstyrrelser i hekkeområdene	44			
5.4.3	Foringelse av næringsgrunnlaget	45			
5.4.4	Sosialt betingede effekter	45			
5.4.5	Nedsatt reproduktivitet	45			
5.5	Indirekte konsekvenser av oljesøl for oter	46			
6	Konklusjoner	46			
6.1	Usikkerhetsfaktorer i analysen	46			
6.2	Konsekvenser av oljesøl for sjøfugl	47			
6.2.1	Sjøfugl i hekkesesongen (april-medio august)	47			
6.2.2	Sjøfugl i mytesesongen (juli-medio september)	48			
6.2.3	Sjøfugl i vintersesongen (november-mars)	48			
6.3	Konsekvenser av oljesøl for sel	48			
6.4	Konsekvenser av oljesøl for oter	49			
7	Anbefalinger	49			
7.1	Beredskapstiltak	49			
7.2	Oppfølgende studier	49			
8	Sammendrag	50			

## 1 Innledning

### 1.1 Bakgrunn

I forbindelse med Statoil's planlagte utbygging og drift av oljefeltet Norne utenfor Nordland fikk NINA i oppdrag å vurdere konsekvensene for sjøfugl og sjøpattedyr ved et eventuelt oljesøl fra feltet. Konsekvensanalysen er gjennomført på oppdrag fra DNVI Norge AS. Utredningen skulle bygge på eksisterende data, og det skulle legges vekt på å identifisere og beskrive særlig sårbare forekomster og områder for sjøfugl og sjøpattedyr.

### 1.2 Sjøfuglarter og deres økologi

Sjøfugler omfatter arter som helt eller delvis er avhengige av havet for å skaffe næring. Ut fra forskjeller i levesettet kan disse artene deles i to hovedgrupper; typiske og sesongmessige sjøfugler. De typiske sjøfuglene, som oppholder seg i marine områder året rundt, utgjør den største og viktigste gruppen. Havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefuglene tilhører denne kategorien. Andre arter er avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting og/eller overvintring. Sesongmessige sjøfugler inkluderer lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler, som vanligvis hekker i eller ved ferskvann, men som er avhengige av havet i andre deler av året.

Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. Mange stormfugler og alkefugler begynner ikke å hekke før de er 4-9 år gamle, og legger bare et egg i året. Sein kjønnsmodning og reproduksjon kompenseres imidlertid ved høy levealder (se bl.a. Furness & Monaghan 1987, Erikstad & Barrett 1991). Hos mange arter er det ikke uvanlig at enkeltindivider kan bli 30-50 år gamle. Dette er en gunstig strategi i et ustabil miljø, der næringen ofte er begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Økt dødelighet blant voksne individer kan imidlertid få alvorlige konsekvenser for en sjøfuglbestand. Sårbarhetsanalysen (vedlegg 4-6) gjenspeiler den store økologiske variasjonen som finnes innenfor gruppen sjøfugler.

### 1.3 Sjøpattedyrarter og deres økologi

Sjøpattedyr i norske farvann omfatter alle våre hval- og selarter. Hvalene (Cetacea) antas å være lite

utsatt for oljesøl fordi de stort sett oppholder seg i åpne farvann og ikke har varmeisolerende pels, og det finnes da heller ennå ingen sikre bevis på at hvaler er blitt drept av oljesøl (Geraci & St.Aubin 1990). Hvalartene er derfor utelatt i denne rapporten, men siden en stor andel av den norske bestanden av spekkhoggere *Orcinus orca* befinner seg i influensområdet på vinteren (Vongraven 1993) kan et større oljeutslipp få betydelige konsekvenser for den norske spekkhoggerbestanden (Thomassen et al. 1993). Av selene (Phocidae) er to arter, havert og steinkobbe, knyttet til norskekysten gjennom hele året. Andre selarter som f.eks. ringsel *Phoca hispida*, grønlandssel *Phoca groenlandica*, steinkobbe *Erignathus barbatus* og klappmyss *Cystophora cristata* kan opptre mer eller mindre regelmessig langs kysten, men kaster (føder) ikke unger her. Disse artene er derfor utelatt fra denne rapporten. Oter derimot er inkludert fordi den har et levevis knyttet til kystsonen.

Haverten *Halichoerus grypus* finnes i de ytre kyststrøk fra Froan i Sør-Trøndelag nord til Murmansk-kysten. En liten bestand finnes også i Rogaland. Kasteperioden varer fra september til november. Ved fødselen har ungene en lang, hvitaktig ullhårspels, og ungene dies i ca. 17 dager. Ungene avvenes brått, og deretter inntreer en periode på ca. 2 uker der ungene faster og feller fødselspelsen (Bowen 1991). Verken hunner eller hanner tar til seg næring i kasteperioden, men tærer på opplagrede fettreserver. Hårfelling finner sted i februar til mars, og i denne perioden tilbringer dyrene mye tid på land. Lite er kjent om atferd og biologi til ungdyr og voksendyr utenom kaste- og hårfellingsperioden. Trolig vandrer mange dyr langs kysten, og bl.a. nevner Wiig & Øien (1987) at dyr fra Froan i Sør-Trøndelag vandrer nordover langs kysten etter kasteperioden.

Steinkobben *Phoca vitulina* er mindre enn haverten, og holder til i skjærgården og inne i fjordene. Steinkobben kaster ungene fra juni til juli langs det meste av norskekysten. Ungene fødes uten ullhårspels og dies i ca. 26 dager. Etter avvenning faster ungene ca. fire uker (Bowen 1991). Deretter kan ungene legge ut på vandringer fra kasteområdet. Hårfelling finner sted i august, og dyrene tilbringer mye tid på land i denne perioden. Steinkobben er vanligvis stasjonær, men kan foreta vandringer fra kjerneområdene (Bjørge 1991). Biologi og atferd for ungdyr og for forplantningsdyktige dyr utenom yngleperioden er lite kjent.

Bare en oterart, eurasiatisk oter *Lutra lutra* finnes i Europa. I Norge har denne arten størst tetthet ved kysten av Midt- og Nord-Norge. Oteren er ingen

rein marin art, idet den også finnes i vassdrag og innsjøer. Til forskjell fra de to kystselartene har oteren lite underhudsfett og baserer sin varmeisolasjon på en meget tett, luftfylt pels som hindrer vannet i å trenge inn til huden (Estes 1989). Oteren jakter nesten bare i vann, og på kysten spiser den hovedsakelig marin fisk (Heggberget 1993). Når oteren jakter holder den seg på grunt vann, der den fanger bunnfisk. De fleste dykk er grunnere enn 10 m, og ofte ikke dypere enn 3–4 m (Nolet et al. 1993). Det meste av tiden oppholder oteren seg på land, men med hyppige turer i vannet (Nolet & Kruuk 1989). Større fisk tas med til land og spises i fjæra, mens småfisk blir spist i vannet. Oteren tilbringer mye tid i strandområdene, både i aktivitet og hvile.

Voksne otere etablerer leveområder der de oppholder seg hele året. Hunnen kan få unger til alle årstider, men langs norskekysten blir flere unger født på sensommeren og høsten enn ellers i året (Heggberget 1993). Ungene oppholder seg uavbrutt i ynglehiet i omkring to måneder (Mason & Macdonald 1986). Deretter begynner de å streife omkring med mora i hennes leveområde. Gradvis lærer de å svømme, dykke og fange fisk (Harris 1968). Mora forsyner ungene med all fisk i begynnelsen, og ungene dier lenge etter at de har begynt å spise fast føde (Kruuk et al. 1991). De holder seg sammen med mora i nærmere ett år.

## 1.4 Problemet olje/sjøfugl

Oljetilsøling av sjøfuglenes fjærdrakt har ofte dødelig utgang, og skadebildet er godt dokumentert (se f.eks. Clark 1984, Jenssen 1992 for en oppsummering). Omfattende sjøfugldød som følge av oljeforurensning har som regel vært knyttet til skipsforlis. Blant de mer kjente er oljetankeren Amoco Cadiz som grunnstøtte i Den britiske kanal i mars 1978 og oljetankeren Exxon Valdez som grunnstøtte i Prince William Sound, Alaska i mars 1989 (Jones et al. 1978, Piatt et al. 1990).

Det er ingen klar sammenheng mellom størrelsen på et oljeutslipp og omfanget av sjøfugldød (se bl.a. PFO 1983). Selv mindre oljesøl kan føre til at titusener av sjøfugl omkommer. Dette er det flere eksempler på fra norske farvann. Den største enkeltstående sjøfuglkatastrofe i europeisk målestokk fant sted i Skagerrak ved årsskiftet 1980/81. Da ble trolig mer enn 100 000 sjøfugl drept etter et mindre oljeutslipp fra det greske tankskipet Stylis (Anker-Nilssen et al. 1988b).

For dykkende fugler som er helt avhengig av havet for å skaffe næring, kan selv små oljemengder i

fjærdrakten være fatalt. En av fjærdraktens viktigste funksjoner er å beskytte kroppen mot varmetap. Særlig effektiv er denne isolasjonen hos sjøfugl, der et kraftig ytre fjærlag holder vannet ute, mens det indre tette dunlaget sørger for et isolerende luftlag. Når fugl kommer i kontakt med olje, ødelegges fjærenes overflatestruktur og derved den vannavstøtende egenskapen (bl.a. Clark 1984, Jenssen 1992). Det kalde vannet trenger inn til kroppen og isolasjonseffekten blir brutt. Fuglen utsettes for et varmetap som i første omgang blir kompensert ved at metabolismen økes. Resultatet blir gjerne en konflikt mellom et økt energibehov og en nedsatt funksjonsdyktighet, og fuglen vil dø av nedkjøling/underernæring etter kort tid.

Oljeskadet sjøfugl vil prøve å pusse fjærdrakten og dermed ofte svelge olje. Oljen inneholder en del giftige komponenter som kan forårsake ulike fysiologiske skader. Skader er bl.a. påvist i fuglenes lunger, lever, bukspyttkjertel og tarmkanal (bl.a. Clark 1984, Jenssen 1992). Dessuten kan selv små mengder olje i fjærdrakten hos hekkende individer ha en indirekte negativ effekt på reproduksjonen, dersom olje smitter over på fuglenes egg eller unger.

Heinemann (1993) konkluderte med at omkring 120–140 000 voksne (kjønnsmodne) lomvier omkom som følge av oljesølet fra Exxon Valdez. Med bakgrunn i en populasjonsdynamisk modell utviklet av Ford et al. (1982), ble det konkludert med at en eventuell restitusjon av lomvibestandene sannsynligvis vil kreve flere tiår og at noen kolonier eller deler av kolonier står i fare for å dø ut. Ulike studier antyder 4 % pr. år som maksimal vekstrate for lomvi. Med en bestand som i utgangspunktet er halvert, vil det derfor i beste fall ta 18 år før bestanden er gjenoppbygget. Hvis vekstraten eksempelvis bare er 2,5 % pr. år og bestanden er redusert med 70 % vil det ta nesten 50 år å bygge opp bestanden igjen. De viktigste usikkerhetene med disse beregningene er betydningen av faktorer som er svært dårlig kjent, bl.a. muligheten for innvandring og rekruttering fra nærliggende kolonier, samt effekten av predasjon (bytteeternes innhogg) i reduserte bestander. Hos kolonihekkende arter er det vist at bl.a. predasjonstrykket øker når tettheten i koloniene blir redusert (bl.a. Birkhead 1977). Ved en tilsvarende ulykke i Nord-Norge er sannsynligheten for innvandring fra nabokolonier svært liten, da lomvibestandene i nordnorske kolonier har gått dramatisk tilbake siden midten av 1960-tallet (Østnes 1993).

## 1.5 Problemet olje/sjøpattedyr

Det er relativt få dokumenterte eksempler på at sjøpattedyr er blitt skadet eller drept av oljesøl



(Geraci & St.Aubin 1990). Arter der pelsen isolerer mot kulde, er sårbare på samme måte som sjøfugl. Dette gjelder bl.a. oter (Heggberget & Moseid 1989), havoter *Enhydra lutris* (Frost et al. 1993), isbjørn *Thalarctos maritimus* og nordlig pelssel *Callorhinus ursinus* (Griffiths et al. 1987). Ekte seler *Phocidae* har som voksne et tykt spekklag som hindrer varmetap. Oljesøl vil derfor ikke øke varmetapet i samme grad hos ekte seler som arter med isolerende pels. Oljesøl kan imidlertid føre til irritasjon og sårddannelser, noe som er påvist hos flere selarter (Kooyman et al. 1976, Frost & Lowry 1993).

Havertunger mangler det tykke spekklaget ved fødselen, og har en isolerende ullhårspels (Ling & Button 1975). Oljesøl kan derfor øke varmetapet. Røv (1992) fant oljeflekker i pelsen på havertunger på Helgeland. Det er ennå ikke funnet signifikante forskjeller i vektutviklingen mellom unger med og uten oljeflekker (Røv et al. 1990, Jenssen et al. 1991), men svært oljeforurensede unger synes å ha en redusert vekst sammenlignet med unger uten olje (S.-H. Lorentsen upubl.). Røv (1993) nevner ett tilfelle fra Helgeland der en havertunge skal ha blitt drept som følge av oljesøl. Olje skylles mer eller mindre regelmessig i land på kasteplassene til havert. Oljen herdes og kan påvises som seige oljeklumper i strandsonen. Unger som legger seg over oljeklumpene vil smelte disse slik at pelsen blir forurenset. Oljesøl kan dermed gi langtidseffekter på kasteplassene fordi oljeklumper vil ligge i flo-målet i minst et års tid (Ekker et al. 1992).

Oljedamp og lettere fraksjoner av olje som særlig dannes like etter et oljeutslipp irriterer og skader vev, særlig øyne, nese, munn, tarmsystem, luftveier, anal- og kjønnsåpninger (Geraci & St.Aubin 1990). Olje som absorberes i blodomløpet kan skade lever, nervesystem og bloddannende vev (Geraci & St.Aubin 1990). Oljesøl kan også føre til bevegelses- og pusteproblemer hos sjøpattedyr (Warner 1969, Davis & Anderson 1976), og sveiver på havertunger er blitt gjenklistret med den følge at ungene druknet (Davis & Anderson 1976). Observasjoner av atferd til seler tyder på at de ikke aktivt unngår oljeflak (Spooner 1967, Geraci & Smith 1976, St.Aubin 1990), og trolig vil ungdyr ha mindre evne til å unngå oljesøl enn eldre dyr.

Selartene er toppredatorer i havet og kan dermed være utsatt for akkumulering av oljeforbindelser gjennom byttedyr. Dyreplankton og fisk har mekanismer for å metabolisere og utskille oljeforbindelser, slik at langvarig eksponering for olje gjennom byttedyr er lite sannsynlig (Geraci & St.Aubin 1990). Selene har også de leverenzymene som er nødvendige for å metabolisere og utskille oljefor-

bindelser (Engelhardt 1982, Addison et al. 1988, Geraci & St.Aubin 1990). Denne evnen kan imidlertid overbelastes dersom store mengder olje konsumeres. Noen oljeforbindelser vil lagres i fettriakt vev, f.eks. spekk og melkekjertler (Risebrough et al. 1978, Frost & Lowry 1993), og kan gi toksiske reaksjoner.

Virkninger av oljesøl på bestander av sel er bl.a. påvist etter forliset av Exxon Valdez der det ble registrert en betydelig nedgang i bestanden av steinkobbe (Frost et al. 1993). Effekter på bestander av sel vil være avhengig av dødelighet og nedsatt fertilitet som følge av oljesøl, og av bestandenes evne til å vokse til tidligere nivå etter en bestandsreduksjon. Ved 5 til 50 % reduksjon i den reproduktive bestanden vil det ta mellom 10 og 30 år før bestanden når 95 % av sitt opprinnelige nivå (Jødestøl & Ugland upubl.).

## 2 Metoder, materiale og vurdering av datagrunnlaget

### 2.1 Influensområdet

Influensområdet er definert som det sjøareal som kan bli berørt av oljeforurensning fra virksomhetsområdet. Oljedriftsberegninger foretatt av OCEANOR (Skognes 1993) viste at en utblåsning fra Norne (66°02'05,1''N, 08°05'03,4''Ø), med en utslippsrate på 6 000 m<sup>3</sup> pr. døgn og en varighet på 75 døgn, kan berøre områder fra innløpet til Trondheimsfjorden (64°30'N) til Loppa (70°20'N) i Vest-Finnmark.

### 2.2 Metoder for registrering av sjøfugl og sjøpattedyr

#### 2.2.1 Hekkende sjøfugl

Det ideelle målet med hekkeregistreringer er å angi antall hekkende par (Evans 1980). For arter som har godt synlige reir, eksempelvis måkefugler, byr det ikke på større metodiske problemer å bestemme hekkebestandens størrelse. Andre arter legger reiret mer skjult, og indirekte metoder må benyttes. For eksempel kan det nevnes at "trafikkerte reirganger" benyttes for lunde, mens tellinger av voksne hanner på hekkeplassen er regnet som den beste metoden for å beregne bestandsstørrelse og utbredelse av hekkende ærfugl (Nordisk ministerråd 1983). En beskrivelse av tellemetodikken for hekkende sjøfugl er gitt av Lorentsen (1989).

#### 2.2.2 Sjøfugl langs kysten

Kystnære områder kan defineres som alle grunne (ned til ca. 30–40 m) sjøarealer langs kysten, samt nærliggende dypere områder hvor det er mulig å observere sjøfugler fra land (Anker-Nilssen 1987). Metodeprinsippet er en manuell telling av det totale antall individer innenfor avgrensede delområder. Som regel foregår tellingene ved hjelp av teleskop fra ett eller flere høyereliggende punkter i landskapet, ved telling på sjøen ved hjelp av båt og kikkert, eller ved en kombinasjon av disse metodene.

### 2.2.3 Sjøfugl i åpent hav

Registrering av sjøfugl i åpent hav foregår etter standard metodikk (Tasker et al. 1984, Komdeur et al. 1992). Prinsippet er basert på en transektmetode med båt, hvor alle sjøfugler innenfor en viss avstand (opptil 300 m) registreres enten innenfor 10-minutters intervaller, eller punches fortløpende på en Husky feltcomputer med eksakt tidsangivelse. Ved samtidige registreringer av posisjon, retning, tid og hastighet kan det arealet som dekkes i løpet av en observasjonsperiode beregnes og betraktes som en prøveflate. Dersom man forutsetter at de registrerte sjøfuglforekomstene er representative for tilstøtende, ikke-talte arealer, kan man vha. spesialskrevne dataprogram framstille variasjonen i tettheten av sjøfugl over store områder. I den foreliggende rapporten ble tettheten beregnet innenfor ruter på 25 x 25 km (625 km<sup>2</sup>).

#### 2.2.4 Sel

Datagrunnlaget for denne analysen er fra Røv (1992) for områdene sør for Vestfjorden, og fra Wiig (1988, 1989) og Haug et al. (1991, i manus) for områdene nord for Vestfjorden. To typer tellinger er brukt i datainnsamlingen: direkte tellinger av alle dyr i området og tellinger av antall unger født i kasteperioden. Direkte tellinger av hele bestanden er problematisk fordi voksne seler tilbringer mesteparten av tiden i sjøen. Haverten benytter tradisjonelle kasteplasser, og antall unger som kastes hvert år kan telles og sammenlignes med tidligere år. Resultatene kan brukes enten direkte (f.eks. Wiig et al. 1990), eller man kan beregne bestandsstørrelse for voksendyr vha. konverteringsfaktorer fra utenlandske selpopulasjoner (Øritsland & Bjørge 1982, Wiig 1986).

Røv (1993) oppgir at det for havert ikke har vært mulig å gjennomføre ungetellinger i alle områder, og for disse områdene er derfor antall voksendyr benyttet. For å få samme enhet i analysene er voksenbestanden beregnet ut fra antall unger født i kasteperioden. I dette tilfellet er konverteringsfaktoren 4 benyttet (se Røv 1993). For steinkobbe er det maksimale antall dyr observert i et område, inkludert unger, brukt som mål på bestandsstørrelsen. Tellingene er foretatt på sommeren. Begge arter kan foreta vandringer utenom kasteperioden, men omfanget av disse er svært dårlig kjent. I analysen er det derfor antatt at bestandene er stasjonære.

## 2.2.5 Oter

Oter er vanskelig å registrere direkte på en slik måte at det gir opplysninger om bestanden. Dette skyldes at dyra opptrer enkeltvis og eksponerer seg lite. Antall timer i felt pr. observasjon er derfor svært stort. Vanlige metoder for å registrere oterforekomster bygger derfor på registrering av sportegn etter oter. I deler av Nord-Trøndelag, Nordland og Troms har vi, etter oppdrag fra AKUP (Arbeidsgruppen for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet), kvantifisert sportegn-mengden pr. strandlengdeenhet i 20 m bredde fra øvre flomål som en indeks for otetetthet. Antall markeringsplasser (= punkter med urin og ekskrementer), antall stier til sjøen og rulle- eller graveplasser telles opp. På Vega i Nordland er dessuten leveområdet størrelse og habitatbruk kartlagt for fire radiomerkede otere (Rosendal 1992, Stokke 1992, T.M. Heggberget unpubl.).

## 2.3 Modell for sårbarhetsanalyse for sjøfugl

Skadevirkningene på sjøfugl fra en offshore petroleumsvirksomhet vil være bestemt av risiko for ulike typer oljesøl, utslippenes scenarier og risikobestandens sårbarhet overfor olje. En konsekvensanalyse som skal være forsvarlig stiller store krav til objektivitet, faglig innsikt og etterrettelighet. I et forsøk på å møte disse kravene, og samtidig tilfredsstillende realistiske krav til presisjon, er det utviklet en modell for sårbarhetsanalyser olje/sjøfugl (Anker-Nilssen 1987). Modellen er benyttet i flere konsekvensutredninger for NOE (OED)/AKUP (Anker-Nilssen et al. 1988a, Lorentsen et al. 1993, Strann et al. 1993).

Modellen tar utgangspunkt i at det peker seg ut fem faktornivå for sjøfuglenes sårbarhet overfor olje i et område. Disse er: Representasjon (tid i området), risikotid (tid på sjøen når de er i området), eksponering (mulighet for kontakt med olje når de er på sjøen i området), oljeskade (mulighet for oljeskade som følge av slik kontakt) og skadevirkning (grad av nedsatt reproduksjon som følge av slik skade). Dette er likeverdige faktorer i analysen. For å kunne beregne sårbarheten i relasjon til hver faktor deles faktorene opp i elementer. Disse elementene er modellens sårbarhetskriterier. Sårbarhetskriteriene er under hver faktor relatert til enten individ- eller bestandsnivå.

Sårbarheten overfor olje skal vurderes i henhold til hvert enkelt kriterium etter en diskontinuerlig skala

1-3, som representerer hhv. lite, moderat eller høy sårbarhet. Det må presiseres at sårbarhetsanalysen kun gir et mål på direkte- og langtidseffekter av et oljesøl. Indirekte og sekundære effekter kan også være alvorlig, men disse får en ikke noe mål på.

For sjøfugl er det utarbeidet 17 sårbarhetskriterier til bruk i sårbarhetsmodellen for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet (tabell 1) (Anker-Nilssen 1987). Verdien (1-3) for hvert enkelt kriterium settes inn i formlene for beregning av individuell sårbarhet (is) og bestandens sårbarhet (bs).

$$is = T_o \cdot T_s \cdot \frac{2Au + As + 2La}{5} \cdot \frac{Rm + 4Fy}{5} \cdot \frac{Ko + Re}{2}$$

$$bs = I_s \cdot E_x \cdot \frac{Bs + Fo}{3} \cdot \frac{2Ua + 4Rp + 2Bu + 4Sp + Pi}{13}$$

Sårbarhetskriteriene blir brukt til å beregne en sårbarhetsindeks som "mates" direkte inn i SIMPACT-modellen (Anker-Nilssen et al. 1992). SIMPACT bruker indeksverdiene, siden konsekvensene skaleres etter at konsekvensanalysen er utført (se kapittel 2.4). Det må presiseres at sårbarhetsindeksen ikke angir hvor stor andel av fuglene som forventes å omkomme i en gitt situasjon, men kun er et relativt mål for sårbarhet, som gjør det mulig å sammenligne ulike bestander. Modellen rangerer konsekvenser, men kan ikke gi absolutte mål på skadevirkninger. Den innbyrdes vekten av de ulike parametrene må heller ikke oppfattes som absolutt, men standarden fra tidligere analyser er beholdt for å kunne sammenligne med disse.

## 2.4 Modell for konsekvensanalyse

Analysesystemet SIMPACT ble benyttet for å koble oljedriftssimuleringer til fordelingen av biologiske ressurser. SIMPACT er et generelt analysesystem for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet, og kan anvendes for de fleste typer ressurser som blir berørt av marine oljeforurensninger. En fullstendig modellbeskrivelse og brukerveiledning er gitt av Anker-Nilssen et al. (1992) og Anker-Nilssen & Kvenild (1993). En prinsippskisse for analysesystemet er vist i figur 1.

Hensikten med SIMPACT er å standardisere de ulike faganalysene i konsekvensutredninger på norsk sokkel. Systemet produserer derfor resultater i form av konsekvensindekser, kart og diagrammer i henhold til et sett forhåndsdefinerte grunnbegreper

**Tabell 1.** Forkortelser benyttet i modellen for beregning av sårbarhet og verdikategoriene (kodet fra 1-3) som benyttes i sårbarhetsberegningene. Parametrene referanse til individ (I) eller bestandsnivå (B) er angitt. - Abbreviations used in the models calculating the oil vulnerability index for seabirds. The categories for the values (coded from 1-3) used in the vulnerability calculations and the relationship of the parameters to individuals (I) and populations (B) are also given.

Notasjon	Refererer til	Verdikategorier (1-3)	Individ (I) eller bestandsnivå (B)
Notation	Refers to	Value categories (1-3)	Individual (I) or population (P) level
As	Adferd på sjøen	Lite/Moderat/Svært utsatt	I
Au	Arealutnyttelse	Liten/Moderat/Stor	I
bs	Bestandens sårbarhet (formelverdi)		B
Bs	Bestandsstørrelse	Stor/Moderat/Liten	B
BS	Bestandens sårbarhet (konvertert)		B
BS <sub>ind</sub>	Bestandens sårbarhet (indeksverdi)		B
Bu	Bestandsutvikling	Positiv/"Stabil"/Negativ	B
Ex	Eksponeringsgrad	Svak/Moderat/Sterk	B
Fo	Flokkdannelse	Svak/Moderat/Sterk	B
Fy	Flygedyktighet	God/Moderat/Dårlig	I
is	Individuell sårbarhet (formelverdi)		I
IS	Individuell sårbarhet (konvertert)		I
IS <sub>ind</sub>	Individuell sårbarhet (indeksverdi)		I/B
Ko	Kondisjon	God/Moderat/Dårlig	I
La	Littoral affinitet	Svak/Moderat/Sterk	I
Pi	Potensiell immigrasjon	Betydelig/Moderat/Liten	B
Re	Restitusjonsevne	God/Moderat/Dårlig	I
Rm	Reaksjonsmulighet	God/Moderat/Dårlig	I
Rp	Reproduktivt potensiale	Stort/Moderat/Lite	B
Sp	Sårbar populasjonsandel	Liten/Moderat/Stor	B
To	Tid i området	Kort/Moderat/Lang	I
Ts	Tid på sjøen	Kort/Moderat/Lang	I
Ua	Ungfuglandel	Stor/Moderat/Liten	B

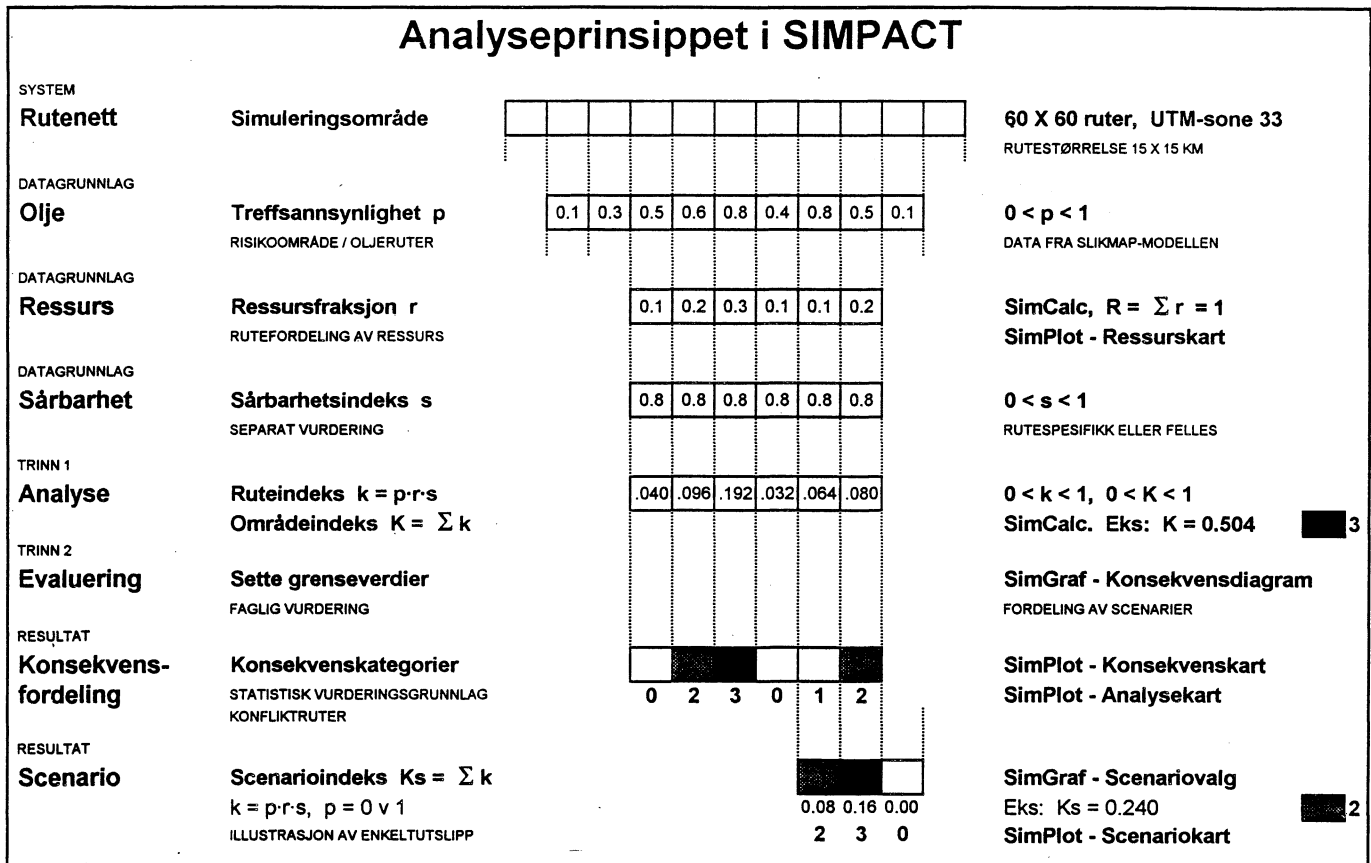
og analyseprinsipper. Det er lagt vekt på at systemet skal være et objektivt hjelpemiddel for den enkelte utreder, uten at vedkommendes faglige ekspertise blir satt til side. De tilknyttede grafikkprogrammene kan produsere både detaljert dokumentasjon for en faglig kritisk evaluering av analysen, og mer lettfattelige, beslutningsrelevante presentasjoner.

Analyseprinsippet i SIMPACT er som følger. Simuleringsområdet inndeles i et rutenett med 60 x 60 ruter à 15 x 15 km. Fra en sentral posisjon i analyseområdet blir det foretatt en rekke oljedriftsimuleringer (etter OCEANOR's SLIKMAP-modell). For hver rute er det beregnet en treffsannsynlighet p for olje (skala 0-1) på grunnlag av hvor mange av de simulerte utslippene som berører ruten. Ruter som både berøres av olje og som har ressurs kalles konfliktruter. Brukeren legger inn sine ressursdata som en enkel datafil (med geografiske koordinater og ressursmengde for hver registrering) sammen med en egen sårbarhetsindeks s på skala 0-1.

På grunnlag av ressursdataene beregner SimCalc-modulen hvor stor andel r av ressursen (skala 0-1) som finnes i den enkelte rute. Når ressursen fremstilles på kart i SimPlot-modulen er det r-verdiene som plottes. Deretter beregner programmet en rutespesifikk konsekvensindeks k, lik produktet p·r·s, som også er på skala 0-1. Det er k-verdiene som plottes med ulik skravur i konfliktrutene på konsekvenskartet. Utrederen må imidlertid først konvertere verdiene (i SimGraf-modulen) til en firedelt skala for konsekvenskategorier (0-3) etter sin egen vurdering av hvor grenseverdiene går. Gjør han ikke det, vil programmet automatisk fordele verdiene med 25 % i hver gruppe. SimCalc summerer alle ruteindeksene til en samlet konsekvensindeks K (områdeindeks) for angjeldende ressurs. Denne er også på skala 0-1 og er det viktigste produktet av analysen.

Programmet beregner tilsvarende områdespesifikke K-indeks for hver enkelt av de scenariene som ligger til grunn i beregningen (p er da enten 0 eller 1 i den enkelte rute). Ved å konvertere disse scena-





Figur 1. Prinsippskisse for analysesystemet SIMPACT. - The basic elements of the SIMPACT analysis system.

rioindeksene til skala 0-1-2-3 for konsekvens etter brukerens egen vurdering i SimGraf-modulen, vil også den samlede konsekvensindeksen bli konvertert. Det er denne konverteringen som skalerer resultatene i konsekvensanalysen og som derfor er den virkelige utfordringen for brukeren av systemet. Scenarioindeksene gjør det også mulig å knytte en forventningsverdi til hvert scenario, som angir hvor stor andel av utslipps-situasjonene som vil føre til minst like store effekter som illustrert i det valgte scenariet. Det er m.a.o. det samlede skadeomfanget i scenariet som har en forventningsverdi, ikke den geografiske fordelingen av skaden.

SIMPACT tilskriver ruter i fjorder eller andre farvann inne på kysten den samme treffsannsynligheten som den kystrute oljen treffer først ytterst på angjeldende kyststrekning. Dette er gjort fordi nødvendige data for strøm og vindforhold ikke foreligger for skjermede kystfarvann. Den beskyttelse en ressurs forventes å ha ved å befinne seg i slike områder, må derfor vies oppmerksomhet i sårbarhetsanalysen. I modellen for sjøfugl ivaretas dette ved vurdering av kriteriet eksponeringsgrad. Gjennom SIMPACT produseres flere karttyper. Ressurskartene beskriver fordelingen av en eller flere ressurser i antall, tid og rom. Konsekvenskart-

ene illustrerer både fordelingen og graderingen av konsekvens i relasjon til en eller flere ressursers utbredelse og angitte vilkår for petroleumsvirksomheten. Denne karttypen illustrerer den statistiske fordelingen av konsekvens (basert på forventningsrettede ruteindekser). Scenariokartene ligner konsekvenskartene, men illustrerer kun konsekvensene ved et utvalgt scenario. Analysekartene gir en gradering av analyseområdet med hensyn til hvilket skadepotensiale en letevirksomhet i de ulike områdene vil ha overfor en eller flere ressurser. I den foreliggende analysen som kun omfatter et utslippspunkt er bare ressurskart, konsekvenskart og scenariokart presentert.

## 2.5 Databearbeiding og kartframstilling

Datagrunnlaget for denne rapporten er hentet fra sjøfugldatabasen til Norsk institutt for naturforskning (NINA). Denne nasjonale sjøfugldatabasen og det tilhørende GIS-verktøyet er et viktig hjelpemiddel i arbeidet med konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Nedenfor er det gitt en kort orientering om basens datagrunnlag, oppbygging og operativitet.

Sjøfuglkartverkets database har vært operativ siden 1984, og omfatter all tilgjengelig informasjon vedrørende forekomsten av norske sjøfugler. Databasen blir kontinuerlig oppdatert etter hvert som nyere og supplerende data foreligger. All tallfestet informasjon er tilrettelagt for bearbeiding på et VAX dataanlegg. Dette gjelder opplysninger om art, antall, tidspunkt, lokalisering, nøyaktighet (for antall) og metodikk, samt, i den grad det forefinnes og er av verdi for registreringen, data om værforhold og individenes kjønn, alder og aktivitet. Data som ønskes analysert selekteres og bearbeides ved hjelp av en statistisk programpakke (SPSSx).

Programsystemet SIMPACT (Anker-Nilssen et al. 1992, Anker-Nilssen & Kvenild 1993) er benyttet for alle kartframstillinger. SIMPACT gjør det mulig å bl.a. plote arealaggregerte ressursdata innenfor et fritt valgt kartutsnitt. På kartene i denne rapporten er de registrerte forekomstene angitt ved hjelp av kakestykkensymboler, hvor dataene er aggregert innenfor kvadratiske ruter på 25 x 25 km. Symbolene er flateproporsjonale med ressursmengden, og er skalert slik at den største ruteverdien gir et helt fylt kakestykke. Kakestykkensymbolene beskriver kun hvordan en ressurs er fordelt i mengde (antall) innenfor influensområdet og et begrenset tidsintervall (en sesong). Dette er generelt en egnet presentasjonsform for å illustrere forekomsten av ressurser som er spredt over store arealer.

## 2.6 Sjøfuglkategoriene

Tradisjonelt har konsekvensanalysene olje/sjøfugl fokusert på enkeltarter. I noen tilfelle har man likevel funnet det hensiktsmessig å slå sammen enkelte arter alkefugl i en gruppe og enkelte dykkende ender i en annen (f.eks. Lorentsen et al. 1993, Strann et al. 1993, Østnes et al. 1993). Etter vår mening kan slike forenklinger bidra til å gjøre analysene tilgjengelige for et bredere publikum. I denne analysen fører vi prinsippet et stykke lenger, og gjennomfører en økologisk gruppering av artene. Disse gruppene behandles deretter som enhetlige ressurser i den videre analysen. Selv om en slik inndeling har store fordeler, vil den også kunne dekke over viktige aspekter i sårbarhet og konsekvens for enkelte bestander. Av denne grunn, og av hensyn til den spesielt interesserte leser og en kritisk etterprøving av resultatene, er resultatene av en analyse på artsnivå presentert i **vedlegg 7**.

Grupperingen tar utgangspunkt i to egenskaper som har særlig stor betydning for individenes sårbarhet overfor olje, nærmere bestemt hvor og på hvilken måte de skaffer seg næring (jf. bl.a. Anker-Nilssen 1987). I denne sammenheng har vi valgt å

skille mellom arter som beiter i åpent hav (pelagiske arter) og de som henter næring i kystnære farvann, dernest skiller vi mellom arter som dykker og arter som beiter i overflaten.

Historisk sett har oljesøl først og fremst rammet dykkende sjøfugler. Disse fuglene tilbringer det meste av tiden på eller under overflaten, og har derfor mindre sjanse til å oppdage et oljesøl enn individer av arter som tilbringer mye tid på vingene under næringsøk. Hos mange dykkende arter (f.eks. alkefugler) er flygeevidnen redusert til et minimum på bekostning av bedre mobilitet under vann (der de også bruker vingene som fremdriftsmiddel). En annen kostnad ved å være en god dykker er behovet for stor egenvekt. Dykkende fugler er derfor langt mer kompakte og "tyngre i sessen" enn andre sjøfugler, og det er lett å forstå at deres naturlige fluktreaksjon oftest er nettopp å dykke. Når dykkende fugler møter et oljesøl, risikerer de derfor å dykke inn under oljeflaget og bli skadet når de igjen søker opp til overflaten. Den andre inndelingen bygger på at sjøfugler som beiter pelagisk har en langt større aksjonsradius og frekventerer adskillig større sjøarealer pr. tidsenhet enn arter som er helt knyttet til kysten, samtidig som områdene i åpent hav mangler naturlig skjerming mot vanntransporterte forurensninger. Dette gjør de pelagiske sjøfuglene mer sårbare for offshore oljesøl, og erfaringene fra en lang rekke utslippsepisoder viser da også at disse artene blir rammet i særlig grad (bl.a. Jones et al. 1978, Anker-Nilssen et al. 1988b, Piatt et al. 1990).

Vår gruppering av sjøfuglartene i influensområdet for Norne resulterer i fire ulike økologiske grupper som igjen vurderes i forhold til ulike tidsstadier i sjøfuglenes årssyklus; hekke-, myte- og vinterseksong (**tabell 2**). Siden alle pelagisk dykkende arter i dette området også tilhører samme familie (alkefuglfamilien Alcidae), har vi kalt denne gruppen **pelagiske alkefugler** (5 arter). Gruppen **pelagisk overflatebeitende sjøfugl** omfatter derimot 3 arter som taksonomisk sett står svært langt fra hverandre; 1 stormfugl (havhest), 1 pelikanfugl (havsule) og 1 måkefugl (krykkje). **Kystbundne dykkende sjøfugl** er også en systematisk broket gruppe og består av 3 lommer, 2 skarver, 6 andefugler og 1 alkefugl. Den siste gruppen, **kystbundne overflatebeitende sjøfugl**, utgjøres av 3 arter andefugler og 7 arter måkefugler. De økologiske særtrekkene for disse gruppene gjenspeiles også i at sårbarhetsindeksene for artene innen hver gruppe med få unntak er nokså samsvarende (jf. **kapittel 4** og **vedlegg 4-6**).

Før datasett for de definerte sjøfuglkategoriene er kjørt i SIMPACT, har vi foretatt en relativ justering av dataene slik at innen en kategori er hver

Tabell 2. Inndeling av sjøfuglene i ulike kategorier. - Grouping of the seabirds into different categories.

Kategori Category	Hekkesesong Breeding season	Mytesesong Moulting season	Vintersesong Winter season
Pelagiske alkefugler Pelagic Auks	Lomvi Alke Lunde	Lomvi Alke	Lomvi Polarlomvi Alke Alkekonge Lunde
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl Pelagic surface feeding seabirds	Havhest Havsule Krykkje		Havhest Krykkje
Kystbundne dykkende sjøfugl Coastal diving seabirds	Smålom Storskarv Toppskarv Ærfugl Siland Teist	Ærfugl Siland	Islom Gulnebbblom Storskarv Toppskarv Ærfugl Praktærfugl Havelle Svartand Sjøorre Siland Teist
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl Coastal surface feeding seabirds	Grågås Gravand Stokkand Tyvjo Fiskemåke Sildemåke Gråmåke Svartbak Makrellterne Rødnebbterne		Stokkand Gråmåke Svartbak

bestand gitt like stor vekt med hensyn til individantall. Dette er gjort uten å endre fordelingsmønsteret for den enkelte art, ved ganske enkelt å multiplisere hver observasjon av arten med forholdet mellom totalt antall individer av den mest tallrike arten og totaltallet for angjeldende art. En slik konvertering av dataene er fornuftig, siden programmet kun betrakter ressursandeler av en totalressurs som alltid settes lik 1 (jf. kapittel 2.4 og Anker-Nilssen et al. 1992), og siden et tap av en bestemt andel av bestanden i utgangspunktet er like alvorlig, enten bestanden totalt teller tusen eller hundre tusen individer. Som bakgrunn for uttegning av kartene har vi i slike tilfeller foretatt analysen ved å bruke en gjennomsnittlig sårbarhetsindeks for de artene som inngår i den enkelte gruppe. Dette betyr at innenfor hver gridrute er ruteindeksen ikke vektet for et avvikende forhold mellom ressursandeler av arter som har ulik sårbarhetsindeks. De

tabellerte konsekvensverdiene er imidlertid gjennomsnittsverdier for artene kjørt hver for seg.

## 2.7 Vurdering av datagrunnlaget

### 2.7.1 Sjøfugl langs kysten

Den geografiske dekningsgraden på sjøfuglregistreringene i kystnære områder må betegnes som god. Unntaket er enkelte indre fjordstrøk (hvor risikoen for et oljesøl er liten), og en del av de ytterste skjærgårdsområdene. På mange lokaliteter er det imidlertid ikke foretatt registreringer siden slutten av 1970-tallet eller begynnelsen av 1980-tallet, og deler av ressursdataene er derfor gamle. Spesielt gjelder dette flere viktige fuglefjell som Lovund (Lurøy), Fugløy (Gildeskål) og Nord-

Fugløy (Karlsøy). For sjøfugl som overvintrer i området er mangelen på informasjon om populasjonstilhørighet en generell svakhet ved det tilgjengelige materialet. Man har derfor i liten grad mulighet til å vurdere langtidseffekter for ulike vinterbestander.

## 2.7.2 Sjøfugl i åpent hav

Sjøfuglregistreringer i åpent hav er konsentrert om å kartlegge forekomster i antall, tid og rom. Alkefugl i åpent hav er uregelmessig fordelt, og kunnskapen om fuglenes forflytninger over tid er mangelfulle. De fordelingsmønstre som er benyttet i den foreliggende analysen har derfor tidsbegrenset gyldighet. Dekningsgraden for sjøfuglregistreringer i åpent hav i sommersesongen er forholdsvis god (vedlegg 1). I myte- og vintersesongen er imidlertid dekningsgraden mangelfull (vedlegg 2 og 3). Spesielt bør det nevnes at det i vintersesongen fullstendig mangler sjøfuglregistreringer i havområdene like nord for det aktuelle virksomhetsområdet, dvs. de havområdene hvor treffsannsynligheten for olje er størst (jf. Skognes 1993).

## 2.7.3 Sel

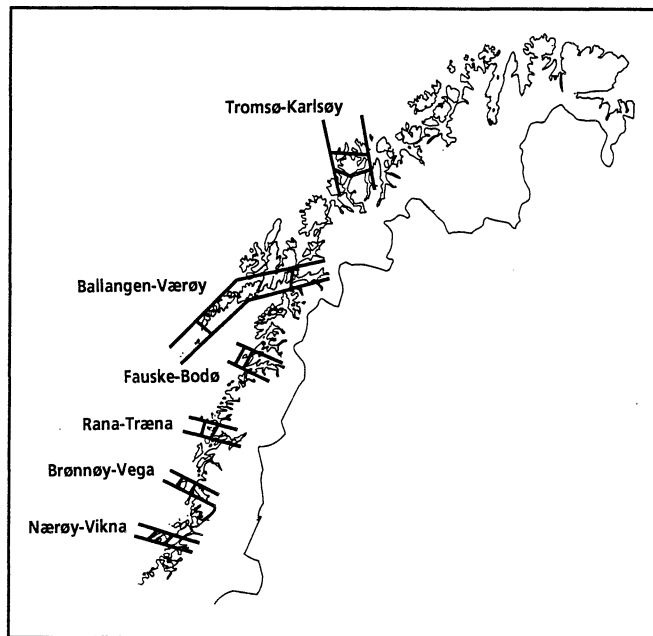
Datamaterialet for både havert og steinkobbe er relativt usikkert. Særlig gjelder dette der antall voksendyr er benyttet. Selene tilbringer mesteparten av tiden i sjøen og er derfor vanskelig å telle. Bestandene er dermed trolig underestimert. Antagelsen om at haverten er stasjonær er usikker, da trolig mange havarter fra Froanområdet drar nordover og inn i influensområdet etter kasteperioden (Wiig & Øien 1987). Hvor mange dyr og for hvor lenge dette dreier seg om er ukjent. Også steinkobben foretar trolig vandringer utenom kasteperioden. Telling av unger er regnet som den sikreste metode for å bestemme bestandsstørrelser hos havert, men for å beregne total bestandsstørrelse må det benyttes en konverteringsfaktor. Foreløpig finnes ingen beregninger av denne faktoren fra norske bestander, og verdier fra utenlandske undersøkelser må inntil videre benyttes. Vanlig brukte konverteringsfaktorer varierer fra 2,5 til 5, og gir bare et omtrentlig estimat på den totale bestandsstørrelsen.

## 2.7.4 Oter

Bestandsvurderingene er relative og basert på sportegnregistreringer og antall registrerte, døde otere. Telling eller estimerer for bestandstetthet

foreligger ikke. Gjentakelse av sportegnregistreringer på de samme lokalitetene i forskjellige år har imidlertid gitt svært like resultater. Med visse forbehold er det derfor sannsynlig at forskjeller i sportegntetthet mellom områder viser bestandsforskjeller. For eksempel vil eksponering for vind og bølger fjerne sportegn. Dette skjer trolig i størst grad ytterst i skjærgården (Heggberget & Moseid 1992).

De 100 registreringslokalitetene i influensområdet er lokalisert innenfor 6 transekter som vist i figur 2. Som det framgår av figuren, er dekningsgraden for den aktuelle kyststrekningen dårlig. Innsamling av oterskrotter er imidlertid organisert for hele landet, men forholdet mellom bestandstetthet og antall oterskrotter kan variere geografisk. De fleste dyrene som mottas er druknet i fiskeredskap eller påkjørt, og geografisk variasjon i sannsynligheten for å dø av slike årsaker vil påvirke antallet. Konklusjonen blir derfor at datagrunnlaget for oter er dårlig, både med hensyn til geografisk dekning av influensområdet og fordi registreringsmetodene kan og bør forbedres.



**Figur 2.** Registrering av otersportegn i influensområdet for Norne-feltet. Undersøkte lokaliteter er fordelt innenfor de markerte transektene. Inndelingen av hvert transekt i en ytre, midtre og indre kystsone er markert (etter Heggberget & Moseid 1992). - Surveys of otter spoors in the coastal risk zone for an oil spill from the Norne area. The localities investigated were positioned within the transects indicated on the map. The subdivision of each transect into outer, central and inner zones is indicated (after Heggberget & Moseid 1992).



### 3 Forekomsten av sjøfugl og sjøpatedyr i influensområdet

#### 3.1 Midt-norsk sokkel som sjøfugl-område

God tilgang på mat og tilfredsstillende hekkeplasser er blant de viktigste faktorene som avgjør sjøfuglens utbredelse. Sokkelen utenfor Midt-Norge er av stor betydning for viktige fiskeslag som sild, torsk, hyse og sei, særlig som gyte og oppvekstområde (Thomassen et al. 1993). Dette skyldes at salt atlant-erhavsvann strømmer nordover og møter kystvannet som har en lavere saltholdighet. Det dannes fronter der disse to vannmassene møtes, og her er den biologiske produksjonen svært høy. Når den lyse årstiden starter i mars-april, øker primærproduksjonen, og når en topp i april-mai. I denne perioden opptrer dyreplankton som rauåte og krill i enorme mengder, og danner det næringsgrunnlaget som gjør området svært viktig som gyte- og oppvekstområde for en rekke fiskeslag (Thomassen et al. 1993). Dette fører til at en rekke sjøfuglarter utnytter området som hekke-, trekk- og/eller vinterområde (Strann et al. 1993). Utenfor Lofoten og Vesterålen møtes atlant-erhavsvannet og kystvannet særlig nært land. Her finnes da også landets største fuglefjell, noe som klart er en tilpasning til at det er kort vei fra koloniene og ut til de gode beiteområdene (Strann et al. 1993).

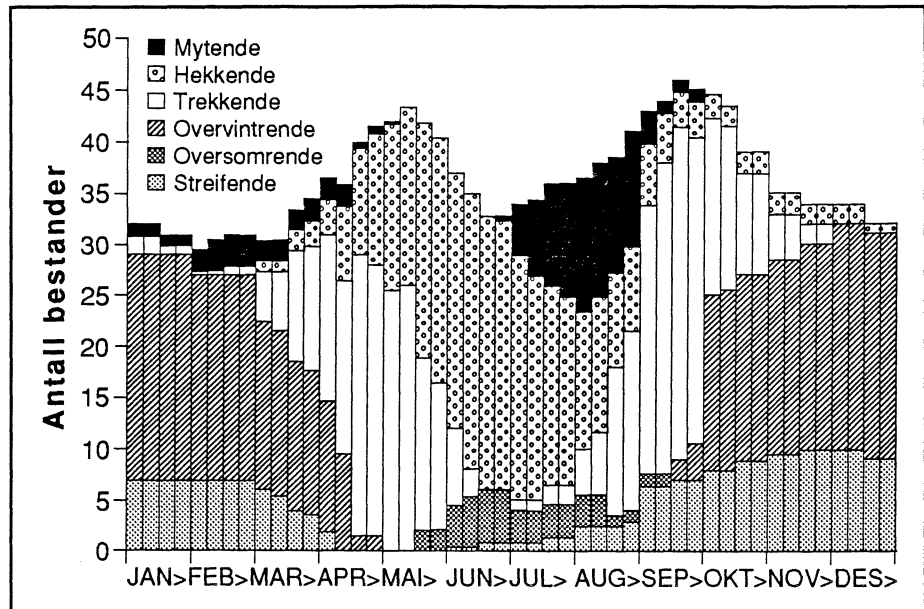
Influensområdet er av stor internasjonal betydning som sjøfuglområde ettersom det oppholder seg flere millioner sjøfugl innenfor dette området gjennom hele året. De mest sentrale data er sammenfattet i tabell 3. Den høye diversiteten og det store antallet hekkende par gjenspeiler den svært rike produksjonen i sokkelområdene om sommeren. Imidlertid er diversiteten også høy vinterstid (figur 3) om enn ikke så høy som om sommeren. Merk at flere bestander inngår som grunnlagsdata for tabell 3 og figur 3 enn de som er behandlet i selve konsekvensanalysen (kapittel 5). Dette skyldes at vi mangler tilfredsstillende ressursdata for en del av de artene som opptrer innenfor området.

Karakterfugler innenfor influensområdet gjennom hele året er havhest, skarver, marine dykkender, måkefugler og alkefugler. I antall dominerer alkefugler, stormfugler og måkefugler, men også ærfugl opptrer i betydelig antall spesielt i vinterhalvåret (Strann et al. 1993).

**Tabell 3. Sesongvariasjon i estimerte bestandsstørrelser for sjøfugl i influensområdet, fordelt på ulike systematiske grupper. For en rekke grupper er størrelsesorden bare angitt i nærmeste tierpotens (etter Strann et al. 1993). - Seasonal variation in the number of seabirds within the area at risk. The number of species per taxon is shown (after Strann et al. 1993).**

Gruppe - Group	Antall arter No. of species	Par - Pairs      Antall individer - Number of Individuals				
		Hekkende Breeding	Mytende Moulting	Høst Autumn	Vinter Winter	Vår Spring
Lommer	4	10 <sup>2</sup>	-	10 <sup>2</sup>	1 000	10 <sup>3</sup>
Stormfugler	5	10 <sup>3</sup>	-	10 <sup>5</sup>	10 <sup>5</sup>	10 <sup>5</sup>
Suler	1	1 500	-	10 <sup>3</sup>	10 <sup>2</sup>	10 <sup>3</sup>
Skarver	2	30 000	-	10 <sup>4</sup>	15 000	10 <sup>4</sup>
Andefugler	12	80 000	100 000	10 <sup>5</sup>	300 000	10 <sup>5</sup>
Måkefugler	14	125 000	-	10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup>
Alkefugler	6	1 500 000	10 <sup>5</sup>	10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup>

**Figur 3.** Variasjonen i antall bestander innen risikoområdet i de forskjellige sesongene (etter Strann et al. 1993). - Variations in the number of seabird populations within the area at risk throughout the year (after Strann et al. 1993).



## 3.2 Sjøfugl i hekkesesongen (april-medio august)

### Pelagiske alkefugler

I hekkeperioden er pelagiske alkefugler knyttet til de store fuglefjellene. Innenfor influensområdet finnes slike fuglefjell fra Skinna i sør til Nord-Troms (figur 4). De største koloniene ligger på Røst, i Vesterålen (Fuglenykan, Anda og Bleiksøy) og i Nord-Troms (Sør-Fugløy og Nord-Fugløy). De største konsentrasjonene av alkefugler i åpent hav i hekkesesongen finnes, naturlig nok, utenfor de sentrale koloniene, og da spesielt Røst (figur 5). Lundene på Røst søker som regel næring i sektoren fra sør til vest for kolonien (Anker-Nilssen 1992). Med ca. 600 000 hekkende par utgjør lundebeholdningen på Røst, omlag 20 % av sjøfuglene som er tilknyttet det norske fastlandet.

### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

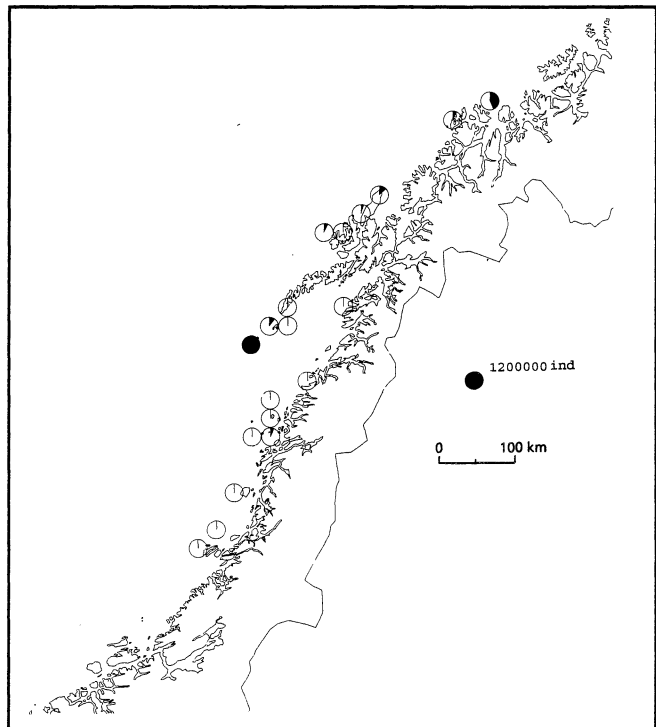
På samme måte som pelagiske alkefugler er også pelagisk overflatebeitende sjøfugl hovedsakelig knyttet til fuglefjellene i hekkeperioden. De viktigste koloniene ligger på Røst, Værøy og i Vesterålen (figur 6). I åpent hav er spesielt store konsentrasjoner påvist på Røstbanken (figur 7).

### Kystbundne dykkende sjøfugl

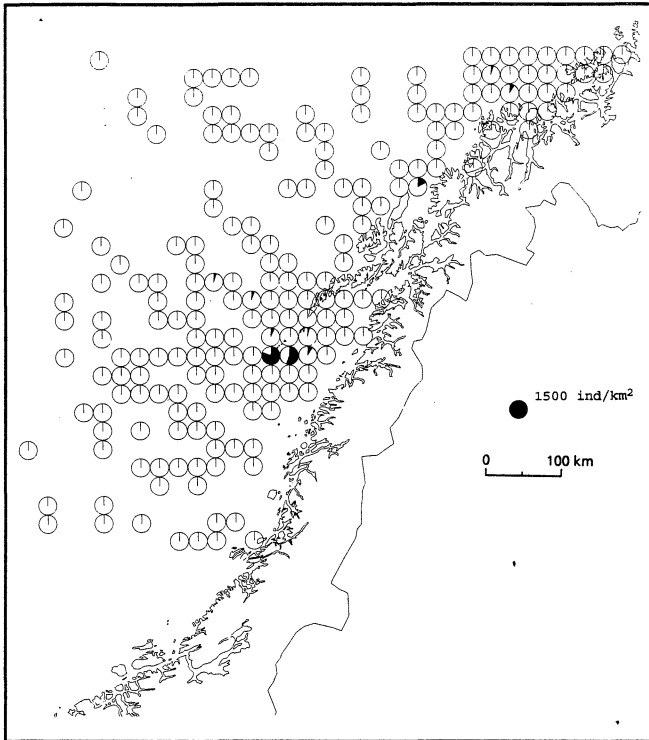
Kystbundne dykkende sjøfugl hekker langs kysten av hele influensområdet. Hovedtyngden av bestandene finnes imidlertid på Helgelandskysten fra Brønnøysund til Lurøy og på Værøy og Røst (figur 8).

### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

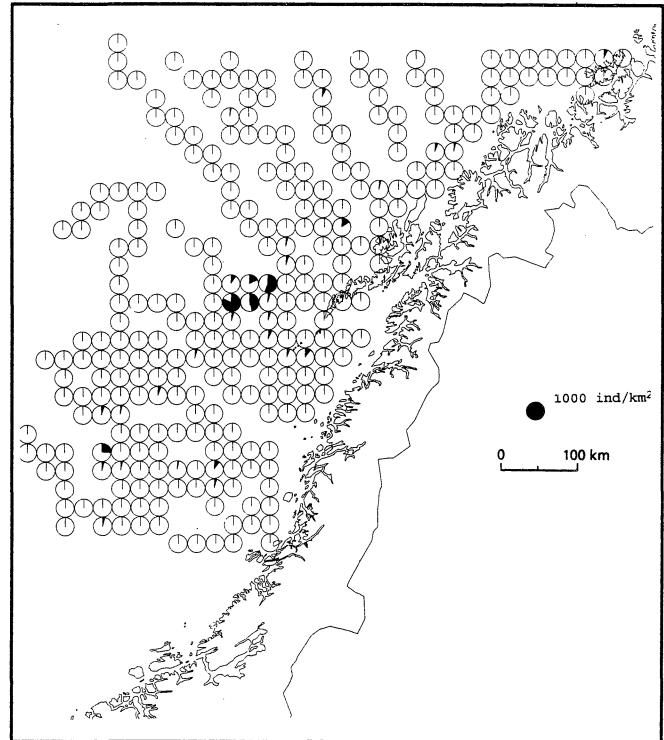
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl hekker langs kysten av hele influensområdet. Hovedtyngden av bestandene finnes langs Helgelandskysten fra Vikna til Lurøy, i Lofoten/Vesterålen og Nord-Troms (figur 9).



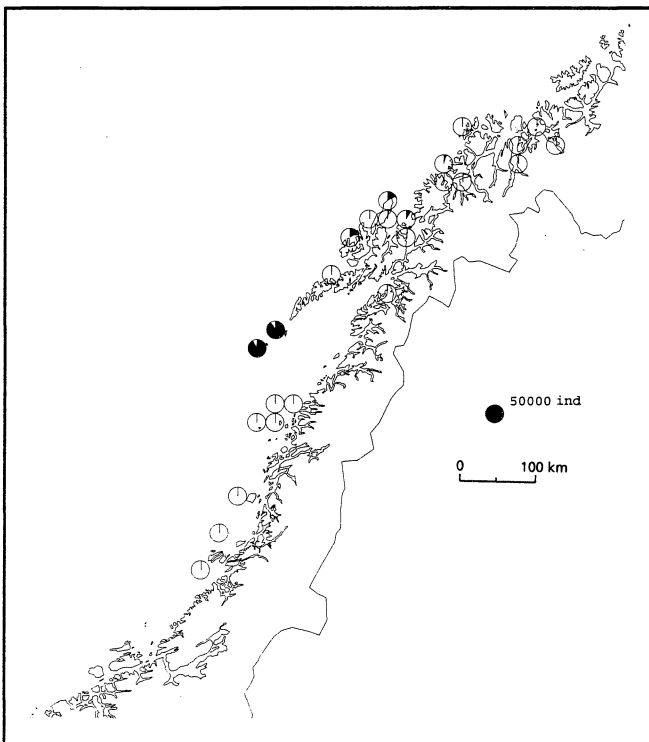
**Figur 4.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler på hekkeplass innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of pelagic auks at the breeding sites within the area at risk in the breeding season.



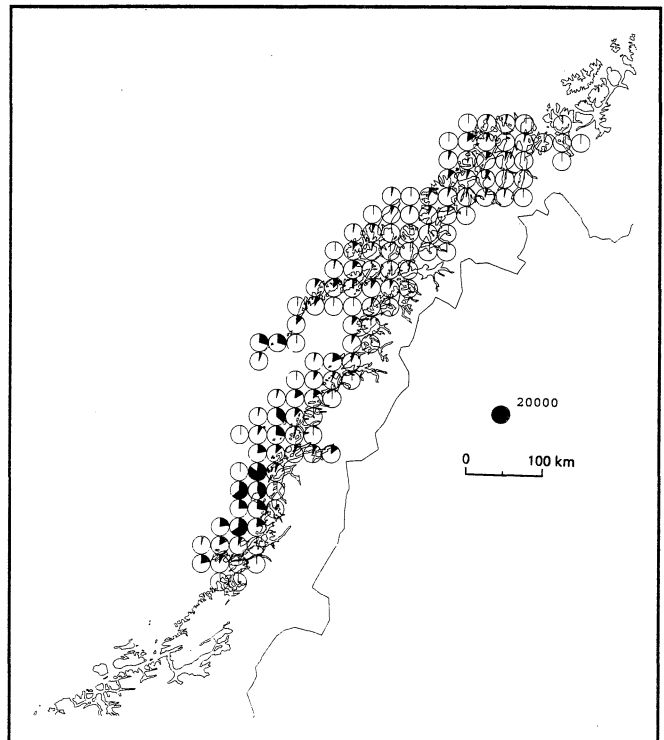
**Figur 5.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler i åpent hav innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of pelagic auks in open sea within the area at risk in the breeding season.



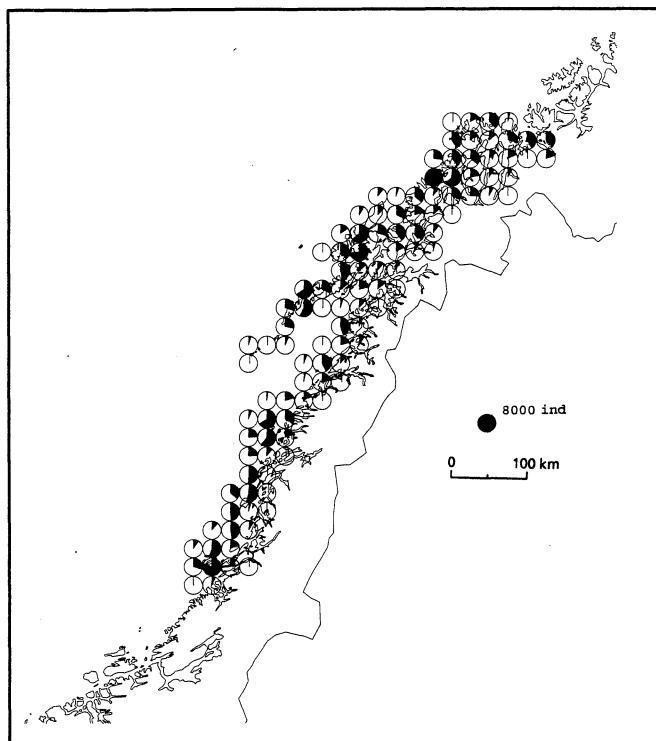
**Figur 7.** Relativ fordeling av pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of pelagic surface-feeding seabirds in open sea within the area at risk in the winter season.



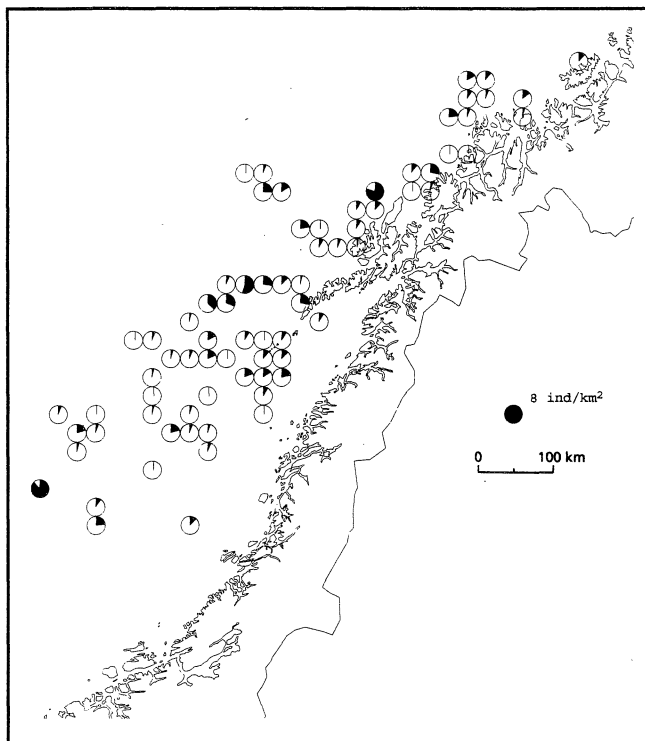
**Figur 6.** Relativ fordeling av pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of pelagic surface-feeding seabirds at the breeding sites within the area at risk in the breeding season.



**Figur 8.** Relativ fordeling av kystbundne dykkende sjøfugl innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of coastal diving seabirds within the area at risk in the breeding season.



**Figur 9.** Relativ fordeling av kystbundne overflatebeitende sjøfugl innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of coastal surface-feeding seabirds within the area at risk in the breeding season.



**Figur 10.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler innenfor influensområdet i mytesesongen. - Relative distribution of pelagic auks within the area at risk in the moulting season.

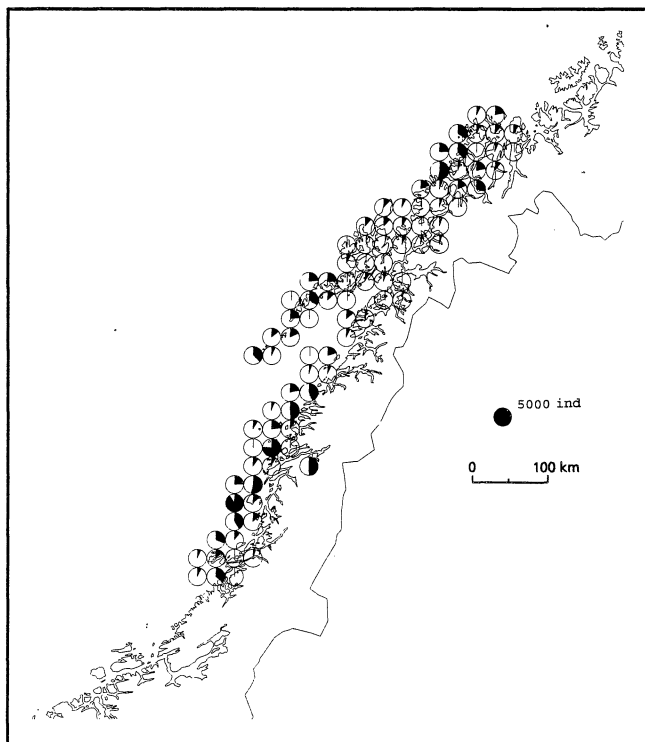
### 3.3 Sjøfugl i mytesesongen (juli-medio september)

#### Pelagiske alkefugler

Noen pelagiske alkefugler (lomvi og alke) myter i åpent hav like etter at hekkesesongen er avsluttet. De største konsentrasjonene er påvist i havområdene sør og nordvest for Røst (figur 10). Det må imidlertid presiseres at dekningsgraden for registreringer i åpent hav i denne perioden er forholdsvis dårlig, og at bildet kan endres dersom det gjennomføres nye undersøkelser.

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

Mytebestander av kystbundne dykkende sjøfugl finnes i kystnære områder i hele influensområdet (figur 11). De største konsentrasjonene finnes på Helgelandskysten fra Vikna til Glomfjord, i Lofoten og Nord-Troms.



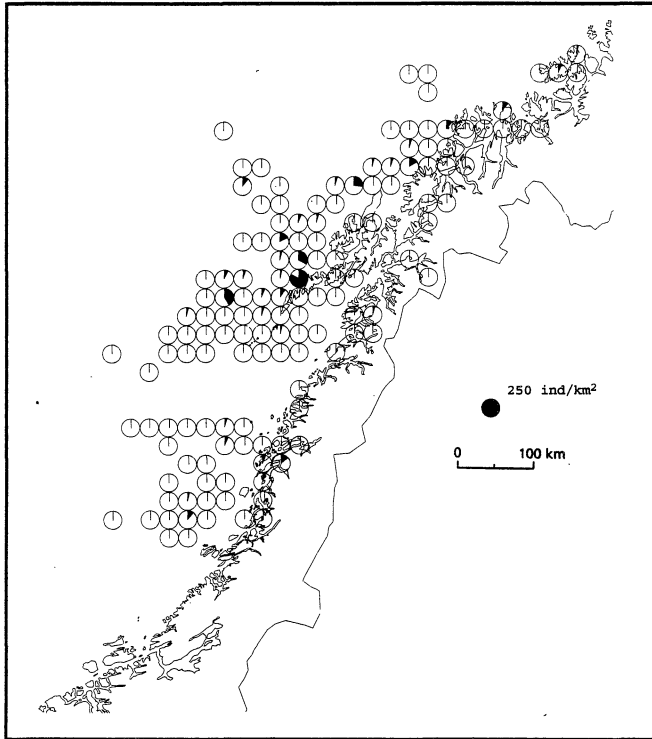
**Figur 11.** Relativ fordeling av kystbundne dykkende sjøfugl innenfor influensområdet i mytesesongen. - Relative distribution of coastal diving seabirds within the area at risk in the moulting season.



### 3.4 Sjøfugl i vintersesongen (november-mars)

#### Pelagiske alkefugler

I vintersesongen opptrer pelagiske alkefugler i åpent hav. Innenfor influensområdet er de største konsentrasjonene påvist i havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen (figur 12). På samme måte som i mytesesongen er imidlertid dekningsgraden for registreringer i åpent hav forholdsvis dårlig.



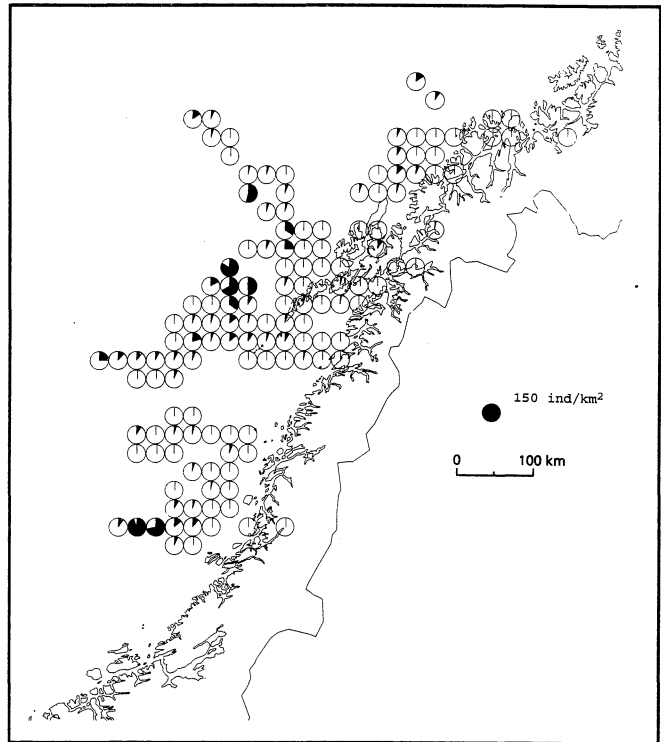
**Figur 12.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler innenfor influensområdet i vintersesongen. - Relative distribution of pelagic auks within the area at risk in the winter season.

#### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

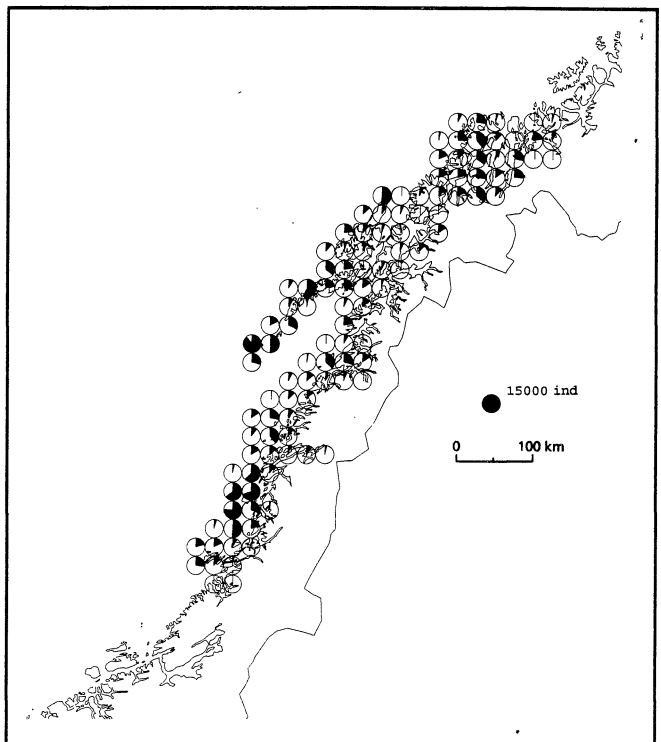
I vinterhalvåret streifer overflatebeitende pelagiske sjøfugler over store havområder. Innenfor influensområdet er spesielt store konsentrasjoner påvist på Røstbanken og Sklinnabanken (figur 13).

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

Viktige overvintringsområder for kystbundne dykkende sjøfugl finnes langs kysten av hele influensområdet (figur 14). Enkelte områder peker seg likevel ut med spesielt store konsentrasjoner. Dette gjelder i første rekke de sørlige deler av Helgelandskysten, Røst/Lofoten og Nord-Troms.



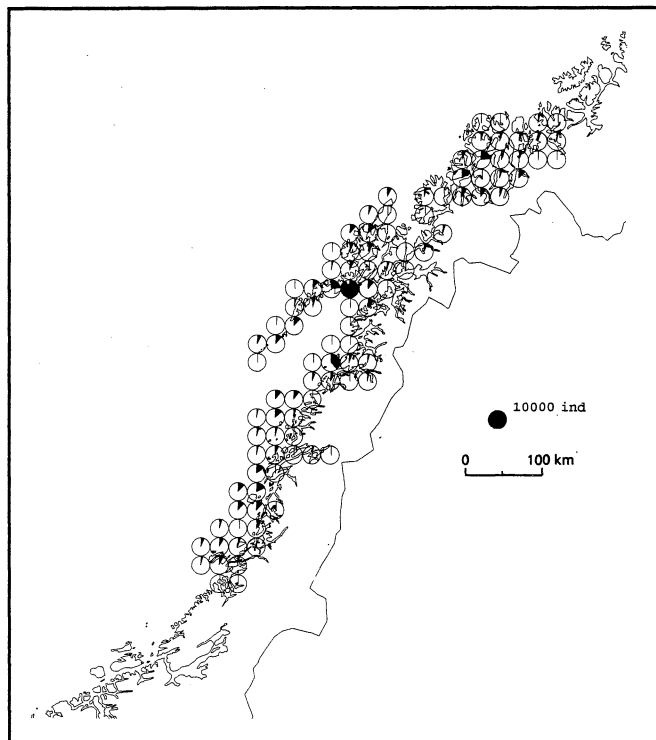
**Figur 13.** Relativ fordeling av pelagisk overflatebeitende sjøfugl innenfor influensområdet i vintersesongen. - Relative distribution of pelagic surface-feeding seabirds within the area at risk in the winter season.



**Figur 14.** Relativ fordeling av kystbundne dykkende sjøfugl innenfor influensområdet i vintersesongen. - Relative distribution of coastal diving seabirds within the area at risk in the winter season.

### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

Overvintringsbestander av kystbundne overflatebeitende sjøfugl finnes langs kysten av hele influensområdet (figur 15). De største konsentrasjonene finnes langs sørlige deler av Helgelandskysten, indre deler av Lofoten og i Nord-Troms.



**Figur 15.** Relativ fordeling av kystbundne overflatebeitende sjøfugl innenfor influensområdet i vintersesongen. - Relative distribution of coastal surface-feeding seabirds within the area at risk in the winter season.

## 3.5 Bestandsutvikling hos sjøfugl

Forekomstene av sjøfugl varierer i antall, tid og rom. Variasjonene avspeiler naturlige svingninger i bestandene, variasjoner i miljøet og effekter av menneskelige inngrep. Hos mange sjøfuglarter er det hvert år en del av de kjønnsmodne fuglene som unnlater å hekke. Andelen som ikke hekker varierer fra år til år, og resultatet er en naturlig variasjon i hekkebestandens størrelse. Bestandsendringer kan også skyldes ytre miljøforhold som naturlige svingninger i byttedyrbestanden, innvandring som følge av overproduksjon i andre bestander av samme art eller langsiktige klimaendringer.

De fleste sjøfugler kjennetegnes ved sein kjønnsmodning og lav årlig reproduksjon, som blir kompensert av høy levealder. Et slikt livsmønster er gunstig i et miljø hvor betingelsene for hekking er ustabile, men fører samtidig til at bestandene er

sårbar overfor selv små endringer i voksendødeligheten. De mest dramatiske endringer i bestandene er ofte et direkte eller indirekte resultat av naturinngrep. Effekter som følger i kjølvannet av menneskets økende utnyttelse av havmiljøet kan også påvirke bestandsutviklingen. Et økende antall sjøfugler drukner i fiskeredskaper, sulter ihjel fordi deres viktigste byttedyr er overbeskattet, eller omkommer som følge av oljeforurensning. De mange bestandsregulerende faktorene virker imidlertid i sammenheng, og det er svært ressurskrevende å identifisere årsakene til selv de mest iøynefallende endringer.

I det følgende gis en oppsummering av de mest påfallende bestandsendringer for sjøfuglene i influensområdet. For de artene som ikke er nevnt spesielt, er datagrunnlaget for dårlig til at det er mulig å vurdere bestandsutviklingen på en faglig holdbar måte.

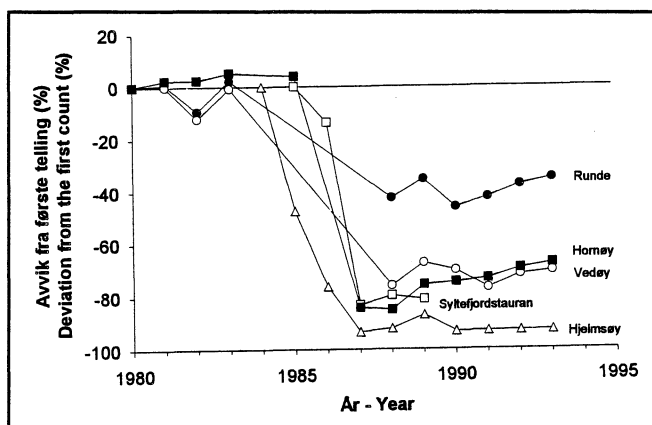
### Pelagiske alkefugler

Bestanden av lomvi i nordnorske kolonier har vært i dramatisk tilbakegang i flere tiår. Fra midten av 1960-åra og fram til 1984 ble hekkebestanden i de største nordnorske koloniene redusert med 70-90 % (Anker-Nilssen & Barrett 1991). Bestanden ble utsatt for en ny dramatisk tilbakegang som følge av loddekrise i 1986-87 (figur 16). I løpet av to år ble den store bestanden på Bjørnøya (ca. 250 000 par i 1985) og de allerede sterkt reduserte lomvibestandene i Nord-Norge mer enn halvert (Anker-Nilssen & Barrett 1991). På Hjelmsøy, landets tidligere desidert største koloni, var hekkebestanden i 1993 bare rundt 10 % av bestanden i 1984, mens bestanden på Røst ble redusert med ca. 70 % i samme periode (Østnes 1993). Lomvibestanden i de nordnorske koloniene må regnes som truet av utryddelse og er svært sårbar overfor ytterligere bestandsnedgang. Tilbakegangen skyldes hovedsakelig økt voksendødelighet og lav reproduksjon som følge av næringssvikt (bl.a. Vader et al. 1990), men drukning i fiskegarn har trolig også spilt en viktig rolle (Strann et al. 1991).

Alke synes ikke å ha hatt den samme dramatiske tilbakegangen som lomvi, men siden arten er metodisk vanskelig å overvåke, foreligger det ingen sikre data for dens status. **Polarlomvi** hekker hovedsakelig nord for influensområdet (Bjørnøya, Svalbard og på russisk side av Barentshavet), og opptrer innenfor dette hovedsakelig i vintersesongen. I den store kolonien på Bjørnøya har bestanden holdt seg stabil siden 1978. **Alkekongene** som overvintrer innenfor eller trekker gjennom influensområdet kommer trolig fra kolonier på Svalbard og fra russiske kolonier, muligens også Grønland (Erik-

stad & Barrett 1991). Også denne arten er vanskelig å overvåke, og bestandsutviklingen er ikke kjent.

Spesielt på Røst (hvor man finner landets desidert største lundekolonier) har lunde hatt store problemer med å få fram unger i perioden 1969-90 pga. overbeskatningen av den atlanto-skandiske sildestammen på slutten av 1960-tallet (Anker-Nilssen & Barrett 1991). Dette har ført til svikt i nærings-tilgangen i hekkeperioden, og med unntak av fem sesonger har lunden hatt total hekkesvikt (Anker-Nilssen 1992). Bestanden på Røst er nå bare 38 % av hva den var i 1979 (figur 17). Lunden blir også overvåket på enkelte mindre kolonier, og i disse synes bestanden å ha holdt seg forholdsvis stabil siden begynnelsen av 1980-tallet.



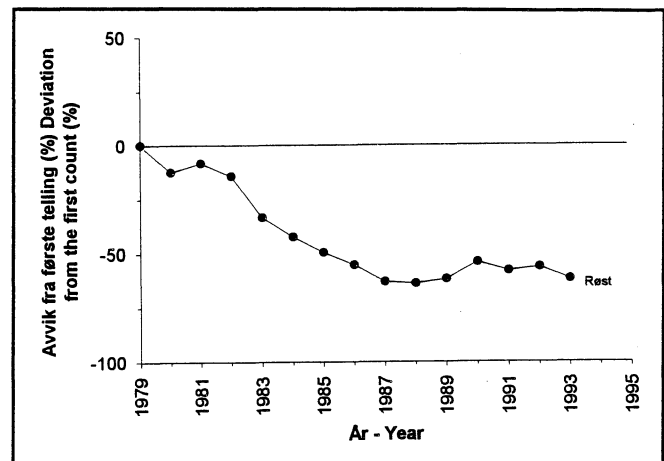
**Figur 16.** Utviklingen i hekkebestanden av lomvi i utvalgte kolonier vist som prosent forandring i antall individer i prøvefelt siden første telling (etter Østnes 1993). - The population change (%) following the first count in some Common Guillemot colonies. The counting unit is the number of individuals in study plots (after Østnes 1993).

#### Pelagisk overflatebeittende sjøfugl

Det finnes kun én større koloni med havhest innenfor influensområdet, Røst med ca. 300 hekkende par. De aller fleste havhestene som opptrer i åpent hav innenfor influensområdet rekrutteres derfor fra andre kolonier i Nordvest-Europa. Disse koloniene har de senere årene hatt en positiv bestandsutvikling (Lloyd et al. 1991). Havhesten er spesialist på å utnytte fiskeavfall fra trålerflåten, og det økte industrifisket i de nordatlantiske havområdene er antatt å være en viktig årsak til den positive bestandsutviklingen.

Innenfor influensområdet hekker **havsule** i to kolonier (Hovsflesa og Skarvklakken) i Lofoten/Vesterålen. Den norske hekkebestanden har økt kraftig siden arten etablerte seg på Runde i 1946, og det hekker i dag omkring 3 500 par fordelt på fem lokaliteter langs norskekysten fra Runde og nord-

over (Østnes 1993). En betydelig innvandring fra britiske kolonier samt egenrekruttering og fredning av koloniene er de viktigste årsakene til den positive bestandsutviklingen (Montevicchi et al. 1987).



**Figur 17.** Utviklingen i hekkebestanden av lunde på Røst kolonier vist som prosent forandring i antall tilsynelatende okkuperte reiranger i prøvefelt siden første telling (etter Østnes 1993). - The population change (%) following the first count of breeding Puffins on Røst. The counting unit is apparently occupied burrows in study plots (after Østnes 1993).

Krykkje har sin hovedutbredelse fra Runde og nordover, med de største koloniene i Finnmark. Det er registrert en klar nedgang i hekkebestandene av krykkje i de sørligste koloniene, mens bestandene fra Røst og nordover ser ut til å holde seg relativt stabile (Østnes 1993).

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

Etter at storskarven gikk tilbake i perioden 1985-87 er det de siste årene registrert en kraftig økning i de fleste koloniene langs norskekysten (Østnes 1993), og bestanden antas for tiden å være svært sterk. Også bestanden av **toppskarv** gikk dramatisk tilbake rundt 1986/87, men har de senere årene økt kraftig særlig på hekkelokalitetene fra Rogaland til Røst (Østnes 1993). Også lengre nord er det registrert en viss økning, men her er bestanden fortsatt langt lavere enn før krakket på 1980-tallet.

Det foregår ingen overvåking av **ærfugl** innenfor influensområdet, men bestanden er antatt å holde seg relativt stabil. Også på Sør-Helgeland hvor bestanden fikk en knekk i forbindelse med oljeutslippet fra Deifovos (Røv 1982), synes den nå å være restituert (Strann et al. 1993). Det foregår heller ingen overvåking av **teist**, og artens status er derfor usikker. På slutten av 1980-åra ble det imidlertid registrert en klar nedgang i nordre Nordland og ytre

delers av Troms pga. villminkplagen (K.-B. Strann pers. medd.).

### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

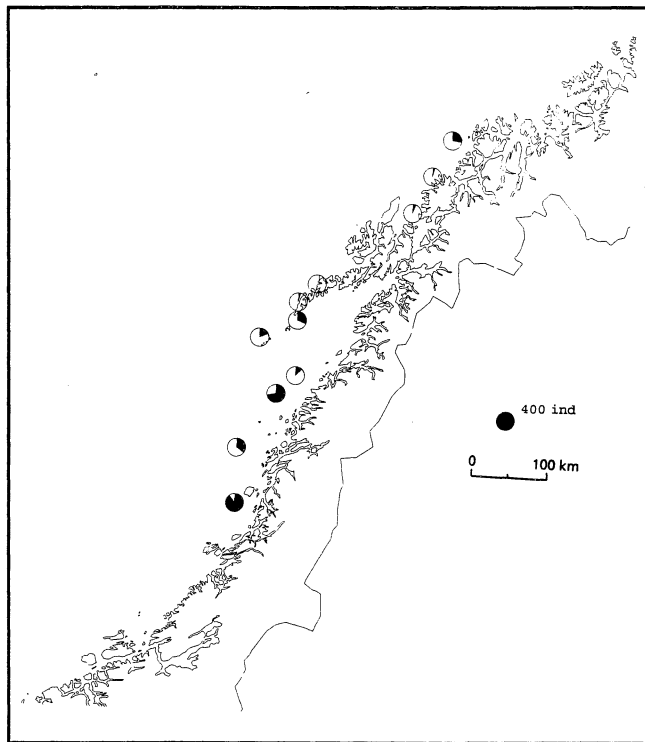
Landets viktigste hekkeområde for **grågås** ligger innenfor influensområdet. Arten hekker i størst antall på øyene fra Trøndelag og nordover til Lofoten/Vesterålen. Bestanden var meget svak på 1960-tallet, men har siden økt jevnt fram til i dag (Follestad et al. 1986). **Gravand** var fram til ca. 1970 sjelden i kystområdene nord for Trondheimsfjorden, men har de siste tyve årene økt sterkt og hekker nå regelmessig nord til Finnmark (Strann 1990). I begynnelsen hekket den bare i beskyttede fjordstrøk, men har nå spredt seg også til de ytre kyststrøkene.

**Gråmåke** gikk mange steder tilbake på 1980-tallet og da særlig i Nord-Norge, men i de siste årene har bestanden igjen økt. På overvåkingslokalitetene i Nordland er bestanden mer enn fordoblet siden 1989 (Østnes 1993). **Svartbak** har vist et tilsvarende mønster som gråmåken i Nord-Norge. Etter en reduksjon i hekkebestanden på begynnelsen av 1980-tallet er også denne bestanden mer enn fordoblet siden 1989 (Østnes 1993). Av **sildemåke** hekker to underarter i Norge. Innenfor influensområdet hekker i all hovedsak *Larus fuscus fuscus*. Denne underarten har vært i kraftig tilbakegang og må regnes som truet av utryddelse (Røv 1986, Thingstad 1986, Østnes 1993). **Fiskemåke** har også gått dramatisk tilbake mange steder i Sør-Norge (Østnes 1993). Dette synes imidlertid ikke å være tilfelle i Nord-Norge (K.-B. Strann pers. medd.), men det finnes ingen overvåking som kan dokumentere dette.

## 3.6 Sel

### Havert

Havert finnes spredt over det meste av influensområdet i de aller ytterste kystområdene. Den totale bestanden i influensområdet er beregnet til ca. 1 200 dyr. Dette utgjør i underkant av én tredel av totalbestanden på ca. 3 500 dyr i Norge (se Røv 1993). Store ansamlinger innen influensområdet (100 dyr eller mer) finnes i Brønnøy, Kvernstein, Vega og Valvær/Myken på Helgelandskysten, samt i Tromsø kommune. I Lofoten og Vesterålen finnes flere noe mindre lokale bestander (figur 18). Den viktigste kasteplassen for havert i Norge, Froan i Sør-Trøndelag, ligger like sør for influensområdet, og dyr herfra kan vandre inn i influensområdet etter kasteperioden. Totalbestanden utenom kasteperioden kan dermed være vesentlig større enn det som er oppgitt her.



**Figur 18.** Relativ fordeling av havert innenfor influensområdet. - Relative distribution of grey seals within the risk area.

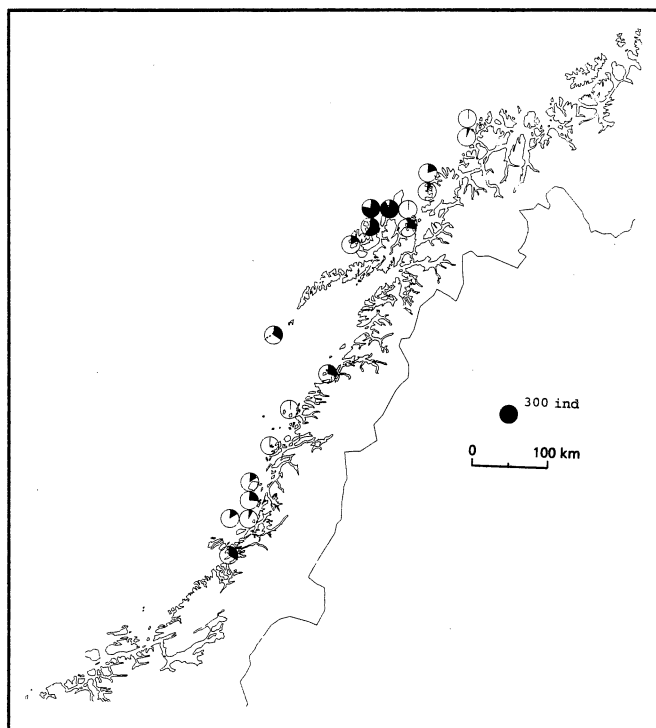
### Steinkobbe

Steinkobben finnes i skjærgården og fjordområdene i det meste av influensområdet. Den totale bestanden i influensområdet er beregnet til ca. 1 400 dyr. Dette utgjør omlag én tredel av totalbestanden på ca. 3 500 dyr i Norge (se Røv 1993). Store ansamlinger av steinkobbe (100 dyr eller mer) finnes i Ofstadsjøen på Namdalskysten samt Røst, Nordmela og Stø i Lofoten/Vesterålen. Noe mindre bestander finnes forøvrig spredt over det meste av området (figur 19).

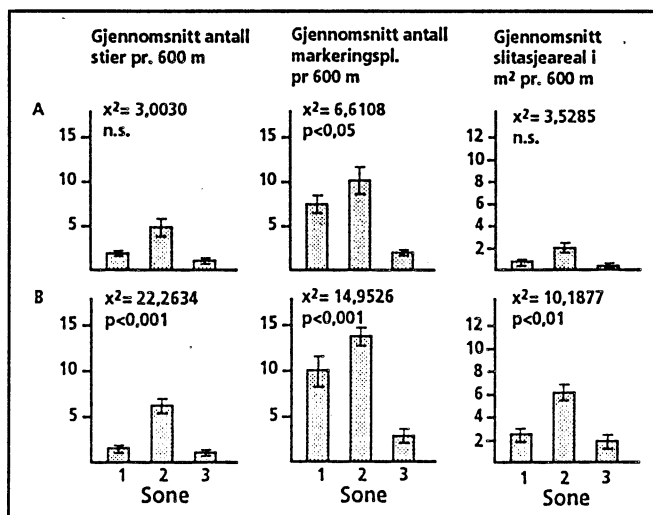
## 3.7 Oter

Selv om oterbestanden i løpet av dette århundret har blitt fragmentert sør i landet, er det fortsatt en sammenhengende oterbestand på kysten av Midt- og Nord-Norge. Bestandsutviklingen her ser ut til å ha vært positiv de siste 10-15 årene.

Sportegnregistreringer (figur 20) indikerer at bestanden generelt er større på kystøyene enn på fastlandskysten og innover i fjordene (Heggberget & Moseid 1992). Innenfor influensområdet har vi mottatt flest oterskrotter fra kommuner på Sør-Helgelandskysten, Vesterålen og Sør-Troms. Bestandstettheten er ukjent, men størrelsen på leveområdet for radiomerkede otere på kysten av Sør-



**Figur 19.** Relativ fordeling av steinkobbe innenfor influensområdet. - Relative distribution of common seals within the risk area.



**Figur 20.** Gjennomsnittlig antall stier, markeringsplasser og slitasjeareal pr. kystsoner. Standardfeil og test-resultater for forskjeller mellom kystsoner (Kruskal-Wallis variansanalyse) er angitt. A. Lokalteter uten forhåndskunnskap om oterforekomst. B. Lokalteter med kjent oterforekomst. Sone 1 = ytre sone, 2 = midtre sone, 3 = indre sone (etter Heggberget & Moseid 1992). - Mean number of paths, number of sprainting sites and digging/rubbing area per zone. Standard error of the mean and Kruskal-Wallis test results for differences between zones are shown. A. Localities without previous knowledge of otter occurrence. B. Previously known otter localities. Sone 1 = outer zone, 2 = central zone, 3 = inner zone (after Heggberget & Moseid 1992).

Helgeland kan gi en viss indikasjon på bestands-tettheten. To hunnotere i Vega kommune og en hannoter i nabokommunen Vevelstad benyttet stort sett områder med henholdsvis 9 og 7 km diameter. Hannoterer på Vega streifet av og til langt utenfor sitt vanlige område. Også andre otere hadde tilhold innenfor hvert av de radiomerkede oterens leveområder (Rosendal 1992, Stokke 1992, T.M. Heggberget unpubl.). Kjønn og alder på disse umerkede oterne er ukjent.

## 3.8 Særlig viktige områder for sjøfugl og sjøpattedyr

### 3.8.1 For sjøfugl i hekkesesongen

Influensområdet må regnes som landets viktigste hekkeområde for de fleste av våre sjøfugler. Store fuglefjell ligger på rekke og rad langs kysten fra Sklinna til Nord-Troms (tabell 4). Blant annet hekker 70 % av den norske lundebestanden innenfor influensområdet, hvorav nesten halvparten på Røst. Dessuten hekker viktige bestander av andre typiske fuglefjellsarter som havhest, krykkje, lomvi og alke innenfor influensområdet. Også for andre kolonihekkende arter som havsule og skarver er området svært viktig. Særlig viktige områder finnes langs kysten av Sør-Helgeland, i Lofoten/Vesterålen og Nord-Troms. Over halvparten av den norske storskarvbestanden hekker langs Helgelandskysten fra Vikna til Træna-Myken, mens ca. 40 % av den norske havsulebestanden hekker i to kolonier utenfor Lofoten/Vesterålen.

Langs Helgelandskysten hekker landets største bestand av ærfugl og teist. Spesielt store tettheter finnes i områdene fra Brønnøysund til Lurøy. I det samme området hekker også hovedandelen av bestanden av den utrydningstruede nordskandinaviske sildemåken. Dette betyr at selv om Sør-Helgeland ikke er spesielt viktig for typiske fuglefjellsarter, er området av stor betydning for andre arter.

I åpent hav er spesielt havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen viktige både for pelagiske alkefugler og pelagisk overflatebeitende sjøfugl (figur 5 og 7). Dette skyldes at havområdene utenfor de sentrale koloniene er viktige beiteområder for de lokale hekkebestandene, men området er også viktig som næringsområde for sjøfugl fra andre kolonier i Nordvest-Europa, spesielt havhest.

### 3.8.2 For sjøfugl i mytesesongen

I mytesesongen er influensområdet først og fremst av stor betydning for ærfugl og alkefugler. De viktigste myteområdene for ærfugl ligger i Sør-Helgeland, Lofoten og Nord-Troms. Alkefuglenes myteområder ligger i hovedsak i havområdene utenfor de sentrale koloniene, særlig Røst og andre kolonier i Lofoten/Vesterålen (figur 10).

### 3.8.3 For sjøfugl i vintersesongen

Viktige overvintringsområder for mange sjøfuglarter finnes langs kysten av hele influensområdet. De sørligste delene fra Trøndelag til Lofoten er særlig viktig for skarver, ærfugl og teist, mens områdene nord for Lofoten er viktig for ærfugl (spesielt fugler fra Svalbard) og praktærfugl. Det bør også nevnes at en stor andel av Europas eneste regulære overvintringsbestander av islom og gulneblom finnes innenfor influensområdet. I åpent hav synes spesielt havområdene utenfor Lofoten/Vesterålen å være viktige både for pelagiske alkefugler og for pelagisk overflatebeittende sjøfugl (figur 12 og 13).

### 3.8.4 For sel

De viktigste områdene både for havert og steinkobbe er de som benyttes i hårfellings- og kasteperioden. I disse periodene vil begge artene tilbringe relativt mye tid på land, og ofte vandre mellom land og sjø, noe som øker sjansene for oljeeksposering. De viktigste områdene innen influensområdet er Brønnøy, Kvernstein, Vega, Floholman, Valvær/Myken og Tromsø for havert, og Ofstadsjøen, Røst, Stø og Nordmela for steinkobbe.

### 3.8.5 For oter

Kartleggingen av oterforekomst er usammenhengende, men oterens sosiale organisasjon tilsier at en ikke kan vente store ansamlinger av otere i visse områder på noen årstid. Sportegnregistreringene indikerer imidlertid at bestandstettheten varierer og at høy ottertethet er vanligere i øygarden enn på fastlandskysten. Dette har trolig sammenheng med oterens utnytting av gruntvannsområder som fiskeplasser. Gruntvannsområder er gjerne mer omfattende mellom øyene enn langs den norske fastlandskysten (Anon. 1985). Antall mottatte skrotter av døde otere kan tyde på at bestandstettheten innenfor influensområdet er størst på Sør-Helgelandskysten og i Vesterålen - Sør-Troms, men antall skrotter kan ikke uten videre betraktes som en indeks på bestandstetthet.

*Tabell 4. Omtrentelig antall hekkende par sjøfugl i de viktigste fuglefjellene innenfor influensområdet. - Approximate numbers of breeding pairs of seabirds on the most important bird-cliffs within the area at risk.*

Koloni Colony	Kommune Municipality	Krykkje Kittiwake	Alke Razorbill	Lomvi C. Guillemot	Lunde Puffin
Nord-Fugløy	Karlsøy	-	10 000	100	220 000
Sør-Fugløy	Tromsø	50	<100	50-100	175 000
Bleiksøy	Andøy	4 000	1-200	200	80 000
Anda	Øksnes	400	10	-	25 000
Frugga	Bø	-	-	-	15 000
Fuglenykan	Bø	4 000	300	<300	180 000
Værøy	Værøy	20 000	<800	<500	70 000
Røst	Røst	17-20 000	2 000	<1 000	600 000
Fugløy	Gildeskål	-	-	-	10 000
Lovund	Lurøy	-	-	-	60 000
Sklinna	Leka	50	15-20	20-30	5 000



## 4 Sårbarhetsanalyse

### 4.1 Sjøfugl

Analysemodellen for å vurdere sjøfuglernes sårbarhet overfor olje ble beskrevet i kapittel 2.3. De konverterte sårbarhetsverdiene (IS og BS) varierer gjennom tid for de ulike sjøfuglbestandene som opptrer innenfor influensområdet. Det er derfor en forutsetning at det utføres separate analyser for de enkelte stadier i fuglernes årssyklus.

Resultatene fra sårbarhetsanalysen er gjengitt i vedlegg 4-6. Det er stor variasjon fra sesong til sesong i fordelingen av bestander i de ulike sårbarhetskategoriene. Som forventet er andelen av bestander med høy sårbarhet større om vinteren enn om sommeren. Dårligere vær og lysforhold om vinteren reduserer fuglernes mulighet til å oppdage oljesøl, samtidig som lave temperaturer reduserer oljeskadde fuglers restitusjonsevne.

I hvilken grad de ulike sjøfuglene er utsatt for oljeskader er avhengig av faktorer som adferd, habitat, populasjonsstørrelse og restitusjonsevne. Sårbarheten er størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring. Dette gjelder særlig lommer, skarver, dykkende andefugler og alkefugler. Fugler som i stor grad holder seg på vingene under næringsøket er mindre utsatt.

Alkefugler er svært sårbare for oljesøl pga. deres nære tilknytning til havet. De fleste artene har tilhold i åpent hav i store deler av året. En rekke episoder har da også vist at alkefugler ofte er den gruppen som blir hardest rammet av oljesøl (bl.a. Jones et al. 1978, Anker-Nilssen et al. 1988b, Piatt et al. 1990). De nordatlantiske alkefuglene kjennetegnes ved sein kjønnsmodning og at de, med unntak av teist, kun legger ett egg i året. Dette betyr at muligheten for raskt å bygge opp bestanden etter en periode med sterk nedgang er svært begrenset. Selv med ideelle reproduksjonsforhold og svært lav dødelighet i alle livsstadier, vil det ta flere tiår før en halvert bestand igjen er restituert, dersom det ikke skjer en betydelig innvandring fra uberørte områder. Den alvorlige situasjonen for alkefuglene i Norge gjør det lite sannsynlig at betydelige skader kan kompenseres i løpet av få tiår.

### 4.2 Sel

Det finnes ennå ingen modell for sårbarhetsvurderinger for seler tilsvarende den for sjøfugl (Anker-Nilssen 1987). Sårbarhetsvurderingene for sel tar derfor kun sikte på å få fram relative forskjeller mellom de ulike bestandene, som kan gi indikasjoner på konsekvensene av et oljeutslipp. De indeksverdier som er benyttet i denne analysen er hentet fra Røv (1993). Det er antatt at sårbarheten er størst for selunger. Nyfødte selunger har et mindre utviklet spekklag enn voksne, og havertungene er avhengige av fødselspelsen for å hindre varmetap. Et større oljeutslipp i kasteperioden kan dermed føre til omfattende dødelighet blant nyfødte selunger. Voksen sel vil være mest utsatt i kaste- og hårfellingsperioden. Effekten av oljesøl på voksendyr vil også være avhengig av dyrenes kondisjon (Jødestøl & Ugland unpubl.), og særlig havert vil i en periode av ukjent varighet etter kasteperioden være utmagret og i dårlig kondisjon. I denne perioden kan derfor voksne havert ha dårligere motstandskraft mot oljesøl enn ellers. Jødestøl & Ugland (unpubl.) har laget en indeks for individuell sårbarhet for seler i Barentshavet, som kan fungere som modell også for kystseler.

## 5 Konsekvensanalyse

### 5.1 Rammebetingelser for analysen

#### 5.1.1 Beskrivelse av konsekvenskategoriene

SIMPACT-modellen gir ikke et absolutt mål på skadevirkninger, men er kun et verktøy som benyttes for å rangere konsekvenser. Nedenfor er det gitt en beskrivelse av det forventede skadeomfanget innenfor hver av de fire konsekvenskategoriene og hvilken biologisk betydning dette vil ha for bestandene innenfor influensområdet.

- **Store konsekvenser:** Det forventes en synlig nedgang i bestandene, dvs. en bestandsreduksjon på minst 25 %. Restitusjonstiden for skaden forventes å være 10 år eller mer avhengig av vekstpotensialet til bestandene. I verste fall kan restitusjon ikke forventes.
- **Middels store konsekvenser:** Skadene kan spores i bestandene, men bestandsreduksjonen vil være mindre enn 25 %. Den forventede restitusjonstiden for bestandene er 5-10 år.
- **Små konsekvenser:** Skadeomfanget blir så lite at det vanskelig lar seg skille fra naturlige variasjoner i bestandene. Dette er skader som trolig vil bli restituert i løpet av 2-5 år.
- **Ingen eller ubetydelige konsekvenser:** Det forventes at kun et begrenset antall fugl vil bli drept, og at skadeomfanget er så lite at det ikke vil ha betydning for bestandene.

#### 5.1.2 Fastsettelse av grenseverdier i SIMPACT

Ved større oljekatastrofer har lommer, alkefugler og marine dykkender vist seg å være blant de mest utsatte gruppene (bl.a. Anker-Nilssen & Røstad 1982, Røv 1982, Piatt et al. 1990).

Etter et utslipp av kun 600 tonn oljeblandet ballastvann fra det greske tankskipet Stylis i Skagerrak vinteren 1980/81, ble ca. 45 000 oljeskadde sjøfugler avlivet eller funnet døde, men trolig omkom mer enn 100 000 sjøfugl i denne katastrofen (Anker-Nilssen & Røstad 1982). Av de fuglene som ble identifisert var 82 % alkefugler og 11 % ærfugl. Etter utslippet av 41 000 m<sup>3</sup> olje fra supertanker Exxon Valdez i Prince William Sound i Alaska i

mars 1989 omkom trolig et sted mellom 300 000 og 650 000 sjøfugl (Ford et al. 1991). Også i denne ulykken ble særlig alkefugler, men også lommer, skarver og marine dykkender hardt rammet.

Selv om omfattende sjøfugldød er påvist ved flere oljekatastrofer, er effektene på bestandsnivå generelt lite kjent. Dette skyldes bl.a. at de fleste oljeutslipp har rammet overvintrende fugler, slik at mulighetene til å spore skadene tilbake til konkrete kolonier har vært liten. Andre viktige faktorer er at forhåndskunnskapen om de bestandene som er blitt rammet har vært for liten, eller at det ikke er foretatt tilstrekkelige oppfølgende studier. Faktisk er oljeutslippet fra Exxon Valdez et av de få eksemplene hvor man har data som delvis gjør det mulig å kvantifisere effekter på bestandsnivå, og her først og fremst på alkefugler. I de lomvikoloniene som ble direkte berørt av dette oljesølet ble det registrert en bestandsreduksjon på 40-60 % (Nysewander et al. 1993). Etter oljeutslippet fra Torry Canyon ble lundebestanden på Les Sept Isles (Bretagne, Frankrike) redusert fra 2 500 par til 400-500 par (en reduksjon på over 80 %). Bestanden ble ytterligere redusert til ca. 150 par etter oljeutslippet fra Amoco Cadiz. Det er ikke registrert vekst i denne bestanden etter disse ulykkene (Piatt et al. 1991).

Ved konsekvensvurderinger olje/sjøfugl er det viktig å fokusere på langtidsvirkninger av en bestandsnedgang. For å kunne gjøre dette er det nødvendig å støtte seg til populasjonsmodeller. Problemet med slike modeller er imidlertid at man som regel mangler pålitelige inngangsdata noe som skaper store usikkerheter (se kapittel 5.1.3). Typiske sjøfugler som alkefugler og stormfugler karakteriseres ved høy levealder, sein kjønnsmodning og lav reproduktiv kapasitet. Denne strategiene betyr at man må forvente forholdsvis lang restitusjonstid etter en bestandsnedgang (Furness & Monaghan 1987, Nettleship & Birkhead 1985). Birkhead & Nettleship (1985) har ved bruk av populasjonsmodeller beregnet restitusjonstiden for en ideell lomvikoloni, dvs. en koloni hvor man ser bort fra faktorer som immigrasjon/emigrasjon og effekter av predasjon (bytteeternes innhogg i bestanden). Inngangsdataene som ble benyttet i modellen var en årlig voksenoverlevelse på 90 % pr. år, en årlig produksjon på 0,7 unger pr. par og en overlevelse for ungfuglene fra klekking til kjønnsmoden alder (satt til fem år) på 29 %. Resultatene viste at restitusjonstiden for en slik bestand etter en 20 % reduksjon er ca. 12 år, ved 40 % reduksjon øker restitusjonstiden til ca. 25 år, mens det vil ta nesten 40 år å bygge opp bestanden etter en reduksjon på 60 %. En slik økning fordrer imidlertid at det etter en bestandsnedgang skjer en parallell bedring i miljø-

og populasjonsmessige faktorer. For bestander som i utgangspunktet er i tilbakegang er dette imidlertid lite sannsynlig. Tar man i tillegg hensyn til bytte-ernes innhogg i bestanden vil restitusjonstiden øke betydelig (Nettleship & Birkhead 1985). Dersom modellen overføres til nordnorske lomvikolonier er det lite sannsynlig at det vil skje en innvandring til disse, da bestandene allerede er strekt redusert etter langvarig bestandsnedgang (Østnes 1993). Voksenoverlevelsen i disse koloniene i perioden fra 1988 til 1993 har trolig vært så høy som 95 % (Erikstad et al. 1994), uten at man kan spore noen radikal økning i bestandene (figur 16). Restitusjonstiden etter en nedgang i nordnorske lomvikolonier vil derfor trolig være minst like stor som beskrevet i regneeksemplet ovenfor. Konsekvenser i samme størrelsesorden kan også forventes for lundebestanden i influensområdet etter en tilsvarende bestandsreduksjon, men mulighetene for restitusjon for denne bestanden vil i stor grad være bestemt av utviklingen i den atlanto-skandiske sildestammen. Artene som inngår i kategoriene kystdykkende sjøfugl og kystbundne overflatebeitende sjøfugl har generelt et høyere potensiale for reproduksjon enn alkefugler. Restitusjonstiden for disse bestandene må derfor forventes å være noe kortere. Vi mangler imidlertid inngangsdata som gjør det mulig å foreta en fornuftig vurdering av restitusjonstiden for disse artene.

En samlet vurdering av erfaringene fra kjente oljesøulykker, samt de forventede langtidsvirkningene for bestandene ble lagt til grunn ved konvertering av de fire konsekvenskategoriene (kapittel 2.4). I disse betraktningene ble det lagt vekt på grove vurderinger av skadeomfanget for særlig viktige bestander (lunde og lomvi) i en lang rekke enkeltscenarier simulert med SIMPACT. Konsekvensindeksene ligger i intervallet 0-1, og vi vurderte indeksverdier større enn 0,33 til å indikere store konsekvenser for sjøfugl (tabell 5). Dette er de samme grenseverdiene som ble benyttet i forbindelse med konsekvensutredningene for Midtnorsk sokkel og Skagerrak (Lorentsen et al. 1993, Strann et al. 1993).

### 5.1.3 Usikkerhetsfaktorer i analysen

I konsekvensanalyser av denne type blir biologen stilt overfor spørsmål som er så omfattende og komplekse at de ikke kan besvares uten en betydelig grad av usikkerhet. Det største hodebryet ligger imidlertid ikke i å få til en rimelig detaljert og fornuftig kopling av de faktorene som har betydning for skadeomfanget på kort og lang sikt. Det

**Tabell 5.** Grenseverdier for konsekvenskategoriene for sjøfugl. - Definitions of the consequence categories for seabirds.

Konsekvensindeks intervall	Konsekvenser	Kategori
Consequence index interval	Consequences	Category
<0,11	Ingen-ubetydelig No-insignificant	0
0,11 - <0,22	Små Small	1
0,22 - <0,33	Middels store Medium high	2
>0,33	Store Very significant	3

virkelige problemet er at man på de fleste trinn i analysen må forholde seg til meget store usikkerheter knyttet til de nødvendige inngangsverdiene. Utrederen har derfor et ansvar for å synliggjøre disse usikkerhetene, ikke minst ved å presentere dem i sammenheng, slik at de ikke drukner i all den informasjonen en analyse ellers må bygges på. I det følgende diskuteres de forhold som er beheftet med størst usikkerhet i sjøfuglanalyser av den type som er presentert i denne rapporten.

For det første er det nødvendig å poengtere betydningen av at utslippsbetingelsene (rate og varighet) er fiksert i analysen. I dette tilfellet er det valgt et typisk "worst case" tilfelle med utslipp av 450 000 m<sup>3</sup> (387 000 tonn). Til sammenligning er dette 11 ganger mer enn utslippet fra Exxon Valdez (Alaska 1989) og 4,5 ganger mer enn fra Braer (Shetland 1993). Mange vil sikkert gjøre seg refleksjoner om konsekvensene av et mindre utslipp fra Norne. Det kan lett være fristende å tenke seg at skadeomfanget reduseres direkte proporsjonalt med utslippsvolumet, slik at f.eks. halvert utslipp gir halvering av skade. En slik sammenheng er imidlertid langt fra gyldig. Innenfor en utslippsperiode på 75 dager vil det normalt være lange perioder med relativt stabil vindretning, og mye av oljen må derfor forventes å ha et nokså ensartet driftmønster. I praksis vil derfor en halvering av utslippsraten aldri gi en halvering av berøringsområde. Tidvinduet for utslipp er langt mer avgjørende for hvor stort areal, og dermed hvor mye av ressursen, som rammes av oljesølet.

Oljens beskaffenhet og egenskaper endres som funksjon av værforhold og tid etter utslipp. Det er opplagt at disse endringene også påvirker hvilket skadepotensiale oljen har for ulike ressurser. For sjøfugl finnes det dessverre ingen grundige studier av forholdet mellom oljens egenskaper og skadevirkninger, og det er således vanskelig å trekke noen avgjørende slutninger om dette til bruk i konsekvensanalysene. Oljen fra Exxon Valdez forårsaket skade i minst en måned etter utslippet. Følgetiden på 30 døgn i oljedriftsimuleringene er derfor neppe urealistiske. Utslipet fra Braer på Shetland i 1993 er et eksempel på at et større oljeutslipp ikke nødvendigvis får katastrofale følger, men at faktorer som tidspunkt for utslippet, værforhold og oljens beskaffenhet kan spille en viktig rolle.

Den største usikkerheten er likevel knyttet til å vurdere sannsynligheten for kontakt mellom olje og sjøfugl, når disse opptrer i samme område. Det er et stort antall faktorer som kan tenkes å påvirke hvilke muligheter en sjøfugl har til å unngå et drivende oljesøl, bl.a. lys- og værforhold og fuglenes kondisjon, flygedyktighet og instinktive atferdsreaksjoner. Med få unntak (jf. Lorentsen & Anker-Nilssen 1993) finnes likevel ingen empirisk kunnskap om slike forhold, hverken i naturlige eller kontrollerte betingelser. Rutestørrelsen (15x15 km) som benyttes i SIMPACT-modellen for å beregne overlapp mellom olje og ressurs, gjør derfor ikke problemet særlig mer komplisert for utrederen, så lenge den ikke endres fra analyse til analyse (noe brukeren ikke har mulighet til). Han må likevel vurdere konsekvensene i forhold til det erfaringsgrunnlag som eksisterer fra ulike oljesølepisoder. Siden metodikken er den samme for alle sjøfuglbestander i analysen, er det likevel tilstrekkelig at han kalibrerer sin vurdering i forhold til modellresultatene for arter der kunnskapsgrunnlaget er best. I denne sammenheng kan det være nyttig å påpeke at dersom man ser bort fra ressursens sårbarhet (dvs. setter sårbarhetsindeksen til 1), så blir konsekvensindeksen rett og slett den andel av bestanden som befinner seg innenfor ruter (å 15x15 km) som blir truffet av olje minst én gang i løpet av simuleringen. Et 1,5 km bredt oljeflak (10 % av rutebredden) som driver rett gjennom en rute vil imidlertid bare berøre i overkant av 7 % av rutearealet. Dette er et minimumsestimat for hver berøring av ruten. Gjentatte treff i løpet av utslippsepisodens varighet, i mindre grad også sidebevegelsen i flaket, vil selvsagt øke denne berøringsgraden betydelig.

Det må også understrekes at fordelingen av sjøfugl innenfor influensområdet er temporær. Dette gjelder spesielt sjøfugl i åpent hav, der utbredelsen i stor grad er bestemt av hvor fuglene finner egnet næring. Grunnlagsmaterialet for sjøfuglenes for-

deling i åpent hav som er benyttet i denne analysen, ble innsamlet i perioden 1986-92. I disse årene har bestandene av bl.a. sild og lodde vært variable (Havforskningsinstituttet 1992), og denne ubalansen i fiskebestandene kan ha resultert i avvik fra fuglenes "normale" fordelingsmønstre. I undersøkelser NINA har utført med støtte bl.a. fra oljeindustrien og NOE, er det imidlertid påvist en betydelig grad av forutsigbarhet i vinterforekomstene av lomvi i åpent hav i Barentshavet i samme periode (K.E. Erikstad, H. Skarsfjord og P. Fauchald, pers. medd.). For de bestandene som overvintrer langs kysten er det kartlagte fordelingsmønstret likevel langt mer representativt for normalsituasjonen. Dette gjelder særlig marine dykkender som lever av benthosorganismer (lite mobile el. fastsittende bunndyr). Selv om det forekommer forflytninger også i disse bestandene som følge av næringsmangel, f. eks. på grunn av lokal nedbeiting av byttedyrene, er hovedregelen at fordelingsmønstret hos benthospisende arter er relativt forutsigbart fra år til år.

Det knytter seg også betydelig usikkerhet til en rekke andre faktorer som er avgjørende for omfanget av skaden. De viktigste med hensyn til sannsynligheten for kontakt mellom et drivende oljesøl og et sjøfuglindivid er kommentert ovenfor. Disse inngår på individnivå i sårbarhetsanalysen, hvor også individets restitusjonsevne etter en skade er et kriterium der kvantitativ kunnskap er meget sparsom. Undersøkelser etter Arisan viser at sjøfugl til en viss grad kan håndtere en meget begrenset og overfladisk tilsmussing av fjærdrakten med et raffinert oljeprodukt, selv om klare fysiologisk effekter ble påvist etter en eksperimentell tilsøling med bare 1 ml olje (Gangås 1994). Erfaringene kan imidlertid ikke overføres til en situasjon der det er snakk om utslipp av store mengder råolje over lang tid. For de mest sårbare artene (dykkende sjøfugler) er det da fremdeles realistisk å regne at de aller fleste fugler som kommer i direkte berøring med råoljen vil bli så skadet at de omkommer i løpet av kort tid. Derfor er det heller ikke tatt spesielle hensyn til beregningene av mengden strandet olje i sjøfuglanalysen. Berøringsarealet og eksponeringstiden er utvilsomt langt viktigere for skadebildet på denne ressursen.

For å vurdere langtidseffektene av en bestandsreduksjon, er det nødvendig å støtte seg til simuleringer ved hjelp av populasjonsmodeller. Grunnstrukturen i disse modellene er i prinsippet et enkelt regnskapssystem hvor utgiftsposter (tap av individer gjennom naturlig dødelighet og utvandring) og inntektsposter (tilskudd av individer gjennom reproduksjon og innvandring) er dimensjonert med renter og rentes rente. De naturlige dimensjonene på faktorene i dette regnskapet er imidlertid sjelden

kjent i tilstrekkelig detalj. Selv for de mest betydelige renteføttene, f.eks. voksendødelighet, mangler man som regel pålitelige inngangsdata, dertil kommer usikkerheten knyttet til at det oftest vil være betydelig variasjon fra år til år, fra område til område og i relasjon til variasjoner i bestandens tetthet. Resultatene av modellkjøringene må derfor anvendes med den aller største forsiktighet. Nettopp det at man her opererer med absolutte benevninger som det er lett å forholde seg til, f.eks. individer eller bestandsandeler tapt eller antall år til bestanden er restituert, gjør det ekstra lett å misbruke resultatene ved å tolke dem for å være mer nøyaktige enn de er. De må derfor ikke betraktes som annet enn regneøvelser som kan hjelpe oss til å antyde størrelsesordenen for skadens varighet. For bestander som allerede er i tilbakegang, er det i utgangspunktet lite sannsynlig at et ekstra innhugg i bestanden skal kunne restitueres uten at det skjer en parallell bedring i andre miljøbetingelser. I slike tilfeller vil modellbetraktninger kunne antyde noe om i hvilken grad den ekstra dødeligheten påskynder den negative utviklingen i bestanden.

I en diskusjon av usikkerhet kan det også være på sin plass å påpeke at den samlede usikkerheten for de biologiske parametere i analysen utvilsomt er flere tierpotenser større enn de fysiske betingelser som er knyttet til beregning av oljedrift. For det endelige resultatet er imidlertid en usikkerhet av en viss størrelse like avgjørende enten den finnes på den ene eller andre siden i systemet. For å si det på en annen måte, så er det langt mer å vinne på å øke nøyaktigheten på de biologiske vurderingene i analysene, ikke minst ved å gjennomføre flere effektstudier på individnivå.

## 5.2 Direkte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl

I dette kapitlet gis en vurdering av de direkte konsekvenser et oljeutslipp fra Nornefeltet kan ha for sjøfuglene i influensområdet. Vurderingen er foretatt på grunnlag av de utslippsbetingelser som ble lagt til grunn for oljedriftssimuleringene (Skognes 1993). De direkte konsekvensene antyder skadeomfanget i løpet av en relativt kort tidsperiode etter et oljeutslipp, og det er omfanget av slike skader som lettest lar seg registrere f.eks. i form av ilanddrevne oljeskade sjøfugl. For å vurdere de direkte konsekvensene av et oljeutslipp, ble resultatene fra oljedriftssimuleringene foretatt av OCEANOR (Skognes 1993) koblet til fordelingen av sjøfugl innenfor influensområdet (kapitlene 3.2-3.4) og ressursenes sårbarhetsindekser (kapittel

4.1) vha. analysesystemet SIMPACT (kapittel 2.4). Det er viktig å være klar over at analysen kun betrakter hva som kan forventes å skje når uhellet først er ute, og i mindre grad, den geografiske fordelingen av skade ved kroniske utslipp. Risikoen for utslipp er ikke lagt inn i analysen. Det er kombinasjonen av risiko for utslipp og forventet/potensiell skade som er grunnlaget for de beslutninger konsekvensanalysen skal munne ut i.

Resultatene av konsekvensanalysen for hver gruppe og sesong er sammenfattet i **tabell 6**, mens resultatene av en analyse på artsnivå er gitt i **vedlegg 7**. En oversikt over sannsynlighetsfordelingen av konsekvens, dvs. hvor stor sannsynligheten er for at et utslipp skal havne i hver av de fire konsekvenskategoriene, er gitt i **tabell 7**. Det er viktig å være klar over at konsekvensindeksene ikke gir et absolutt mål for skadeomfanget, men kun er relative verdier som benyttes for å kunne vurdere de forventede konsekvensene av et oljeutslipp.

### 5.2.1 Sjøfugl i hekkesesongen

#### Pelagiske alkefugler

Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler på hekkeplass ble beregnet å være 0,49. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (**figur 21**) viser at et oljesøl særlig utgjør en risiko for hekkebestandene på Røst, Værøy og Fuglenykan. Enkelscenarier som illustrerer det forventede skadeomfanget i hhv. 25 % og 90 % av utslippssituasjonene er vist i **vedlegg 8 og 9**. Som man kan se av disse kartene, vil et oljesøl få betydelige konsekvenser for hekkebestandene på Røst/Værøy og i Vesterålen i minimum 25 %, og på Røst/Værøy i mer enn 90 % av utslippssituasjonene.

Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen ble beregnet å være 0,54. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (**figur 22**) viser at et oljeutslipp i hekkesesongen særlig utgjør en risiko for bestandene i havområdene utenfor Røst. Dette er viktige beiteområder for hekkefuglene på Røst, og et utslipp vil derfor først og fremst ramme lokale hekkefugler. Enkeltscenarier som illustrerer det minste forventede skadeomfanget i hhv. 25 % og 50 % av utslippssituasjonene er vist i **vedlegg 10 og 11**.

**Tabell 6.** SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglkategoriene innenfor influensområdet. Indeksen er konvertert til en firedeelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (◊), små konsekvenser (♣), middels store konsekvenser (♣♣) eller store konsekvenser (♣♣♣). - Consequence index values for the different categories of seabirds within the area at risk. The values are converted to a quadruplicate consequence scale, no or insignificant consequences (◊), small consequences (♣), medium high consequences (♣♣) and very significant consequences (♣♣♣).

Kategori Category	Hekkesesong Breeding season	Hekkesesong Breeding season	Mytesesong Moulting season	Vintersesong Winter season
	Hekkeplass Breeding sites	Åpent hav Open sea		
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	♣♣♣ (0,49)	♣♣♣ (0,54)	♣♣♣ (0,52)	♣♣♣ (0,42)
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface feeding seabirds	♣♣♣ (0,35)	♣♣ (0,29)	-	♣♣♣ (0,39)
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	♣♣♣ (0,35)	-	♣♣♣ (0,34)	♣♣ (0,31)
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface feeding seabirds	◊ (0,03)	-	-	♣ (0,12)

#### **Pelagisk overflatebeitende sjøfugl**

Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass ble beregnet å være 0,35. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (**figur 23**) viser at et oljeutslipp særlig utgjør en risiko for hekkebestandene på Røst, Værøy, Hovsflesa og Bleiksøy.

Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen ble beregnet å være 0,29. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette middels store konsekvenser. Konsekvenskartet (**figur 24**) viser den statistiske sannsynlighetsfordelingen av skade.

#### **Kystbundne dykkende sjøfugl**

Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl i hekkesesongen ble beregnet å være 0,35. Konvertert til konsekvenskategorier antyder dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (**figur 25**) viser at et oljeutslipp særlig utgjør en risiko for kystbundne dykkende sjøfugl langs Helgelandskysten fra Brønnøysund til Lurøy og på Værøy og Røst.

#### **Kystbundne overflatebeitende sjøfugl**

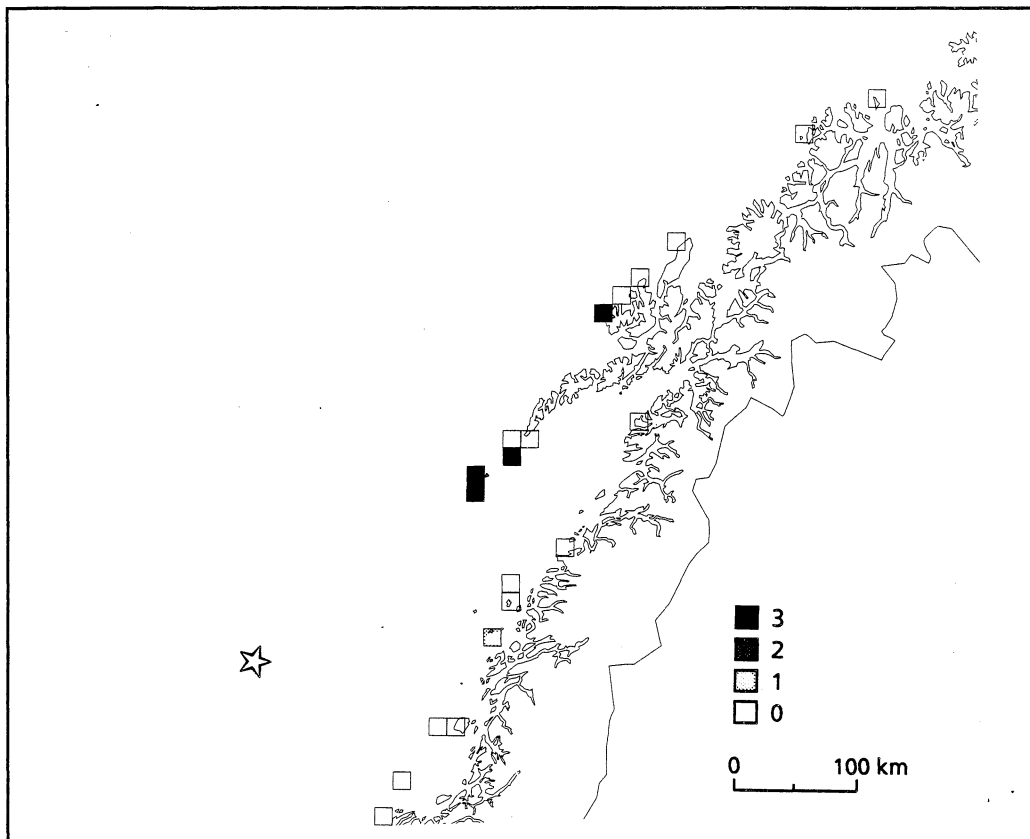
Konsekvensindeksen for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i hekkesesongen ble beregnet å være 0,03. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette ingen eller helt ubetydelige konsekvenser. Konsekvenskartet (**figur 26**) viser at den statistiske sannsynligheten for skade er liten innenfor hele influensområdet.



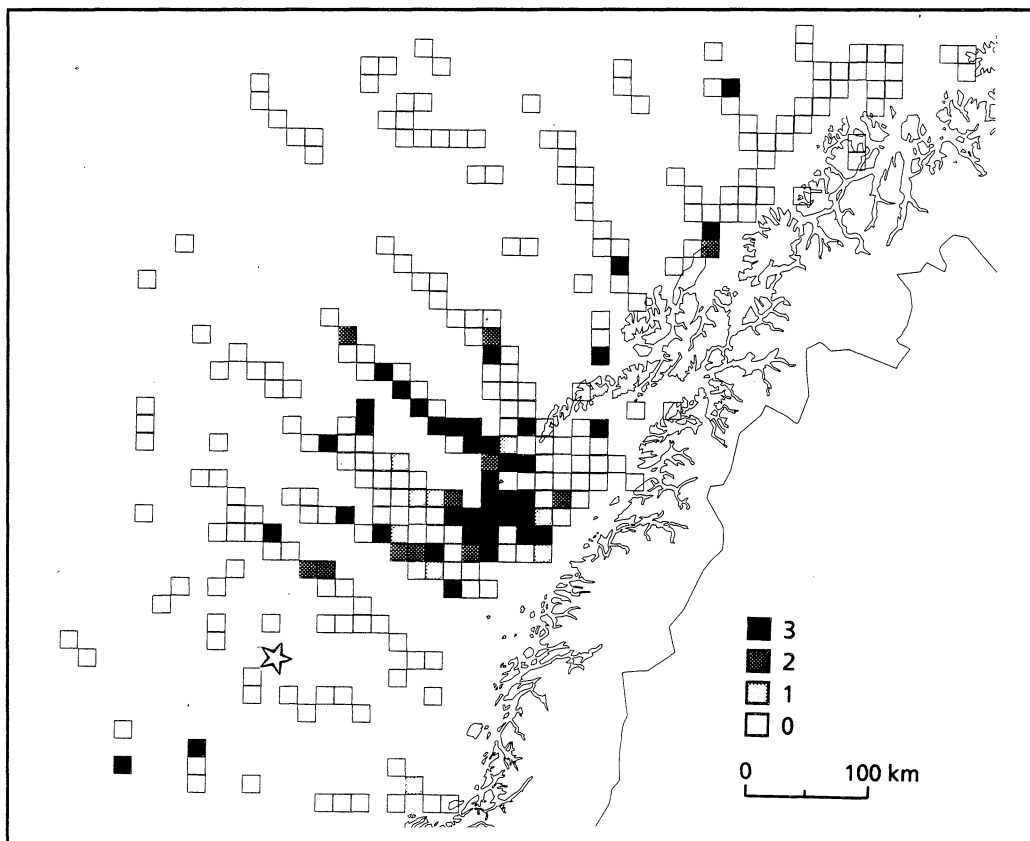
**Tabell 7. Estimerte sannsynligheter for skadeomfang (kategorisert) på sjøfugl ved et oljeutslipp på 250 tonn/time i 75 dager fra Norne. Grenseverdier for konsekvenskategorier er gitt i tabell 5. - Estimated probabilities for the extent of damage (categorized) on seabirds by an oil spill of 250 tonnes/hour for 75 days from Norne. Definitions of the consequence categories are given in Table 5.**

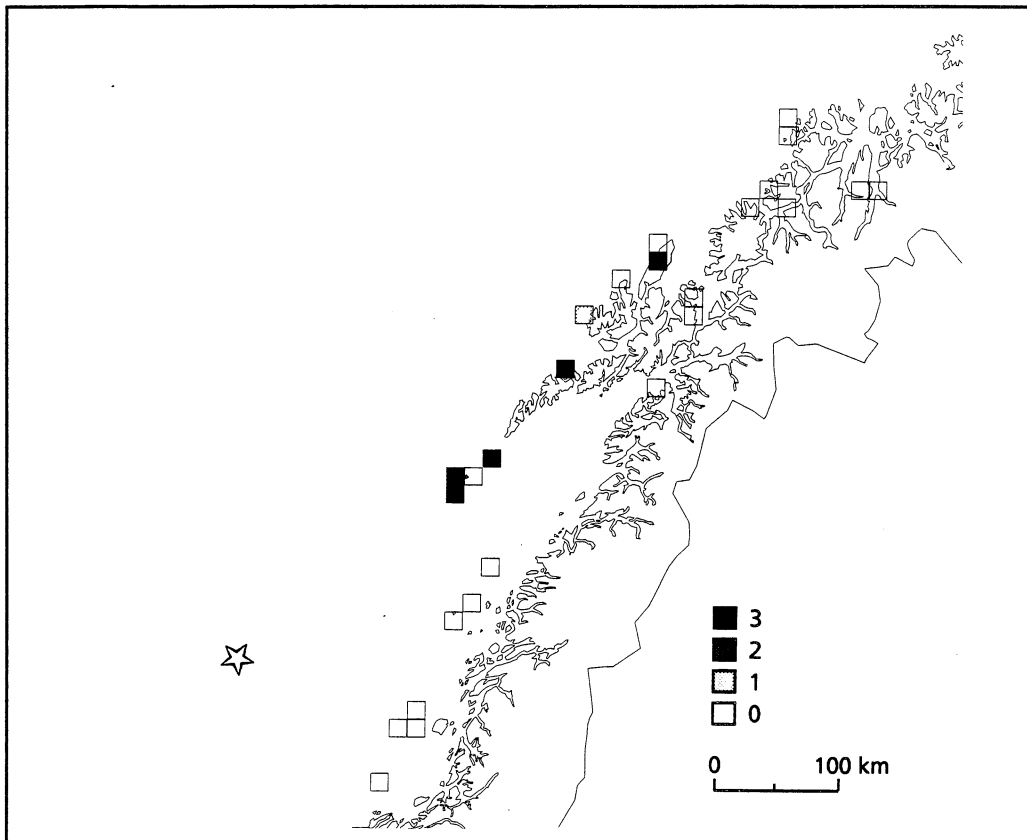
Sesong Season	Kategori Category	Konsekvenskategorier Consequence categories			
		0	1	2	3
Hekkesesongen Breeding season	Pelagiske alkefugler (hekkeplass) Pelagic auks (breeding sites)	4 %	1 %	0 %	95 %
	Pelagiske alkefugler (åpent hav) Pelagic auks (open sea)	3 %	1 %	1 %	95 %
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (hekkeplass) Pelagic surface-feeding seabirds (breeding sites)	3 %	3 %	45 %	49 %
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (åpent hav) Pelagic surface-feeding seabirds (open sea)	14 %	8 %	40 %	38 %
	Kystbundne dykkende sjøfugl Coastal diving seabirds	16 %	8 %	13 %	63 %
	Kystbundne overflatebeitende sjøfugl Coastal diving seabirds	98 %	2 %	0 %	0 %
Mytesesongen Moult season	Pelagiske alkefugler Pelagic auks	0 %	0 %	10 %	90 %
	Kystbundne dykkende sjøfugl Coastal diving seabirds	15 %	11 %	21 %	53 %
Vintersesongen Winter season	Pelagiske alkefugler Pelagic auks	0 %	10 %	12 %	78 %
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl Pelagic surface-feeding seabirds	1 %	3 %	22 %	74 %
	Kystbundne dykkende sjøfugl Coastal diving seabirds	20 %	9 %	27 %	44 %
	Kystbundne overflatebeitende sjøfugl Coastal surface-feeding seabirds	85 %	12 %	3 %	0 %

**Figur 21.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler på hekkeplass i hekkesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic auks at the breeding sites in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.

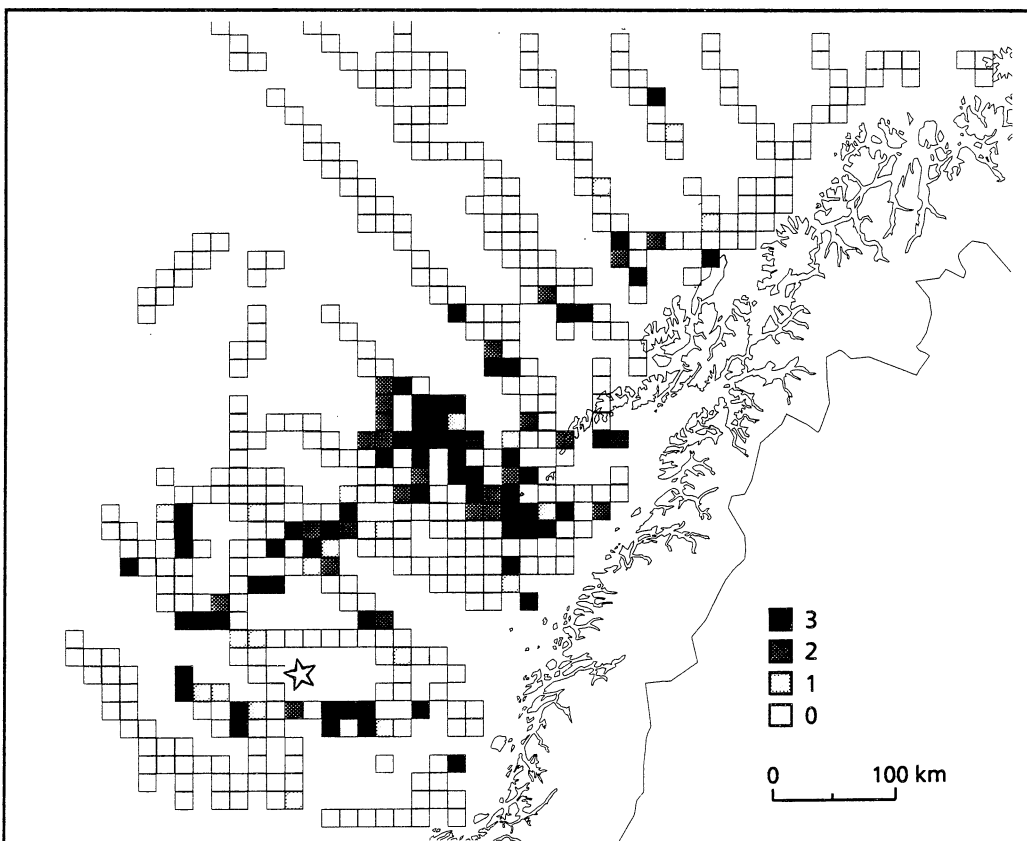


**Figur 22.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic auks in open sea in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



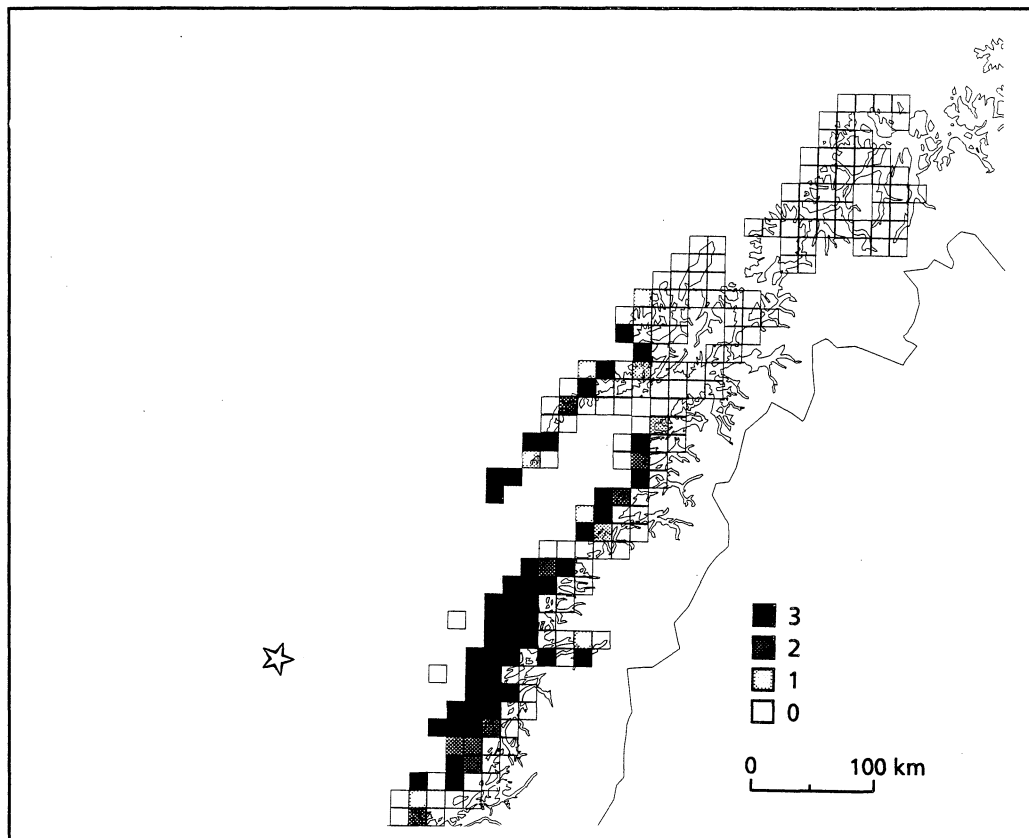


**Figur 23.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass i hekkesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic surface-feeding seabirds at the breeding sites in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.

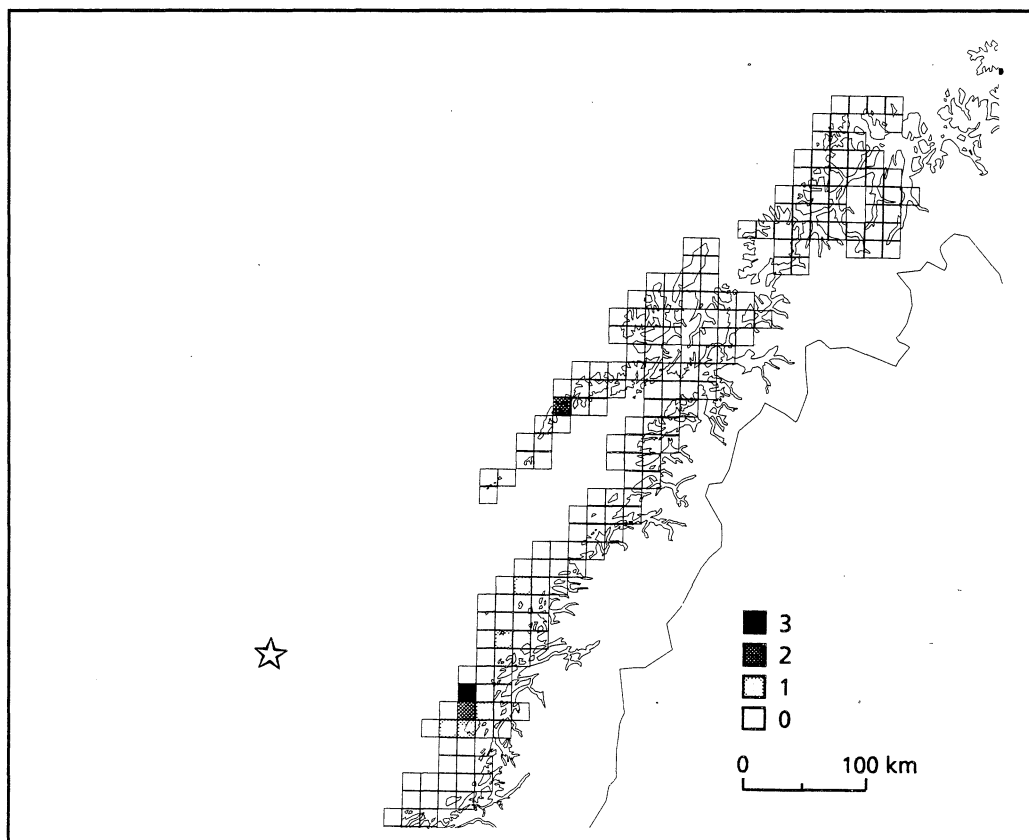


**Figur 24.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic surface-feeding seabirds in open sea in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.

**Figur 25.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i hekkesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on coastal diving seabirds in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



**Figur 26.** Konsekvenskart for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i hekkesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on coastal surface-feeding seabirds in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



## 5.2.2 Sjøfugl i mytesesongen

### Pelagiske alkefugler

Konsekvensindeksen for mytende pelagiske alkefugler (lomvi og alke) ble beregnet å være 0,52. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 27) viser at et oljesøl i myteperioden særlig utgjør en risiko for pelagiske alkefugler i havområdene utenfor Røst og Lofoten.

### Kystbundne dykkende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl (ærfugl og siland) ble beregnet å være 0,34. Konvertert til konsekvenskategorier antyder dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 28) viser at et oljesøl i myteperioden særlig utgjør en risiko for kystbundne dykkende sjøfugl langs Helgelandskysten fra Brønnøysund til Bodø og i Røst-Lofoten området.

## 5.2.3 Sjøfugl i vintersesongen

### Pelagiske alkefugler

Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler i vintersesongen ble beregnet å være 0,42. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store

konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 29) viser at et oljeutslipp om vinteren spesielt kan ramme pelagiske alkefugler i havområdene utenfor Røst og Lofoten

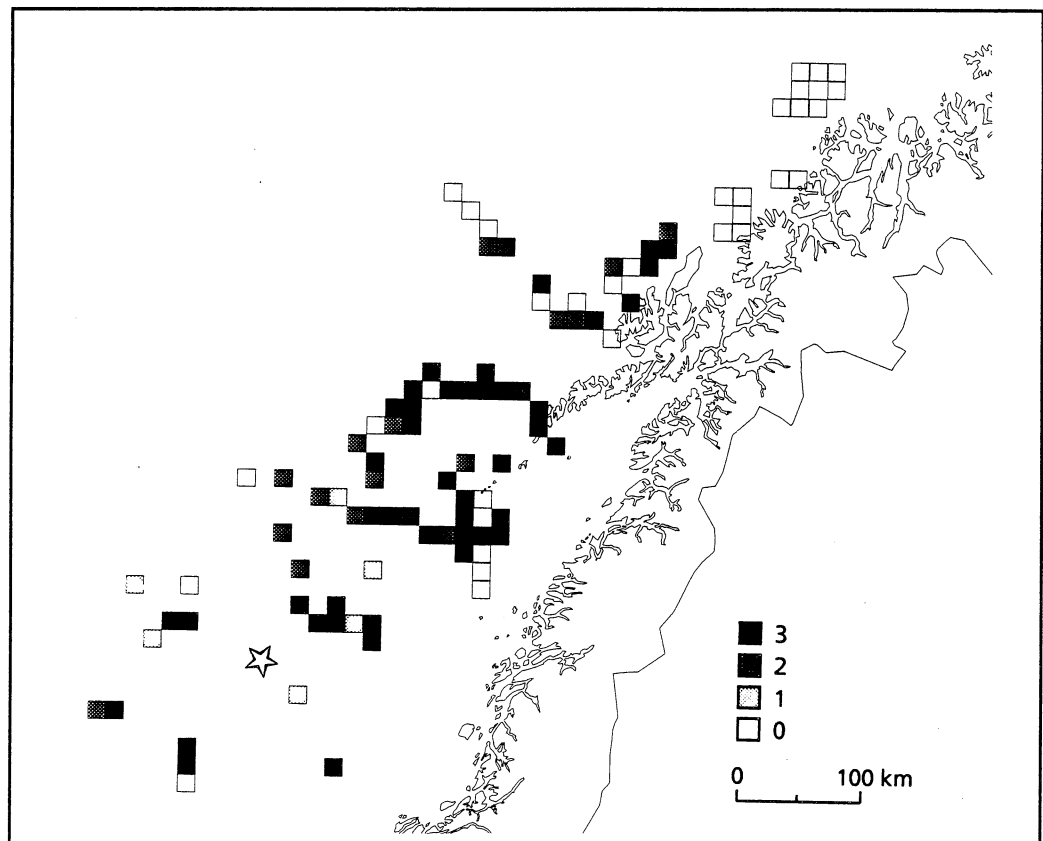
### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen ble beregnet å være 0,39. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 30) viser at et oljesøl i vinterperioden spesielt kan ramme pelagisk overflatebeitende sjøfugl i havområdene utenfor Røst og Lofoten.

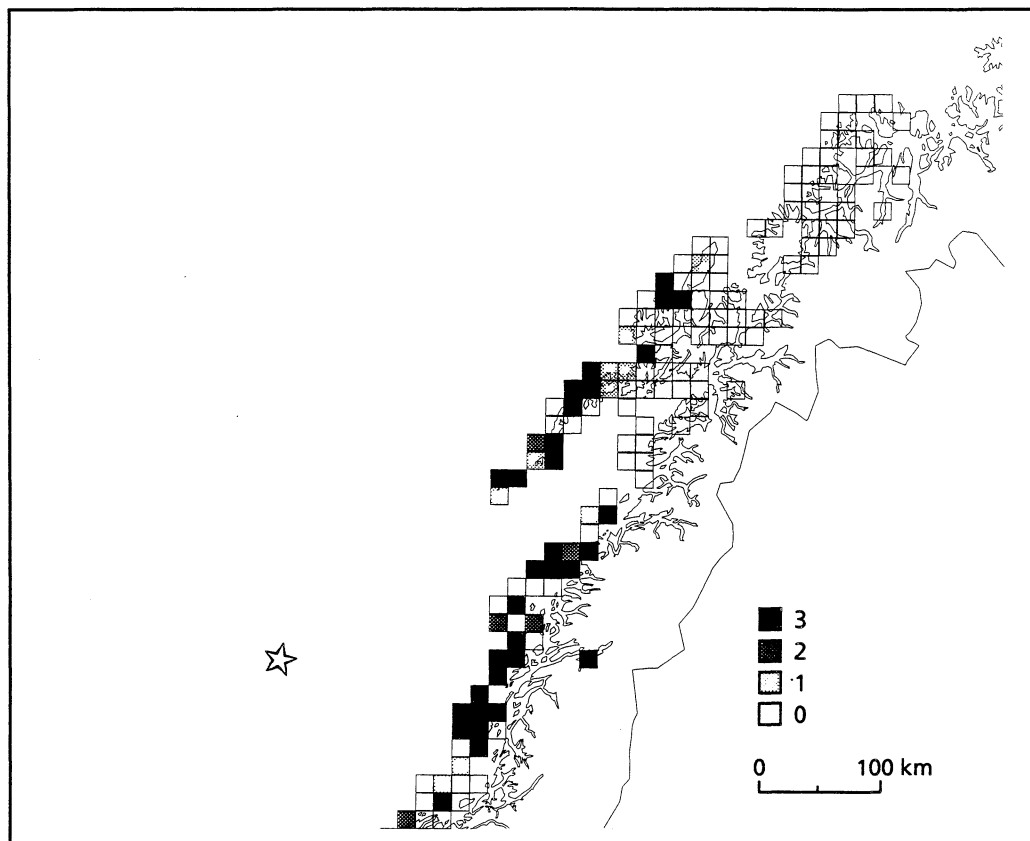
### Kystbundne dykkende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen ble beregnet å være 0,31. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette middels store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 31) viser at et oljeutslipp i vinterperioden særlig utgjør en trussel for bestandene av kystbundne dykkende sjøfugl langs Helgelandskysten fra Brønnøysund til Lurøy og i Røst-Lofoten området. Enkeltscenarier som illustrerer det minste forventede skadeomfanget i hhv. 25 % og 50 % av utslippssituasjonene er vist i vedlegg 12 og 13.

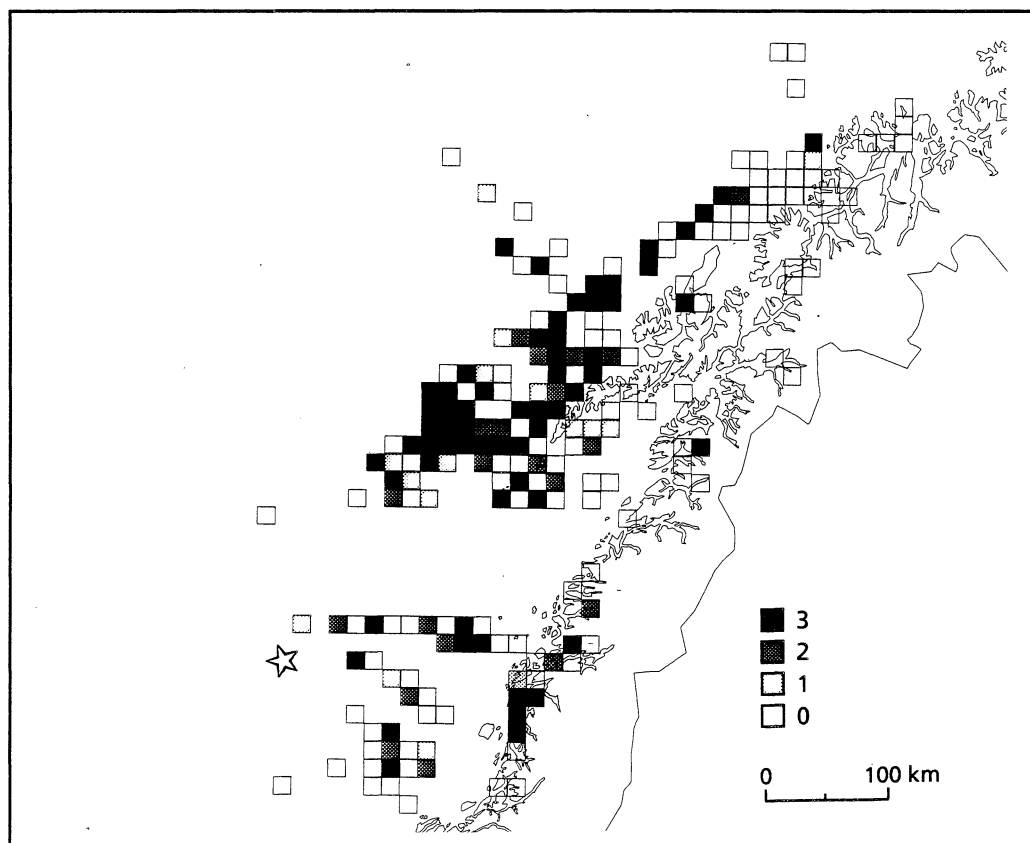
**Figur 27.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i mytesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic auks in the moulting season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



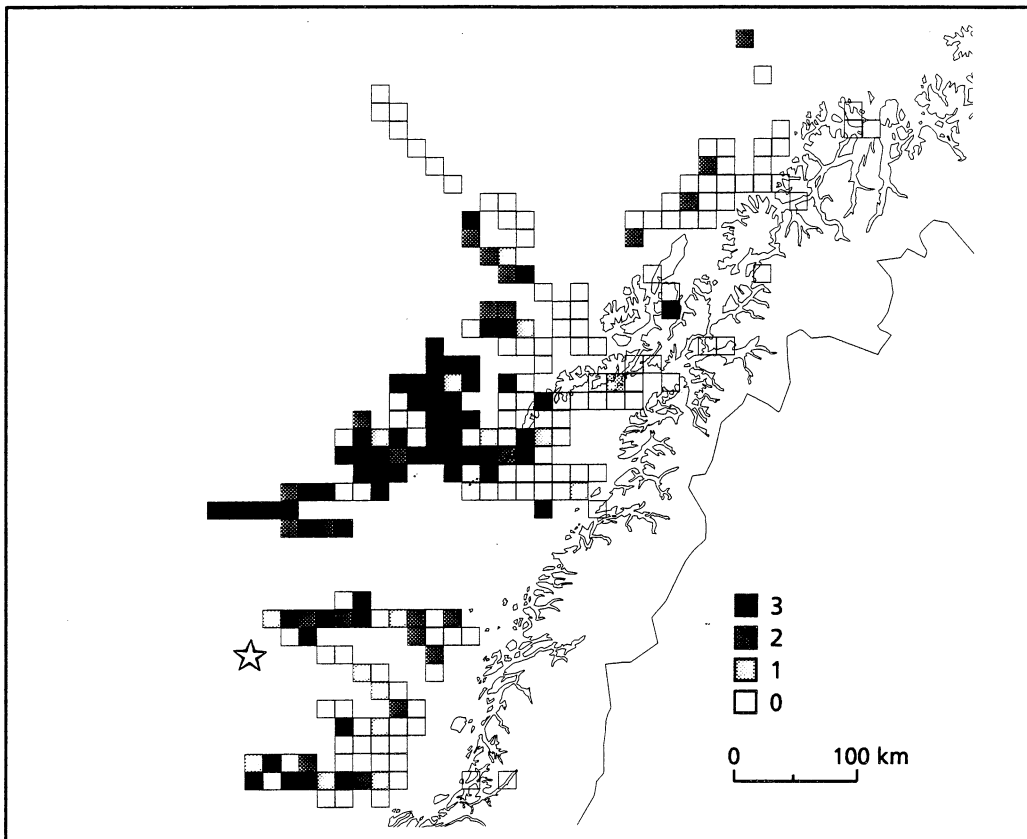
**Figur 28.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i mytesesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on coastal diving seabirds in the moulting season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



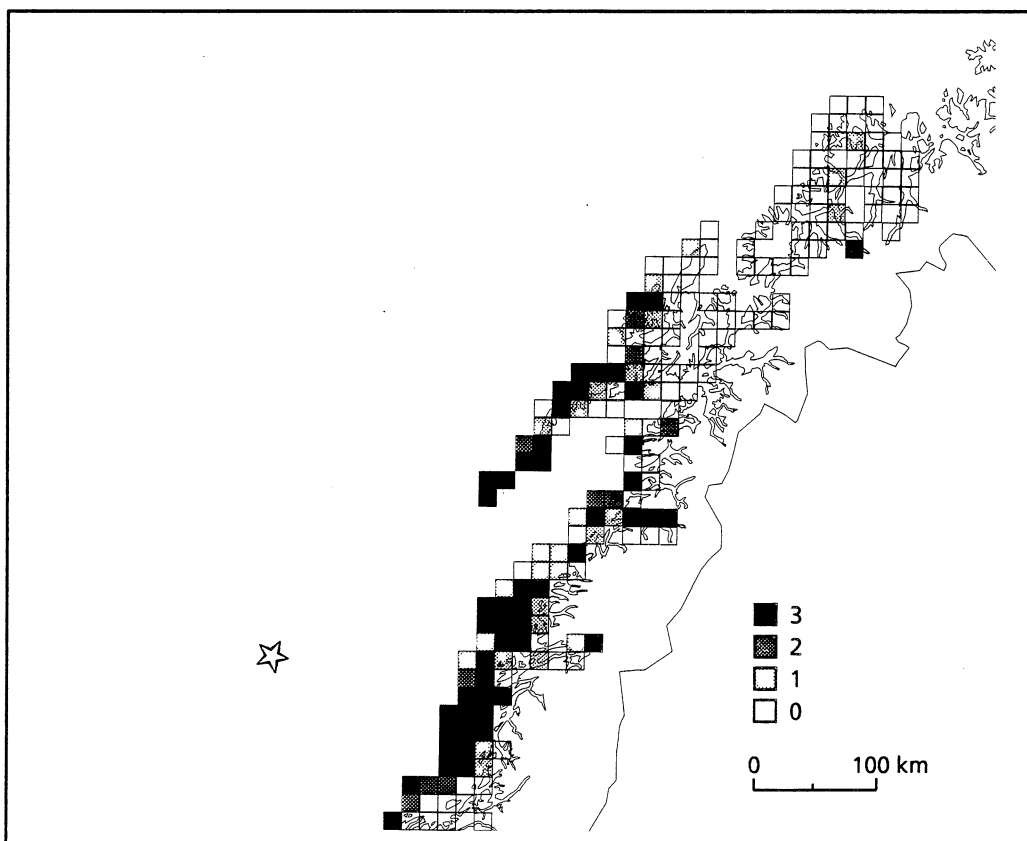
**Figur 29.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i vintersesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic auks in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.







**Figur 30.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on pelagic-surface feeding seabirds in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



**Figur 31.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on coastal diving seabirds in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.

### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen ble beregnet å være 0,12. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette små skader. Den statistiske fordelingen av skade er vist i figur 32.

## 5.2.4 Sammenligning med AKUP-analysen for Midt-norsk sokkel

Betingelsene som ble lagt til grunn for den foreliggende analysen var et oljeutslipp på 250 m<sup>3</sup>/time i 75 døgn. Dette er et uvanlig stort utslipp (totalt 450 000 m<sup>3</sup>), m.a.o. et "worst case". For å illustrere effektene av ulike utslippsbetingelser ble konsekvensindeksene for Norne (66°02'05,1''N, 08°05'03,4''Ø) sammenlignet med tilsvarende indekser for analyseområde 3 Midt-norsk sokkel (66°07'30''N, 08°00'Ø), hvor utslippsbetingelsene var 100 m<sup>3</sup>/time i 10 døgn (Strann et al. 1993, Thomassen et al. 1993). Disse utslippspunktene ligger svært nær hverandre, og følgetiden og oljens forventede egenskaper er den samme. Konsekvensindeksene som er beregnet for analyseområde 3 bør derfor være rimelig representative for Norne med tilsvarende utslippsbetingelser. De beregnede konsekvensindeksene for Norne er generelt 1,5-3 ganger

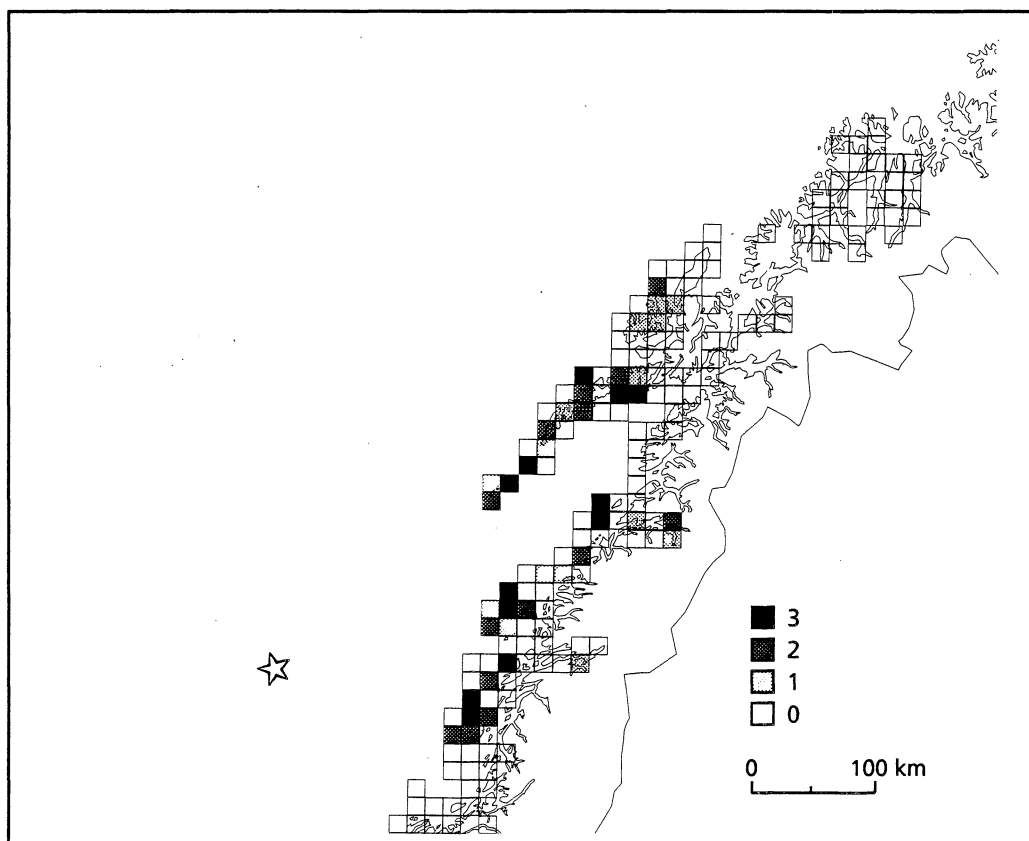
større enn de tilsvarende indeksene beregnet for analyseområde 3, Midt-norsk sokkel (tabell 8). Dette betyr at flere sjøfugler havner i høyeste konsekvenskategori enn hva tilfellet hadde vært med de utslippsbetingelsene som ble gitt for den refererte AKUP-utredningen. Spesielt bør man merke seg den store forskjellen i indeksverdiene for gruppen kystbundne dykkende sjøfugl. Sammenligning av enkeltscenarier viser at dette skyldes en langt større sannsynlighet for å ramme viktige ressurser langs Helgelandskysten med de utslippsbetingelser som ble gitt for Norne. En vurdering av realismen for disse svært ulike betingelsene ligger utenfor rammene for denne analysen, og må utføres av en annen part.

## 5.3 Direkte konsekvenser av oljesøl for sjøpattedyr

### 5.3.1 Sel

I konsekvensanalysene for Nornefeltet er det antatt en utslippstid på 75 døgn og en følgetid for oljen på 30 dager. Dette gir en total eksponeringstid for olje på ca. 3,5 måned. Dersom en antar at kasteperioden til havert og steinkobbe varer ca. 2 måneder kan en beregne sannsynligheten for at et oljeutslipp skal

**Figur 32.** Konsekvenskart for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on coastal surface-feeding seabirds in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



**Tabell 8.** SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglkategoriene ved et oljeutslipp fra to nærliggende utslippspunkt (A) Norge og (B) analyseområde 3, Midt-norsk sokkel, hvor utslippsbetingelsene er hhv. 250 tonn/time i 75 dager og 100 tonn/time i 10 dager (Thomassen et al 1993). - Consequence index values for the various seabird categories by an oil spill from two adjacent spill positions (A) Norge and (B) analysis area 3 on the shelf outside Central-Norway, where the spill conditions are 250 tonnes/hour for 75 days and 100 tonnes/hour for 10 days (Thomassen et al. 1993), respectively.

Kategori Category	Hekkesesongen Breeding season		Hekkesesongen Breeding season		Mytesesongen Moulting season		Vintersesongen Winter season	
	Hekkeplass Breeding sites		Åpent hav Open sea					
	A	B	A	B	A	B	A	B
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	0,49	0,34	0,54	0,37	0,52	0,29	0,42	0,27
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface- feeding seabirds	0,35	0,23	0,29	0,12	-	-	0,39	0,21
Kystbundene dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	0,35	0,12	-	-	0,34	0,14	0,31	0,12
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface- feeding seabirds	0,03	0,01	-	-	-	-	0,12	0,05

kunne ramme kasteperioden til enten havert eller steinkobbe. Treffsannsynligheten er her funnet ved å beregne den prosentvise andelen av utslippstidspunkt som kan ramme kasteperioden til en av artene. Det er her benyttet utslippstidspunkt pr. måned, begynnelsen og midten av måneden. Kasteperioden er antatt å vare fra begynnelsen av september til midten av oktober for havert, og fra begynnelsen av juni til midten av juli for steinkobbe. Dette gir en treffsannsynlighet på 67 %, der alle utslipp fra begynnelsen av mars til midten av oktober vil kunne treffe kasteperioden til minst en av artene. Oljeutslipp fra begynnelsen av juni til midten av juli vil kunne ramme kasteperioden til begge artene.

Sannsynligheten for at et oljeutslipp skal kunne ramme hårfellingsperioden til enten havert eller steinkobbe kan beregnes på tilsvarende måte. Det er her antatt at hårfellingsperioden til havert og steinkobbe varer ca. 1 måned. Hårfellingsperioden er antatt å vare fra midten av februar til begynnelsen av mars for havert, mens den for steinkobbe er antatt å skje i begynnelsen og midten av august. Sannsynligheten for å kunne ramme hårfellingsperiodene til minst en av artene blir da 67 %. Ut-

slipp fra midten av november til begynnelsen av mars vil kunne ramme hårfellingsperioden til havert, mens utslipp fra begynnelsen av mai til midten av august vil kunne ramme steinkobbe. Sannsynligheten for å kunne ramme enten kaste- eller hårfellingsperioden for enten havert eller steinkobbe blir 96 %, og bare utslipp i begynnelsen av november vil ikke kunne ramme kaste- eller hårfellingsperioden til en av artene.

Konsekvensvurderinger etter SIMPACT-modellen er gjort både for havert og steinkobbe for vinter- (november-april) og sommerhalvåret (mai-oktober). Røv (1993) satte grenseverdiene for konsekvenskategoriene slik at analysekartene skulle gi et mest mulig nyansert bilde. For Nornefeltet er grenseverdiene satt slik at konsekvensintervallet er delt i fire like områder (tabell 9). Store konsekvenser behøver dermed ikke bety omfattende skade på sel. Analyseområde 3 på Midt-norsk sokkel i Røv's konsekvensanalyse ligger svært nær Nornefeltet. Utslippsbetingelsene for disse områdene er svært forskjellige, og forskjeller i konsekvensverdiene for Nornefeltet og analyseområde 3 vil kunne gjenspeile forskjeller i utslippssituasjonene. Utslippsbetingelsene som ble lagt til grunn for Norne-

feltet var et oljeutslipp på 250 m<sup>3</sup>/time i 75 døgn, mens de tilsvarende betingelsene for analyseområde 3 var 100 m<sup>3</sup>/time i 10 døgn. Røv oppgir ikke de beregnede konsekvensverdier, slik at disse er beregnet på ny (tabell 10).

**Tabell 9.** Grenseverdier for konsekvenskategoriene for kystsel. - Definitions of the consequence categories for coastal seals.

Konsekvensindeks intervall	Konsekvenser	Kategori
Consequence index interval	Consequences	Category
<0,08	Ingen-ubetydelig No-insignificant	0
0,08 - <0,16	Små Small	1
0,16 - <0,24	Middels store Medium high	2
>0,24	Store Very significant	3

**Tabell 10.** SIMPACT konsekvensindekser sommer (S) og vinter (V) for havert og steinkobbe ved et oljeutslipp fra to nærliggende utslippspunkt, Norge og analyseområde 3, Midtnorsk sokkel, hvor utslippsbetingelsene er hhv. 250 tonn/time i 75 dager og 100 tonn/time i 10 dager (Thomassen et al. 1993). - Consequence index values in summer (S) and winter (V) for grey and common seals by an oil spill from two adjacent positions, Norge and analysis area 3 on the shelf outside Central-Norway, where the spill conditions are 250 tonnes/hour for 75 days and 100 tonnes/hour for 10 days (Thomassen et al. 1993), respectively.

Art Species	Norge Norge		Analyseområde 3 Analysis area 3	
	S	V	S	V
Havert Grey seal	0,194	0,136	0,050	0,047
Steinkobbe Common seal	0,117	0,097	0,043	0,040

### Havert

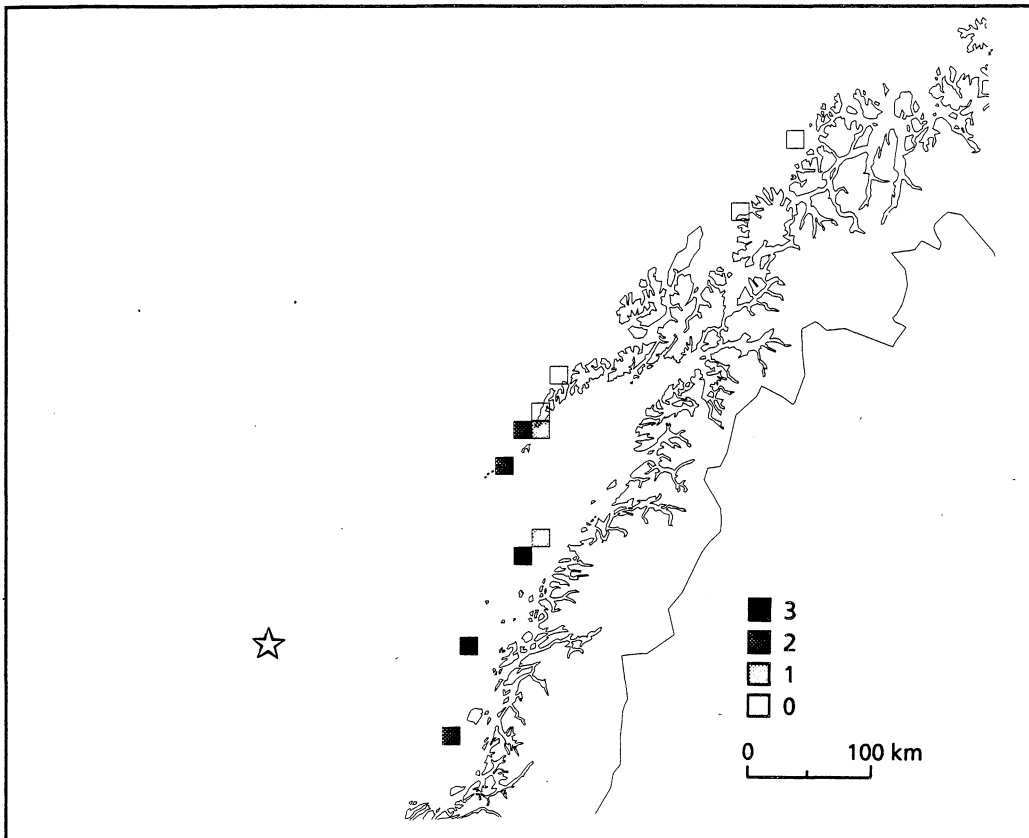
Konsekvensindeksen for havert ble beregnet til å være større om sommeren enn om vinteren (tabell 10). Konsekvensene for sommeren tilsvarer middels store konsekvenser ifølge de fastsatte grenseverdiene, mens konsekvensene for vinteren tilsvarer små konsekvenser. Større konsekvenser i sommerhalvåret skyldes at kasteperioden finner sted på denne tiden. Konsekvensindeksene ved 75 døgn utslipp var 3-4 ganger større enn for analyseområde 3 (Røv 1993) ved et 10 dagers utslipp (tabell 10), hvilket indikerer at skadeomfanget vil øke med økende utslippstid. Både om sommeren og vinteren er sannsynligheten for skade størst i områdene fra Lofotodden og sørover (figur 33 og 34). I 25 % av utslippssituasjonene vil skadeomfanget bli like stort eller større enn det vist i vedlegg 14.

### Steinkobbe

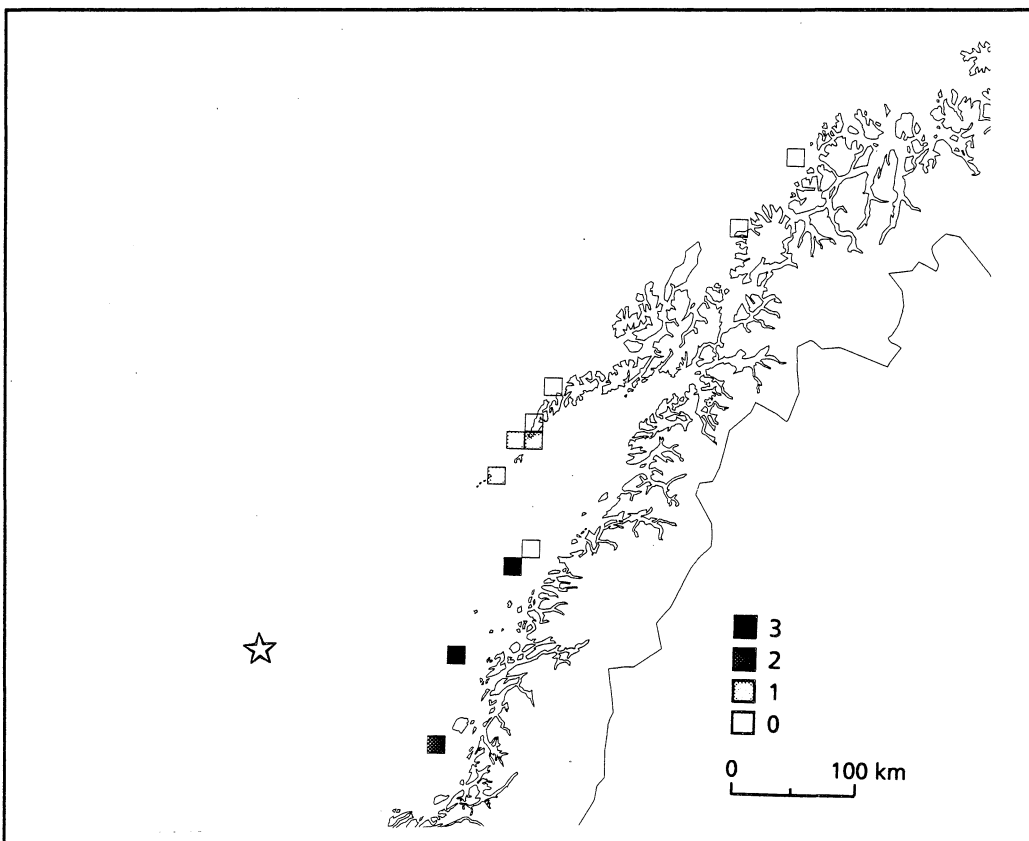
Konsekvensindeksen ble beregnet til å være noe mindre for steinkobbe enn for havert (tabell 10). Indeksen er noe større for sommeren enn for vinteren, og begge tilsvarer små konsekvenser i følge de fastsatte grenseverdiene. Konsekvensindeksene ved 75 døgn utslipp var ca. 2,5 ganger større enn for analyseområde 3 i (Røv 1993) ved et 10 dagers utslipp (tabell 10), hvilket indikerer at skadeomfanget vil øke med økende utslippstid. Både for sommer og vinter er sannsynligheten for skade størst fra Vesterålen til Fugløyvær ved Bodø (figur 35 og 36). I 25 % av utslippssituasjonene vil skadeomfanget bli like stort eller større enn det vist i vedlegg 15.

## 5.3.2 Oter

Eurasatiske otere regnes individuelt sett å være svært sårbare for oljesøl i gruntvannsområder og langs strender (Baker et al. 1981, Heggberget & Moseid 1989, 1992). På grunn av oterens levevis er sjansen for å få tilsølt pelsen stor. Dette vil redusere isolasjonsevnen (Griffiths et al. 1987). Otere bruker også mye tid på å pleie pelsen (Nolet & Kruuk 1989) og kan dermed svelge olje. Etter et oljesøl på Shetland ble det funnet en del døde otere med olje og oljeskader i fordøyelsessystemet, som også kunne skyldes at otrene hadde spist oljeskadde sjøfugler (Baker et al. 1981). De fleste otrene døde i løpet av en måned etter uhellet.

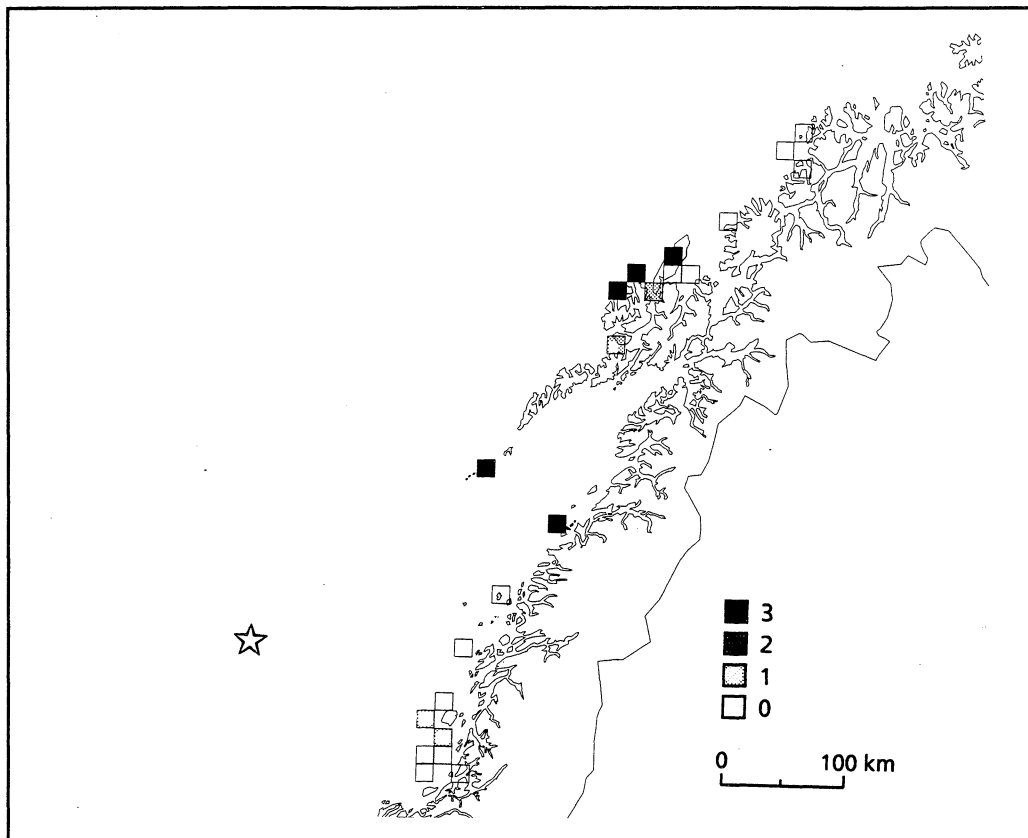


**Figur 33.** Konsekvenskart for havert om sommeren. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on grey seals during the summer, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.

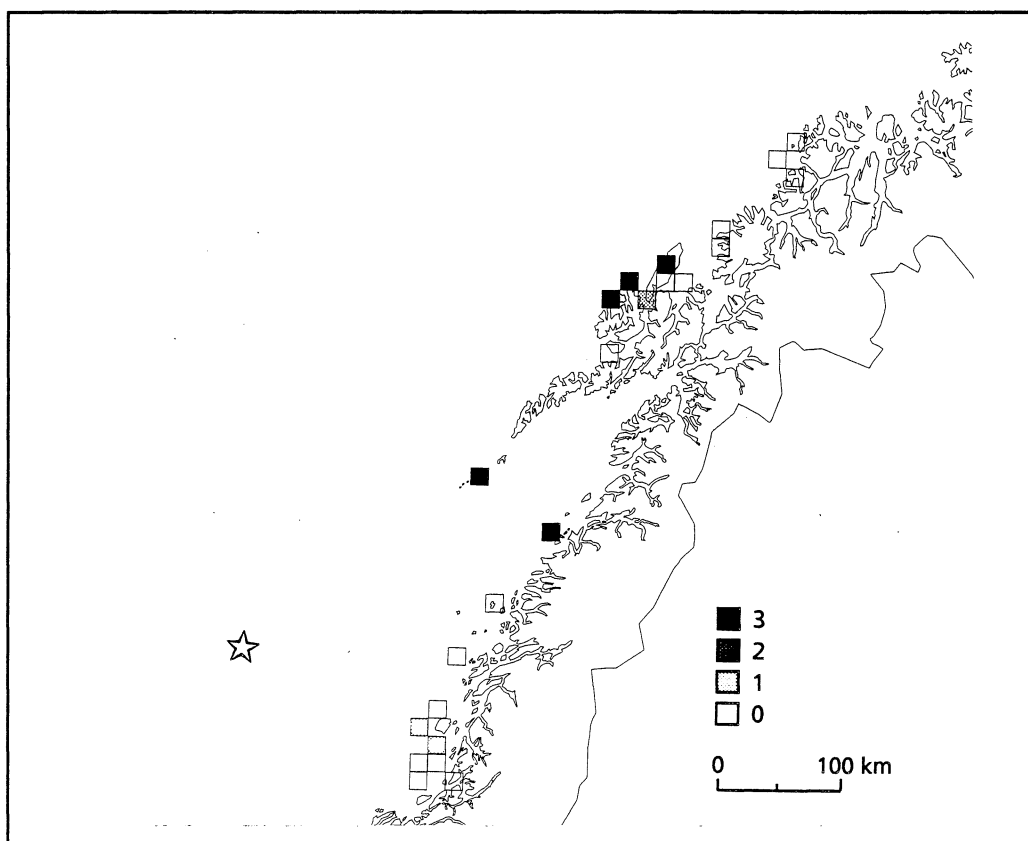


**Figur 34.** Konsekvenskart for havert om vinteren. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on grey seals during the winter, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.

**Figur 35.** Konsekvenskart for steinkobbe om sommeren. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on common seals during the summer, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



**Figur 36.** Konsekvenskart for steinkobbe om vinteren. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved et oljeutslipp. Utslippspunktet er angitt med en stjerne. - Map showing the effects of an oil spill on common seals during the winter, illustrated by the statistical distribution of impacts. The spill position is indicated by a star.



Sjøtemperaturen er lavest på sen vinteren og tidlig på våren (Sætre 1973). Da er også nærings situasjonen mest problematisk og kroppskondisjonen hos voksne otere dårligst (Heggberget 1993). Reduksjon av pelsisolasjonen gjennom oljetilgrising antas derfor å være mest kritisk på denne årstida for voksne otere.

Langtidseffekter av oljesøl vet vi lite om når det gjelder eurasiatiske otere, men etter Exxon Valdezhellet i Alaska ble det funnet forandringer i blodparametre hos den økologisk sammenliknbare nordamerikanske elveoteren *L. canadensis* året etter uhellet (Bowyer et al. 1993). Atferden hos denne arten var også forandret, men få individer ble funnet døde. Både vår *Lutra*-art og den nordamerikanske arten har et bortgjemt levevis som gjør det vanskelig å finne selvdøde dyr. Det er uklart om oljeutslippet fra Exxon Valdez førte til bestandsnedgang.

På kyststrekninger med sammenhengende oterbestand vil begrensede oljesøl neppe redusere oterbestanden på lengre sikt. Dersom bestanden reduseres lokalt, vil det trolig skje en innvandring fra omkringliggende områder. Skadevirkningene vil stå i nært forhold til et oljesøls geografiske utbredelse langs kysten fordi oterens sosiale organisasjon medfører en relativ jevn fordeling av dyr. Der bestanden er usammenhengende, kan også et begrenset oljesøl få negativ effekt, dersom lokale bestander med liten mulighet for utveksling med nabobestander svekkes eller forsvinner. Innenfor influensområdet kan dette dreie seg om bestander på relativt isolerte øyer.

## 5.4 Indirekte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl

I dette kapitlet skisseres noen av de indirekte konsekvensene et oljesøl kan ha for sjøfuglene i influensområdet. Eksempler er forringelse av habitatet, sosiale endringer dersom en spesiell aldersgruppe eller det ene kjønn blir særlig rammet, og forstyrrelser som følge av opprenskningsaksjoner eller andre aktiviteter. Det er ikke foretatt inngående undersøkelser av slike forhold, og det er derfor umulig å foreta en kvantitativ vurdering av de spesifikke effektene betydning. Det er imidlertid viktig å være klar over muligheten for at flere effekter som virker samtidig vil kunne forsterke skadeomfanget. Under skisseres kort mulige indirekte konsekvenser et oljesøl kan få for sjøfugl. For en grundigere redegjørelse vises det til Anker-

Nilssen et al. (1988a), Lorentsen et al. (1993) og Strann et al. (1993).

### 5.4.1 Forurensning av hekkeområdene

Forurensning enten ved at selve hekketassen eller viktige nærområder blir tilgriset av olje kan resultere i at området blir utilgjengelige eller ubrukelige for sjøfugl. Nærområdene omfatter blant annet hvileplasser, næringsområder og atkomstveier til reirplassene.

Mange arter benytter fjæresonen når de beveger seg til og fra reirene. Akkumulering av olje i fjæresonen kan derfor ramme en rekke arter. Særlig utsatt er andefugler og teist som i eggleggingsperioden beveger seg mellom sjøen og reiret mange ganger i døgnet. Tilgrising av fjæresonen kan også ramme arter som normalt ikke er ansett å være spesielt sårbare for oljesøl. Etter oljeutslippet fra Arisan utenfor Runde i 1992 ble det bl.a. registrert omfattende svikt i reproduksjonen hos tjeld (A.O. Folkestad & K. Mork pers. medd.). Årsakene til dette kan være flere, bl.a. oljetilgrising av hekketassen som smittet over på egg og unger.

### 5.4.2 Forstyrrelser i hekkeområdene

En opprenskningsaksjon etter et større oljeutslipp kan ta uker eller måneder. Forstyrrelser som følge av slike aksjoner kan ha negativ effekt på fuglenes reproduksjon. Toleransen overfor forstyrrelser i hekketiden varierer sterkt fra art til art, men få arter tåler unormale forstyrrelser over lengre tid. Effektene på reproduksjonen vil avhenge både av typen forstyrrelse, tidspunkt i hekkesesongen og forstyrrelsens varighet.

Ved opprenskningsaksjoner vil de artene som hekker nærmest strandsonen være mest utsatt. Dette gjelder særlig skarver, ender, vadere, måker, terner og teist. Etter oljeutslippet fra Exxon Valdez ble det registrert svikt i reproduksjonen til hvithodehavørn *Haliaeetus leucocephalus*, en økoekvivalent til den europeiske havørnen *Haliaeetus albicilla*. Det er antatt at dette i stor grad skyldes forstyrrelser i hekkeområdene som følge av opprenskningsaksjoner (Bowman & Schempf 1993).



### 5.4.3 Forringelse av næringsgrunnlaget

Fuglenes næringsgrunnlag kan bli forringet ved at næringsorganismene dør som følge av olje og/eller dispergeringsmidler, eller at de opptar giftige hydrokarboner som deretter akkumuleres i fuglene og forårsaker fysiologiske skader eller adferdsendringer. Næringsområder kan også bli utilgjengelige for fuglene som følge av oljesøl på vannflaten eller på bunnen. Omfanget av slike konsekvenser avhenger av hva de ulike artene spiser og hvor de henter maten.

Særlig utsatt er de sjøfuglene som beiter på benthosorganismer i kystnære områder. I utredningsområdet gjelder dette særlig marine dykkender. Etter oljeutslippet fra Exxon Valdez ble det målt høye konsentrasjoner av hydrokarboner i bl.a. blåskjell *Mytilus* spp. (Rounds et al 1993, Babcock et al. 1993) som er et viktig byttedyr for ærfugl.

Åtseletere, som f.eks. måkefugler og rovfugler, kan bli forgiftet dersom de spiser oljeskadde byttedyr. Stor dødelighet blant åtseletere ble påvist etter oljeutslippet fra Exxon Valdez, hvor særlig bestanden av hvithodehavørn ble rammet. Det er antatt at hele 900 individer (11 % av bestanden i området) døde som følge av forgiftning og/eller tilgrising av fjærdrakten etter å ha spist oljetilsølte åtsler (Bowman & Schempf 1993).

### 5.4.4 Sosialt betingede effekter

En bestandsreduksjon kan forårsake endringer i de gjenlevende individenes sosiale adferd, som reduserer deres reproduksjon, overlevelse og bestandens restitusjonsevne. Særlig utsatt er kolonihekkende arter som alkefugler. For mange arter er det vist at en koordinert egglegging øker hekkesuksessen, og at den sosiale strukturen i koloniene er en forutsetning for denne koordineringen (Birkhead 1977, 1980, 1985, Harris & Wanless 1988, Schauer 1991). Reduseres antallet individer slik at denne strukturen endres, vil reproduksjonen kunne bli betydelig nedsatt eller i verste fall bryte fullstendig sammen.

Nærmere 300 000 lomvier omkom som følge av oljeutslippet fra Exxon Valdez i mars 1989 (Heinemann 1993). Omtrent halvparten av disse var voksne hekkfugler. Erfaringer fra denne ulykken kan belyse betydningen av sosialt betingede effekter. Årlige tellinger i perioden 1989-91 i de koloniene som ble direkte berørt av oljesølet, viste at antall individer sank med 40-60 % (Nysewander et al. 1993). Samtidig ble det registrert et fullstendig

sammenbrudd i hekkeadferden i disse koloniene. Lomvi hadde nesten total reproduksjonssvikt i 1989, og hekkesuksessen forble lav i 1990 og 1991 (mindre enn 10 unger pr. 100 voksne individer til stede i kolonien, mot normalt over 50). I samme tidsrom ble eggleggingstidspunktet forsinket med over en måned. Den lave hekkesuksessen, og forskyvningen i eggleggingstidspunktet, antas å skyldes et sosialt sammenbrudd i koloniene som følge av den reduserte tettheten og at en stor andel unge, uerfarne fugler fikk tilgang til koloniene (Nysewander et al. 1993).

### 5.4.5 Nedsatt reproduktivitet

Fugler som overlever en oljeskade kan få temporært nedsatt reproduktivitet. Dette kan skje enten ved at deres funksjonsdyktighet reduseres slik at hekking ikke er mulig, eller ved at olje fra fjærdrakten smitter over på egg og unger, og derved reduserer deres overlevelse (bl.a. Clark 1984). Reproduksjonen kan også bli temporært eller kronisk nedsatt dersom fuglene blir forgiftet av hydrokarboner. Dette kan skje enten ved at giftstoffer blir akkumulert i fuglenes næringsorganismer, eller ved at de får olje i seg ved pusing av fjærdrakten etter oljeskade. Nedsatt reproduksjon som følge av hydrokarbonforgiftning ble bl.a. påvist hos harlekinand *Histrionicus histrionicus* etter oljeutslippet fra Exxon Valdez (Patten 1993). Harlekinendene hadde nesten fullstendig svikt i reproduksjonen i de tre første årene etter utslippet. I samme periode ble det i fuglenes lever målt stadig økende konsentrasjoner av hydrokarboner. Opptaket av hydrokarboner skjedde antagelig via næringsorganismene, særlig blåskjell.

## 5.5 Indirekte konsekvenser av oljesøl for oter

Små oterunger oppholder seg i hiet inntil de er omkring to måneder og vil ikke selv komme i direkte kontakt med oljesøl i denne perioden, men dersom mora tilgrises med olje kan den overføres til ungenes pels. Tilgrising omkring spenene kan også føre til at ungene svelger olje.

På samme måte som for sjøfugl kan oljesøl få indirekte virkninger på oterbestanden ved at bestanden av næringsdyr reduseres eller ved akkumulering av giftige hydrokarboner via næringsdyrene. Etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i Alaska forandret dessuten næringsvalget for otere seg, trolig fordi mer olje hopet seg opp på de foretrukne, langgrunne strendene, som hadde en annen sammensetning av fiskearter enn de bratte strendene.

## 6 Konklusjoner

### 6.1 Usikkerhetsfaktorer i analysen

I konsekvensanalyser av denne typen blir biologen stilt overfor spørsmål som er så omfattende og komplekse at de ikke kan besvares uten en betydelig grad av usikkerhet. Dette skyldes at man på de fleste trinn i analysen må forholde seg til inngangsdata som det knytter seg store usikkerhetsfaktorer til. For det første er det nødvendig å poengtere betydningen av at utslippsbetingelsene er fiksert i analysen. I dette tilfelle er det valgt et typisk "worst case" tilfelle med utslipp av 450 000 m<sup>3</sup> (387 000 tonn). Oljens beskaffenhet og egenskaper endres som funksjon av værforhold og tid etter utslipp. Det er opplagt at disse endringene også påvirker det skadepotensialet oljen har for ulike ressurser. For sjøfugl finnes det dessverre ingen grundige studier av forholdet mellom oljens egenskaper og skadevirkninger, og det derfor vanskelig å trekke avgjørende slutninger om dette til bruk i konsekvensanalysene. For de mest sårbare artene (dykkende sjøfugler) er det imidlertid fremdeles realistisk å regne med at de aller fleste fuglene som kommer i direkte berøring med råoljen vil bli så skadet at de omkommer i løpet av kort tid. Derfor er det heller ikke tatt spesielle hensyn til beregninger av mengde strandet olje i sjøfuglanalysen. Berøringsarealet og eksponeringstiden er utvilsomt langt viktigere for skadebildet for denne ressursen. Den største usikkerheten er likevel knyttet til å vurdere sannsynligheten for kontakt mellom olje og sjøfugl, når disse opptrer i samme område. Det er et stort antall faktorer som kan tenkes å påvirke hvilke muligheter en sjøfugl har til å unngå et drivende oljesøl, bl.a. lys- og værforhold og fuglenes kondisjon, flyvedyktighet og instinktive adferdsreaksjoner. Med få unntak finnes likevel ingen empirisk kunnskap om slike forhold hverken i naturlige eller kontrollerte betingelser. Det må også understrekes at fordelingen av sjøfugl innenfor influensområdet er temporær. Dette gjelder spesielt sjøfugl i åpent hav, der utbredelsen i stor grad er bestemt av hvor fuglene finner egnet næring. For hekkende og overvintrende sjøfugl langs kysten er imidlertid fordelingsmønsteret relativt forutsigbart.

For å vurdere langtidseffekter av en bestandsreduksjon, er det nødvendig å støtte seg til simuleringer vha. populasjonsmodeller. Grunnstrukturen i disse modellene er i prinsippet et enkelt regnskapsystem hvor utgiftsposter (tap av individer gjennom naturlig dødelighet og utvandring) og inntektsposter (tilskudd av individer gjennom reproduksjon og innvandring) er dimensjonert med renter og rentes

rente. De naturlige dimensjonene på faktorene i dette regnskapet er imidlertid sjelden kjent i tilstrekkelig detalj. Selv for de mest betydelige renteføttene, f.eks. voksendødelighet, mangler man som regel pålitelige inngangsdata, dertil kommer usikkerheten knyttet til at det oftest vil være betydelig variasjon fra år til år, fra område til område og i relasjon til variasjoner i bestandens tetthet. Resultatene av modellkjøringene må derfor anvendes med den aller største forsiktighet. Nettopp det at det her opereres med absolutte benevninger som det er lett å forholde seg til, f.eks. individer eller bestandsandeler tapt eller antall år til bestanden er restituert, gjør det ekstra lett å misbruke resultatene ved å tolke dem for å være mer nøyaktige enn de er. Disse modellene må derfor ikke betraktes som annet enn regneøvelser som kan hjelpe oss til å antyde størrelsesordenen for skadens varighet.

## 6.2 Konsekvenser av oljesøl for sjøfugl

For å vurdere de direkte konsekvensene av et oljeutslipp ble resultatene fra oljedriftsimuleringene foretatt av OCEANOR koblet til fordelingen av sjøfugl innenfor influensområdet og deres sårbarhetsindekser vha. analysesystemet SIMPACT. SIMPACT modellen gir ikke et absolutt mål for skadevirkning men er kun et verktøy som brukes for å rangere konsekvenser. Nedenfor er det gitt en beskrivelse av det forventede skadeomfanget innenfor hver av de fire konsekvenskategoriene og hvilken biologisk betydning dette vil ha for bestandene innenfor influensområdet.

- **Store konsekvenser:** Det forventes en synlig nedgang i bestandene, dvs. en bestandsreduksjon på minst 25 %. Restitusjonstiden for skaden forventes å være 10 år eller mer avhengig av vekstpotensialet til bestandene. I verste fall kan restitusjon ikke forventes.
- **Middels store konsekvenser:** Skadene kan spores i bestandene, men bestandsreduksjonen vil være mindre enn 25 %. Den forventede restitusjonstiden for bestandene er 5-10 år.
- **Små konsekvenser:** Skadeomfanget blir så lite at det vanskelig lar seg skille fra naturlige variasjoner i bestandene. Dette er skader som trolig vil bli restituert i løpet av 2-5 år.
- **Ingen eller ubetydelige konsekvenser:** Det forventes at kun et begrenset antall fugl vil bli drept, og at skadeomfanget er så lite at det ikke vil ha betydning for bestandene.

En samlet vurdering av erfaringene fra kjente oljesølsulykker, samt de forventede langtidsvirkningene for bestandene ble lagt til grunn ved konvertering av de fire konsekvenskategoriene. I disse betraktningene ble det lagt vekt på grove vurderinger av skadeomfanget på særlig viktige bestander (lunde og lomvi) i en lang rekke enkeltscenarier simulert med SIMPACT. Konsekvensindeksene ligger i intervallet 0-1, og vi vurderte indeksverdier større enn 0,33 til å indikere store konsekvenser for sjøfugl.

Det er viktig å være klar over at analysen kun betrakter hva som forventes å skje når uhellet først er ute, og i mindre grad den geografiske fordelingen av skade ved kroniske utslipp. Risikoen for utslipp er ikke lagt inn i analysen. Det er kombinasjonen av risiko for utslipp og forventet/potensiell skade som er grunnlaget for de beslutninger konsekvensanalysen skal munne ut i. Betingelsene som ble lagt til grunn for analysen var et oljeutslipp på 250 m<sup>3</sup>/time i 75 døgn. Dette er et uvanlig stort utslipp (totalt 450 000 m<sup>3</sup>) m.a.o. et "worst case". For å illustrere effektene av ulike utslippsbetingelser ble konsekvensindeksene for Norne sammenlignet med tilsvarende indekser fra analyseområde 3, Midt-norsk sokkel, hvor utslippsbetingelsene var 100 m<sup>3</sup>/time i 10 døgn. Disse utslippspunktene ligger svært nær hverandre, og konsekvensindeksene for analyseområde 3 bør derfor være rimelig representative for Norne med tilsvarende utslippsbetingelser. De beregnede konsekvensene for Norne er generelt 1,5-3 ganger større enn tilsvarende indekser beregnet for analyseområde 3, Midt-norsk sokkel. En vurdering av realismen for disse svært ulike betingelsene ligger utenfor rammen for denne undersøkelsen, og må utføres av en annen part.

### 6.2.1 Sjøfugl i hekkesesongen (april-medio august)

Influensområdet må regnes som landets viktigste hekkeområde for en rekke sjøfuglarter. I Lofoten/Vesterålen og i Nord-Troms finnes flertallet av de største fuglefjell i Norge. Blant annet hekker 70 % av den norske lundebestanden innenfor influensområdet, hvorav nesten halvparten på Røst. Viktige bestander av andre typiske fuglefjellsarter som havhest, krykkje, lomvi og alke hekker også i dette området. Langs Helgelandskysten hekker dessuten landets største bestander av storskarv, ærfugl og teist.

Særlig viktige sjøfuglområder finnes langs kysten av Sør-Helgeland, i Lofoten/Vesterålen og Nord-Troms. I åpent hav er spesielt havområdene utenfor

de sentrale koloniene i Lofoten/Vesterålen viktige både for pelagiske alkefugler og pelagisk overflatebeitende sjøfugl. Dette skyldes at disse havområdene benyttes som beiteområder av lokale hekkefugler.

Et stort oljeutslipp i hekkesesongen forventes å få store konsekvenser for kategoriene pelagiske alkefugler, pelagisk overflatebeitende sjøfugl og kystbundne dykkende sjøfugl. For kategorien overflatebeitende sjøfugl langs kysten vil et utslipp i hekkesesongen trolig få ubetydelige konsekvenser. Størst vil konsekvensene bli for pelagiske alkefugler. Det må i den forbindelse nevnes at landets største fuglefjell, Røst, med mer enn 90 % sannsynlighet vil bli rammet i tilfelle det skulle skje et større oljeutslipp fra Norne.

For pelagiske alkefugler vil et oljeutslipp, av den størrelsesorden som er lagt til grunn for denne analysen, trolig få store langsiktige konsekvenser for bestandene. Artene som inngår i denne kategorien har vært utsatt for en omfattende tilbakegang gjennom mange år, og bestandenes potensiale for å bygge seg opp etter en omfattende skade er derfor svært begrenset. Også for pelagisk overflatebeitende sjøfugl må man forvente stor dødelighet, men et utslipp vil trolig ikke få varige virkninger for bestandene. Unntaket kan være utslipp som i betydelig grad rammer lokale hekkefugler. Arter som inngår i kategorien kystbundne dykkende sjøfugl har generelt et større reproduksjonspotensiale enn pelagiske alkefugler og har derfor større evne til å bygge opp bestandene etter en tilbakegang. Selv om man må forvente betydelig dødelighet for artene i denne kategorien, vil trolig ikke langtidsvirkningene bli like alvorlige som for pelagiske alkefugler. Et oljeutslipp vil trolig få ubetydelige konsekvenser for bestandene av kystbundne overflatebeitende sjøfugl.

### 6.2.2 Sjøfugl i mytesesongen (juli-medio september)

De artene som feller vingefjærene (myter) på ettersommeren er særlig utsatt for oljesøl da de i denne perioden er flyveudyktige og derved i liten grad har mulighet til å unnsnippe et oljesøl. I mytesesongen er influensområdet først og fremst av stor betydning for ærfugl og pelagiske alkefugler (lomvi og alke). Ærfugl myter langs store deler av kysten og samles i denne perioden i store flokker. Alkefuglene myter i åpent hav.

De viktigste myteområdene for ærfugl ligger langs kysten av Sør-Helgeland, i Lofoten og Nord-Troms.

Alkefuglenes myteområder ligger i hovedsak i havområdene utenfor de sentrale koloniene, særlig i Lofoten/Vesterålen.

Et oljeutslipp i myteperioden kan få store konsekvenser både for kystbundne dykkende sjøfugl (hovedsakelig ærfugl) og pelagiske alkefugler (lomvi og alke). Utslipp som rammer mytebestanden av lomvi kan få alvorlige konsekvenser for den nordnorske bestanden, da denne allerede er i en kritisk situasjon som følge av en dramatisk og langvarig bestandsnedgang.

### 6.2.3 Sjøfugl i vintersesongen (november-mars)

Langs store deler av kysten av influensområdet finnes viktige overvintringsområder for en rekke sjøfuglarter. De sørligste delene fra Vikna til Lofoten er særlig viktige for skarver, ærfugl og teist, mens områdene nord for Lofoten er viktige for ærfugl og praktærfugl. I åpent hav synes særlig havområdene utenfor Lofoten/Vesterålen å være viktige både for pelagiske alkefugler og for pelagisk overflatebeitende sjøfugl.

Et oljeutslipp i vintersesongen vil trolig få store konsekvenser for pelagiske alkefugler og pelagisk overflatebeitende sjøfugl. For kystbundne dykkende sjøfugl antas det at konsekvensene vil bli middels store, mens et utslipp vil få små konsekvenser for kystbundne overflatebeitende sjøfugl.

### 6.3 Konsekvenser av oljesøl for sel

Det må presiseres at konsekvenskategoriene for sel ikke angir skadeomfanget ved et oljeutslipp, siden grenseverdiene først og fremst ble fastsatt for å synliggjøre forskjeller i effekter på ulike bestander. Konsekvensindeksene indikerer små til middels store konsekvenser av et oljeutslipp for havert og steinkobbe. Generelt vil selartene være mindre utsatt for oljesøl enn mange sjøfugler i området. En viss dødelighet må imidlertid forventes både for havert og steinkobbe etter et større utslipp. Begge arter vil være mer utsatt i visse perioder, særlig i kaste- og hårfellingsperiodene. Et større oljeutslipp i kasteperiodene til havert eller steinkobbe kan få alvorlige følger for årets ungeproduksjon for omkring én tredel av Norges totale bestand av begge arter. Videre kan oljeutslipp gjennom hele året forurense havertunger ved at olje driver i land, herdes og blir liggende i flomålet fram til den påfølgende kasteperioden. Det er imidlertid lite trolig at ett enkelt

oljeutslipp vil få varige virkninger på bestander av havert og steinkobbe, men i kombinasjon med andre negative faktorer, f.eks. selpest, kan virkningene også på lang sikt bli alvorlige.

## 6.4 Konsekvenser av oljesøl for oter

Otere regnes individuelt sett å være svært sårbare for oljesøl, og ved et større oljeutslipp vil trolig et betydelig antall otere bli drept. Et oljeutslipp på seinvinteren og tidlig på våren vil trolig få størst konsekvenser for oter.

I områder med en sammenhengende oterbestand antas det at et begrenset oljesøl ikke vil redusere bestanden på sikt. Dersom bestanden reduseres lokalt, vil det trolig skje en innvandring fra omkringliggende områder. Der bestanden er usammenhengende, kan også et begrenset oljesøl få negativ effekt, dersom lokale bestander med liten mulighet til utveksling med nabobestander svekkes eller forsvinner. Innenfor influensområdet kan dette dreie seg om bestander på relativt isolerte øyer.

## 7 Anbefalinger

### 7.1 Beredskapstiltak

Vi forutsetter at tilstrekkelige beredskapsmessige tiltak er utbygd før eventuell petroleumsaktivitet starter i det aktuelle området. Dette innebærer en effektiv registrering og varsling av alle utslipp, samt planer for hvordan de skal bekjempes.

Dersom det skulle skje et utslipp, er det viktig at sjøfuglfaglig ekspertise konsulteres for å identifisere og foreslå iverksettelse av aktuelle tiltak. I de fleste tilfeller vil det være spesielle omstendigheter ved et utslipp og oljens bevegelser som bestemmer hvilke skadebegrensende tiltak som bør prioriteres. Det vil derfor i mange oljesølsituasjoner være nødvendig å foreta en parallell kartlegging av de bestandene som synes truet, i relasjon til løpende prognoser for oljedrift. Imidlertid er det viktig å understreke at det til dags dato ikke finnes gode eksempler på tiltak som har vært effektive mht. å begrense skader på sjøfugl.

For å gjøre kommunikasjonen mellom aksjonsledelsen og sjøfuglbiologen mest mulig effektiv, er det viktig å følge en del generelle og forhåndsdefinerte prinsipper og rutiner. Et eksempel på hvordan dette kan løses er gitt av (Follestad 1986) for Gullfaksfeltet i Nordsjøen.

En beredskapsmanual bør også inneholde detaljerte planer for skaderegistrering. Beredskap for skadeavdekkende undersøkelser er avgjørende for å kartlegge omfanget av et uhell, men slik beredskap er ennå ikke etablert for noen del av norsk sokkel. Skadeavdekkende undersøkelser er viktig bl.a. for å øke kunnskapene om problemet, og derved forbedre konsekvensanalysene.

### 7.2 Oppfølgende studier

#### Sjøfugl

Datagrunnlaget for bestandene av hekkende, mytende og overvintrende sjøfugl langs deler av kysten er gammelt og bør derfor oppdateres. Dette gjelder spesielt kysten fra Vikna til Lofoten, hvor det i mange områder ikke er foretatt registreringer siden slutten av 1970-tallet eller begynnelsen av 1980-tallet. Med tanke på petroleumsvirksomhet i det aktuelle området bør det også etableres overvåkingslokaliteter langs kysten, som kan benyttes som kontrollposter for å avdekke skadeomfanget ved et eventuelt oljeutslipp. Det etablerte overvåkingsprogrammet for norske sjøfugler er ikke tilstrekkelig

som referanse til bruk ved eventuelle skadeavdek-  
kende undersøkelser.

Dekningsgraden for sjøfuglregistreringer i åpent hav i vintersesongen (november-mars) og i myteperioden for alkefugler (juli-medio september) er begrenset, og det bør derfor gjennomføres supplerende undersøkelser. Dette er også viktig med tanke på at alt materialet fra åpent hav er innsamlet i en periode hvor den atlantoskandiske sildestammen har vært svært liten. En gjenoppbygging av sildestammen kan endre sjøfuglenes fordelingsmønster i åpent hav.

### Sel

En forbedring av konsekvensanalysene av oljeutslipp for selartene krever at bedre og sikrere data skaffes på flere områder. Datagrunnlaget på bestandsstørrelser er blitt forbedret de senere år, men fortsatt er tallene svært usikre. Dette skyldes at selbestander er svært vanskelig å telle. Tellinger av fødte unger er den sikreste metode for havert, men for å beregne totalbestanden må en konverteringsfaktor benyttes. Denne konverteringsfaktoren er ennå ikke beregnet for norske forhold. Lite er kjent om atferd og biologi til ungdyr og voksne utenom kaste- og hårfellingsperioden, og bl.a. kan vandringsmønstret gi sesongmessige variasjoner i lokale bestandsstørrelser. Endelig mangler både modeller og data for å kunne beregne sårbarhetskriterier på en mer objektiv måte for kystselene.

### Oter

Den geografiske dekningsgraden av sportegnregistreringer innenfor influensområdet er dårlig og bør økes. Enda viktigere er det å ta i bruk en relativt enkel metode som nylig er utviklet for å registrere minimumstetthet av oter. Metoden bør benyttes sammen med sportegnregistreringer for å vurdere sammenhengen mellom tettheten av sportegn og oter.

## 8 Sammendrag

Med bakgrunn i Statoil's planlagte petroleumsvirksomhet på Nornefeltet, Midt-norsk sokkel, gis det her en beskrivelse av forekomstene av sjøfugl og sjøpattedyr innenfor influensområdet, samt en vurdering av de potensielle konsekvensene av et stort oljeutslipp. Det er lagt vekt på å beskrive særlig sårbare forekomster og tidsperioder for sjøfugl og sjøpattedyr.

Oljeutslipp utgjør en trussel for sjøfugl først og fremst ved at fuglenes fjærdrakt mister den varmeisolerende evnen når den blir tilgriset med olje. Spesielt sårbare er dykkende fugler (lommer, skarver, marine dykkender og alkefugler) som er helt avhengige av havet for å skaffe seg den maten de trenger. De typiske sjøfuglene kjennetegnes ved lav reproduksjonskapasitet og høy gjennomsnittlig levealder, noe som betyr at den årlige voksendeligheten er lav. Flere arter er dessuten stedstroe kolonihekkere, og innvandring fra andre kolonier skjer derfor i begrenset grad. Oljeutslipp som fører til omfattende dødelighet hos kjønnsmodne fugler kan derfor få langvarige konsekvenser for bestandene. Sjøpattedyr som har pels som primærbeskyttelse mot kulde (f.eks. oter), er sårbare på samme måte som sjøfugl. Hvaler og seler har et tykt spekklag som hindrer varmetap, og det er ingen klare eksempler på at oljesøl har rammet disse gruppene i betydelig grad.

Det potensielle influensområdet ble avgrenset etter oljedriftsberegninger foretatt av OCEANOR. Geografisk dekker dette en kyststrekning fra innløpet til Trondheimsfjorden (64°30'N) nordover til Loppa (70°20'N). Områdene fra Vega til Vesterålen er imidlertid de mest utsatte områdene langs kysten.

Influensområdet må regnes som det viktigste hekkeområdet for de fleste sjøfugl i Norge. Særlig viktige områder finnes langs kysten av Sør-Helgeland, i Lofoten/Vesterålen og i Nord-Troms. I Lofoten/Vesterålen og Nord-Troms finnes flertallet av landets store fuglefjell, hvorav Røst er det største med ca. 1,3 millioner hekkende sjøfugl. I disse fuglefjellene hekker viktige bestander av bl.a. alkefugler, krykkje og havhest. Havområdene utenfor koloniene er viktige beiteområder for disse bestandene. Tyngdepunktet for de norske hekkebestandene av storskarv, ærfugl og teist finnes langs Helgelandskysten. I mytesesongen er influensområdet først og fremst av stor betydning for ærfugl og alkefugler (alke, lomvi). De viktigste myteområdene for ærfugl ligger i Sør-Helgeland, Lofoten og Nord-Troms, mens alkefuglene hovedsakelig myter i havområdene utenfor de sentrale koloniene, særlig

i Lofoten/Vesterålen. Influensområdet er også av stor betydning for flere overvintringsbestander. De sørligste delene, fra Trøndelag til Lofoten, er særlig viktig for skarver, ærfugl og teist, mens områdene nord for Lofoten først og fremst er av betydning for ærfugl og praktærfugl. I åpent hav peker havområdene utenfor Lofoten/Vesterålen seg ut som særlig viktige i vintersesongen.

For begge kystselartene (havert og steinkobbe) finnes omlag én tredel av den norske totalbestanden innenfor influensområdet. De viktigste områdene for kystsel finnes langs Helgelandskysten og i Lofoten/Vesterålen. Oter opptrer langs kysten av hele influensområdet. Sportegnregistreringer indikerer at bestandstettheten varierer og at høy otetetthet er vanligere i øygarden enn på fastlandskysten. Bestandstettheten synes dessuten å være størst langs kysten av Sør-Helgeland, i Vesterålen og Sør-Troms.

For sjøfugl og kystsel ble relative verdier for direkte konsekvenser av et oljesøl beregnet ved at oljedriftssimuleringene ble koblet til ressursenes fordelingsmønster innenfor influensområdet og deres sårbarhetsindekser vha. analysesystemet SIMPACT. På bakgrunn av de beregnede konsekvensindeksene, samt andre vurderinger, er det gitt en beskrivelse av de forventede konsekvensene av et oljeutslipp ("worst case-blowout", 450 000 m<sup>3</sup>). For oter ble ikke SIMPACT-modellen benyttet, og for denne arten er konsekvensene diskutert ut fra en mer subjektiv vurdering av ressursgrunnlaget og artens økologi. Konsekvensvurderingen er foretatt på grunnlag av de utslippsbetingelser som ble lagt til grunn for oljedriftssimuleringene. Det er viktig å være klar over at analysen kun betrakter hva som vil skje når uhellet først er ute, og i noe mindre grad, den geografiske fordelingen av skade ved kroniske utslipp. Risikoen for at et slikt utslipp skal inntreffe er ikke lagt inn i analysen, og må utredes av en annen part.

Forut for selve analysen ble sjøfuglene inndelt i fire økologiske kategorier, **pelagiske alkefugler**, **pelagisk overflatebeitende sjøfugl**, **kystbundne dykkende sjøfugl** og **kystbundne overflatebeitende sjøfugl**. I den videre analysen er disse kategoriene behandlet som enhetlige ressurser. Grupperingen tar utgangspunkt i to egenskaper som har særlig stor betydning for individenes sårbarhet overfor olje, nærmere bestemt hvor og på hvilken måte de skaffer seg næring. I denne sammenheng skiller det mellom arter som beiter i åpent hav (pelagiske) og de som henter næringen i kystnære farvann, dernest mellom arter som dykker og arter som beiter i overflaten.

For **pelagiske alkefugler** vil et oljeutslipp trolig få store konsekvenser både i hekke-, myte-, og vintersesongen. Et utslipp i hekkesesongen (april-medio august) eller mytesesongen (juli-medio september) vil trolig få de største konsekvensene da dette i hovedsak vil ramme lokale hekkefugler. Dette er bestander som i lengre tid har vært utsatt for en alvorlig bestandsnedgang, og som derfor er svært sårbare for en ytterligere reduksjon. Et oljeutslipp av den størrelsesorden som er lagt til grunn for denne analysen kan derfor få langvarige negative virkninger for bestandene av pelagiske alkefugler.

Også for **pelagisk overflatebeitende sjøfugl** kan et oljeutslipp få store konsekvenser både i hekke- og vintersesongen. De aktuelle artene (havhest, havsule og krykkje) har ingen definert mytesesong. Selv om stor dødelighet må forventes vil et utslipp neppe få varige konsekvenser for bestandene. Unntaket kan være utslipp som i betydelig grad rammer lokale hekkefugler.

For **kystbundne dykkende sjøfugl** forventes et utslipp å få store konsekvenser i hekke- og myteperioden, mens konsekvensene vil bli middels store i vintersesongen. Artene som inngår i denne kategorien har generelt et større reproduktivt potensiale enn pelagiske alkefugler, og har derfor større evne til å bygge opp bestanden etter en tilbakegang. Selv om man må forvente stor dødelighet blant artene som inngår i denne kategorien, vil langtidsvirkningene for bestandene neppe bli like alvorlige som for pelagiske alkefugler.

Konsekvensene av et oljeutslipp for **kystbundne overflatebeitende sjøfugl** vil trolig være ubetydelige i hekkesesongen og små i vintersesongen. Et oljeutslipp vil antagelig få ubetydelige virkninger for bestandene på sikt.

**Kystselene** antas å være mest utsatt for oljesøl i kaste- og hårfellingsperiodene. Sannsynligheten for at et oljesøl, med de utslippsbetingelser som er lagt til grunn for denne analysen, skal ramme kaste- eller hårfellingsperioden til enten havert eller steinkobbe er beregnet å være 96 %. Generelt vil imidlertid selartene være mindre utsatt for oljesøl enn mange sjøfugler i området. Både for havert og steinkobbe må man likevel forvente en viss dødelighet ved et større utslipp. Et oljeutslipp i kasteperioden til enten havert eller steinkobbe kan få alvorlige konsekvenser for årets ungeproduksjon, men det er lite trolig at ett enkelt utslipp vil få varige konsekvenser for bestandene av kystsel.

**Oter** regnes individuelt sett å være svært sårbare for oljesøl, og ved et større oljeutslipp kan et betydelig antall bli drept. Et oljeutslipp på seinvinteren og



tidlig på våren vil antagelig få størst konsekvenser for oter. I områder med en sammenhengende oterbestand antas det at et oljesøl ikke vil redusere bestandene på sikt. Der hvor bestandene er usammenhengende kan selv et begrenset oljesøl få betydelig negativ effekt, dersom bestander med liten mulighet til utveksling med nabobestander svekkes eller forsvinner. Innenfor influensområdet kan dette dreie seg om bestander på relativt isolerte øyer.

## 9 Summary

As a consequence of the plans which Statoil have for petroleum activity on Nornefeltet on the continental shelf off central Norway, a description is given here of the occurrences of seabirds and marine mammals in the area likely to be endangered, along with an assessment of the potential consequences of an oil spill. Emphasis is placed on describing particularly vulnerable occurrences of seabirds and marine mammals, and the time of year when these are most sensitive.

Oil spills constitute a threat to seabirds first and foremost because their feathers lose the ability to insulate when they are soiled by oil. Diving birds (divers, cormorants, diving ducks and auks) are particularly vulnerable because they depend upon the sea for their food. Typical seabirds are characterised by their low reproductive capacity and high average life expectancy, which means that the annual adult mortality is low. Several species are, moreover, faithful colonial breeders, and immigration from other colonies is therefore limited. Oil spills which lead to extensive mortality of mature birds may therefore have long-term consequences for the populations. Marine mammals which have fur which protects them from the cold (e.g. otters), are vulnerable in the same way as seabirds. Whales and seals have a thick layer of blubber which helps to prevent loss of body heat, and few cases are known of oil spills that have significantly affected these groups of marine mammals.

The area that is potentially threatened was defined using oil-drift calculations undertaken by OCEANOR. It comprises the entire coast from the mouth of Trondheimsfjord (64°30'N) to Loppa (70°20'N), but the stretch from Vega to Vesterålen is most vulnerable.

The area at risk is considered to be the most important breeding area for most seabirds in Norway. Particularly important breeding localities occur along the coast of southern Helgeland, in Lofoten and Vesterålen and in northern Troms. Lofoten and Vesterålen and northern Troms have most of the large bird-cliffs in Norway, Røst in Lofoten being the largest with its 1.3 million breeding seabirds. Important populations of Fulmars, Kittiwakes and Auks nest on these cliffs. The sea off the colonies is an important feeding ground for these populations. Most of the breeding populations of Cormorants, Common Eiders and Black Guillemots are found along the coast of Helgeland. In the moulting season, this area is of greatest importance for Common Eiders and Auks (Razorbills and Common Guille-



mots). The most important moulting grounds for Common Eiders are in southern Helgeland, Lofoten and northern Troms. Auks mostly moult at sea off the major colonies, particularly in Lofoten and Vesterålen. The area at risk is also of great importance to wintering populations. The southernmost stretch, from Trenchheimsfjord to Lofoten is especially important for Cormorants, Common Eiders and Black Guillemots, whereas the area north of Lofoten is chiefly of importance to Common Eiders and King Eiders. On the open sea, it is particularly the waters off Lofoten and Vesterålen that are important in winter.

About one third of the total Norwegian populations of each species of coastal seal (Grey seal and Common seal) are to be found within the area that is threatened. The most important localities for coastal seals are on the Helgeland coast and in Lofoten and Vesterålen. Otters occur along the entire stretch of coast in the area that is at risk. Mapping of spoors indicates that the population density varies and that high densities of otters are more commonly found in the skerry and island zone than on the mainland coast. The population density, moreover, seems to be greatest along the coasts of southern Helgeland, in Vesterålen and in southern Troms.

Relative values for the direct consequences of an oil spill for seabirds and coastal seals were calculated by comparing the oil-drift simulations with the distribution pattern and oil vulnerability indices of the resources within the area that is threatened, using the SIMPACT analysis system. The predicted consequences of an oil spill ("worst case-blowout", 450 000 m<sup>3</sup>) are described on the basis of the calculated consequence indices, and other assessments. The SIMPACT model was not used for the otter, the consequences for this species being discussed on the basis of a more subjective assessment of the resources available and the ecology of the species. The consequence assessment has been undertaken on the basis of the oil-spill specifications on which the oil-drift simulations were based. It is important to take into consideration that the analysis only considers what will happen when an accident actually occurs. The risk of such an accident occurring is not included in the analysis, and must be looked into by others.

Prior to the analysis being carried out, the seabirds were divided into four ecological categories, **pelagic auks**, **pelagic surface-feeding seabirds**, **coastal diving seabirds** and **coastal surface-feeding seabirds**. These categories have been treated as uniform resources in the analysis. The groupings are based on two properties that are of particular importance for the vulnerability of the individuals with regard to

oil, where and how they obtain food. In this respect, distinctions are made between species that feed on the open sea (pelagic) and those which obtain their food in coastal waters, and thereafter between those that dive and those that feed on the surface.

An oil spill will probably have very significant consequences for **pelagic auks** in the breeding and moulting seasons, as well as in the winter season. A spill in the breeding (April-medio August) or moulting (July-medio September) seasons will probably have the greatest consequences because it will chiefly affect local breeding birds. These populations have been exposed for a long time to serious population depletion and are therefore extremely vulnerable to an additional reduction. An oil spill of the extents on which the analysis is based may therefore have long-term negative effects on populations of pelagic auks.

An oil spill will probably have very significant consequences for **pelagic surface-feeding seabirds** in the breeding and winter seasons. Even though serious mortality must be expected, a spill will probably not have lasting consequences for the populations, except if it has a significant effect on local breeding birds.

It can be expected that an oil spill will have very significant consequences for **coastal diving seabirds** in the breeding and moulting seasons, whereas the consequences will be medium high in winter. Species in this category generally have a larger reproductive potential than pelagic auks and are therefore better able to rebuild the population following a decline. Even though substantial mortality among birds in this category must be expected, the long-term effect on the populations will probably not be as serious as for pelagic auks.

The consequences of an oil spill for **coastal surface-feeding seabirds** will probably be insignificant in the breeding season and small in winter. A spill will probably have insignificant long-term effects on the populations.

**Coastal seals** are thought to be most threatened by oil spills in the pupping and moulting periods. The probability of an oil spill, under the operating terms on which this analysis is based, occurring during the pupping or moulting periods for either Grey or Common seals, has been calculated to be 96 %. In general, seal species will be less at risk of oil spills than many seabirds in the area. However, it must be expected that both Grey and Common seals will suffer some mortality in the event of a large spill. A spill in the pupping period of either Grey or Common seals may have serious consequences for the

production of young that particular year, but it is unlikely that a single spill will have lasting consequences for the populations of coastal seals.

**Otters** as individuals are thought to be extremely vulnerable to oil spills, and a major spill will probably kill a considerable number. It is thought that in areas that have a continuous otter population, a spill will not reduce the population in the long term. Where populations are discontinuous, even a limited spill may have negative effects if populations that have little possibility of exchanging with neighbouring ones are weakened or disappear. Within the area that is at risk, this may concern populations on relatively isolated islands.

## 10 Litteratur

- Addison, R.F., Renton, R.F., Edwards, A.J. & Brodie, P.F. 1988. Polychlorinated biphenyls and mixed-function oxidase in grey seals (*Halichoerus grypus*). - Mar. Environ. Res. 24: 111.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44: 1-114.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. - Dr. scient avhandling, Universitetet i Trondheim. 150 s.
- Anker-Nilssen, T. & Barrett, R.T. 1991. Status of seabird in Northern Norway. - Brit. Birds 84: 329-341.
- Anker-Nilssen, T. & Kvenild, L. 1993. SIMPACT versjon 2.0. Oppdatering september 1993. - Upubl. rapp. til NOE. 5 s.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. Oljekatastrofen i Skagerrak ved årsskiftet 80/81 - omfang og undersøkelser. - Vår Fuglefauna 5: 82-90.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Strann, K.-B. 1988a. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl ved petroleumaktivitet i Barentshavet sør for 74°30'N. - Viltrapport 46: 1-99.
- Anker-Nilssen, T., Jones, P.H. & Røstad, O.W. 1988b. Age, sex and origins of Auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1991. - Seabird 11: 28-46.
- Anker-Nilssen, T., Johansen, Ø., & Kvenild, L. 1992. SIMPACT. Et analysesystem for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet. Modellbeskrivelse og brukerveiledning. - NINA Oppdragsmelding 162: 1-38.
- Anon. 1985. Høyde og dybdeforhold. Kartblad 2.1.1. Nasjonalatlas for Norge. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Babcock, M.M., Irvine, G., Rice, S., Rounds, P., Cusick, J. & Brodersen, C.C. 1993. Oiled mussel beds in Prince William Sound two and tree years after the Exxon Valdez oil spill. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M., & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 184-185.
- Baker, J.R., Jones, A.M., Jones, T.P. & Watson, H.C. 1981. Otter (*Lutra lutra*) mortality and marine pollution. - Biol. Conserv. 20: 311-321.
- Birkhead, T.R. 1977. The effects of habitat and density on breeding success in the Common Guillemot (*Uria aalge*). - J. Animal. Ecol. 46: 751-764.
- Birkhead, T.R. 1980. Timing of breeding of Common Guillemots (*Uria aalge*) at Skomer Island, Wales. - Ornis Scand. 11: 142-145.

- Birkhead, T.R. 1985. Coloniality and social behavior in the Atlantic alcidae. - I Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R., red. The Atlantic alcidae. Academic Press, Orlando, Fla. s. 355-382.
- Bjørge, A. 1991. Status of the harbour seal *Phoca vitulina* L. in Norway. - Biol. Conserv. 58: 229-238.
- Bowen, W.D. 1991. Behavioural ecology of pinniped neonates. - I Renouf, D., red. Behaviour of pinnipeds. Chapman & Hall, London. s. 66-127.
- Bowman, T.D. & Schempf, P.F. 1993. Effects of the Exxon Valdez oil spill on Bald Eagles. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M., & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 142-143.
- Bowyer, R.T., Testa, J.W., Faro, B.F. & Duffy, L.K. 1993. Effects of the Exxon Valdez oil spill on river otters in Prince William Sound. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M., & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 297-299.
- Clark, R.B. 1984. Impact of oil pollution on seabird. - Environ. Pollut. Ser. A 33: 1-22.
- Davis, J.L. & Anderson, S.S. 1976. Effects of oil pollution on breeding grey seals. - Mar. Pollut. Bull. 7: 115-118.
- Ekker, M., Lørentsen, S.-H. & Røv, N. 1992. Chronic oil-fouling of Grey seal pups at the Froan breeding ground, Norway. - Mar. Pollut. Bull. 7: 115-118.
- Engelhardt, F.R. 1982. Hydrocarbon metabolism and cortisol balance in oil-exposed ringed seals *Phoca hispida*. - Comp. Biochem. Physiol. 72C: 133-136.
- Erikstad, K.E., & Barrett, R.T. 1991. Alkefugler. - I Hogstad, O. & Semb-Johanson, A., red. Norges dyr. Fuglene II. J.W. Cappelen Forlag. s. 211-247.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Asheim, M., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Jacobsen, K.O., Johnsen, I., Sæther, B.-E. & Tveraa, T. 1994. Hekkeinvestering og voksendødelighet hos norske sjøfugl. - NINA Forskningsrapport 49: I trykk.
- Estes, J.A. 1989. Adaptations for aquatic living by carnivores. - I Gittleman, J.L., red. Carnivore behaviour, ecology, and evolution. Chapman and Hall, London.
- Evans, P.G.H., red. 1980. Auk censusing manual. - Seabird Group Publications. 13s.
- Follestad, A. 1986. Nytteeffekt av oljevernaksjoner relatert til sjøfugl i tilknytning til oljeutslipp fra Gullfaksfeltet. - Upubl. rapp. MOSC-prosjektet, delrapport 4/86, Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim. 17 s.
- Follestad, A., Larsen, B.H. & Nygård, T. 1986. Sjøfuglundersøkelser langs kysten av Sør- og Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland 1983-1986. - Viltrapport 41: 1-113.
- Ford, R.G., Wiens, J.A. Heinemann, D. & Hunt, G.L.jr. 1982. Modelling the sensitivity of colonially breeding marine birds to oil spills; guillemot and kittiwake populations on the Pribilof Islands, Bering Sea. - J. Appl. Ecol. 19: 1-31.
- Ford, R.G., Bonnell, M.L., Varoujean, D.H., Page, G.H., Sharp, B.E., Heinemann, D. & Casey, J.L. 1991. Assessment of direct seabird mortality in Prince William Sound and the Western Gulf of Alaska resulting from the Exxon Valdez oil spill. - Ecological Consulting, Inc., Portland, Oregon, Upubl. interimrapp. (frigitt høsten 1992), 153 s.
- Frost, K.J. & Lowry, L.F. 1993. Assessment of damages to harbour seals caused by the Exxon Valdez oil spill. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M. & Holba, C., red. Exxon Valdez oil spill symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 300-302.
- Frost, K.J., Ballachey, B.E., Dalheim, M.E. & Loughlin, T.R. 1993. Effects of Exxon Valdez oil spill on marine mammals in Prince William Sound. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M. & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 31-34.
- Furness, R.W & Monaghan, P. 1987. Seabird ecology. - Chapman & Hall, New York. 164 s.
- Gangås, G. 1994. Energetiske effekter av små eksterne oljeskader hos hekkende krykkje (*Rissa tridactyla*) på Runde. - Hovedfagsoppgave, Univ. i Trondheim. 47 s.
- Geraci, J.R. & Smith, T.G. 1976. Direct and indirect effects of oil on Ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. - J. Fish. Res. Board. Can. 33: 1976-1984.
- Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J., red. 1990. Sea mammals and oil: Confronting the risks. - Academic Press, San Diego. 282 s.
- Griffiths, D.J., Øritsland, N.A. & Øritsland, T. 1987. Marine mammals and petroleum activities in Norwegian waters. - Fiskeriet Havet Ser B. 1987, 1. 179 s.
- Harris, C.J. 1968. Otters. A study of the recent Lutrinae. - Weidenfeld and Nicolson, London.
- Harris, M.P. & Wanless, S. 1988. Fall colony attendance and breeding success in the Common Murre. - Condor 91: 139-146.
- Haug, T., Henriksen, G., Kondakov, A., Mishin, V., Morset, T., Nilssen, K.T., Skavberg, N.E. & Ørjebu, A. 1991. Grey seal investigations in coastal areas of North Norway and the Kola Peninsula during autumn in 1991. - Rapp. SPS

- 9110, 30. des. 1991, Norges Fiskerihøgskole, Tromsø. 19 s.
- Haug, T. Henriksen, G., Kondakov, A., Mishin, V., Nilssen, K.T. & Røv, N. I manus. The status of Grey seals *Halichoerus grypus* in North Norway and on the Murman Coast in Russia.
- Havforskningsinstituttet 1992. Ressursoversikt 1992. - Fisken og havet. Særnummer 1, 1992.
- Heggberget, T.M. 1993. Marine-feeding otters (*Lutra lutra*) in Norway: seasonal variation in prey and reproductive timing. - J. Mar. Biol. Ass. U.K. 73: 297-312.
- Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1989. Oter og olje. Rapport til Olje og Energidepartementet fra prosjekt oter og olje 1989. - NINA Oppdragsmelding 21: 1-13.
- Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1992. Oter og olje. Oterforekomst og konsekvensprognose i influensområdet for Midt-norsk sokkel. - NINA Oppdragsmelding 175: 1-31.
- Heinemann, D. 1993. How long to recovery for Murre populations, and will some colonies fail to make comeback. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M. & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 139-141.
- Jenssen, B.M. 1992. Thermoregulation in aquatic birds in air and water, with special emphasis on the effects of crude oil, chemically treated oil and cleaning on the thermal balance of ducks. - Dr. philos.-avhandling, Zool. Inst., Univ. Trondheim. 45 s. + 7 artikler.
- Jenssen, B.M., Ekker, M., Vongraven, D. & Silverstone, M. 1991. Body weight development and thermoregulation of oil-contaminated grey seal pups (*Halichoerus grypus*) at the Froan archipelago, Norway. - Proceedings of the Fourteenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, June 12-14, 1991, Vancouver, G.C., Canada. Environment Canada, Cat No. EN 40-11/5-1991: 155-168.
- Jones, P.H., Monnat, J.-Y., Cadbury, C.J. & Stowe, T.J. 1978. Birds oiled during the Amoco Cadiz incident - an interim report. - Mar. Pollut. Bull. 9: 307-310.
- Komdeur, J., Bertelsen, J. & Cracknell, G., red. 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. - IWRB Spec. Publ. 19, Slimbridge, UK. 37 s.
- Kooyman, G.L., Gentry, R.L. & McAllister, W.B. 1976. Physiological impact of oil on pinnipeds. - Rep. N.W. Fish. Cent. Natl. Mar. Fish. Serv., Seattle, Washington.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H. & Moorhouse, A. 1991. Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. - J. Appl. Ecol. 28: 95-101.
- Ling, J.K. & Button, C.E. 1975. The skin and pelage of Grey seal pups (*Halichoerus grypus* Fabricius): with a comparative study of foetal and neonatal moulting in the pinnipedia. - Rapp. P.-V. Reun. Cons. int. Explor. Mer. 169: 112-132.
- Lloyd, C., Tasker, M.L. & Partridge, K. 1991. The status of seabird in Britain and Ireland. - Academic Press. San Diego.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for hekkende sjøfugl. Takseringsmanual. - NINA Oppdragsmelding 16: 1-27.
- Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 1993. Behaviour and oil vulnerability of Fulmars *Fulmarus glacialis* during an oilspill experiment in the Norwegian Sea. - Mar. Pollut. Bull. 26: 144-146.
- Lorentsen, S.-H., Anker-Nilssen, T., Kroglund, R.T., Østnes, J.E. 1993. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl for petroleumsvirkosomhet i norsk del av Skagerrak. - NINA Forskningsrapport 39: 1-84.
- Mason, C.F. & Macdonald S.M. 1986. Otters. Ecology and conservation. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Montevicchi, W.A., Barrett, R.T., Rikardsen, F. & Strann, K.-B. 1987. The population and reproductive status of the Gannet *Sula bassana* in Norway in 1985. - Fauna Norv. Ser. C, Cinclus. 10: 65-72.
- Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R., red. 1985. The Atlantic Alcidae. The evolution, distribution and biology of auks inhabiting the Atlantic Ocean and adjacent waters. - Academic Press, London, UK. 574 s.
- Nolet, B.A. & Kruuk, H. 1989. Grooming and resting of otters *Lutra lutra* in a marine habitat. - J. Zool. 218: 433-440.
- Nolet, B.A., Wansink, D.E.H. & Kruuk, H. 1993. Diving of otters (*Lutra lutra*) in a marine habitat: use of depths by a single-prey loader. - J. Anim. Ecol. 62: 22-32.
- Nordisk ministerråd 1983. Metoder til overvågning af fuglelivet i de nordiske lande. - Miljørapport 1: 1-185.
- Nysewander, D.R., Dippel, C., Byrd, G.V. & Knudtson, E.P. 1993. Effects of the T/V Exxon Valdez oil spill on Murres: A perspective from observations at breeding colonies. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M., & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 151-154.
- Patten, S.M. jr. 1993. Acute and sublethal effects on the Exxon Valdez oil spill on harlequins and other seaducks. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M., & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 151-154.

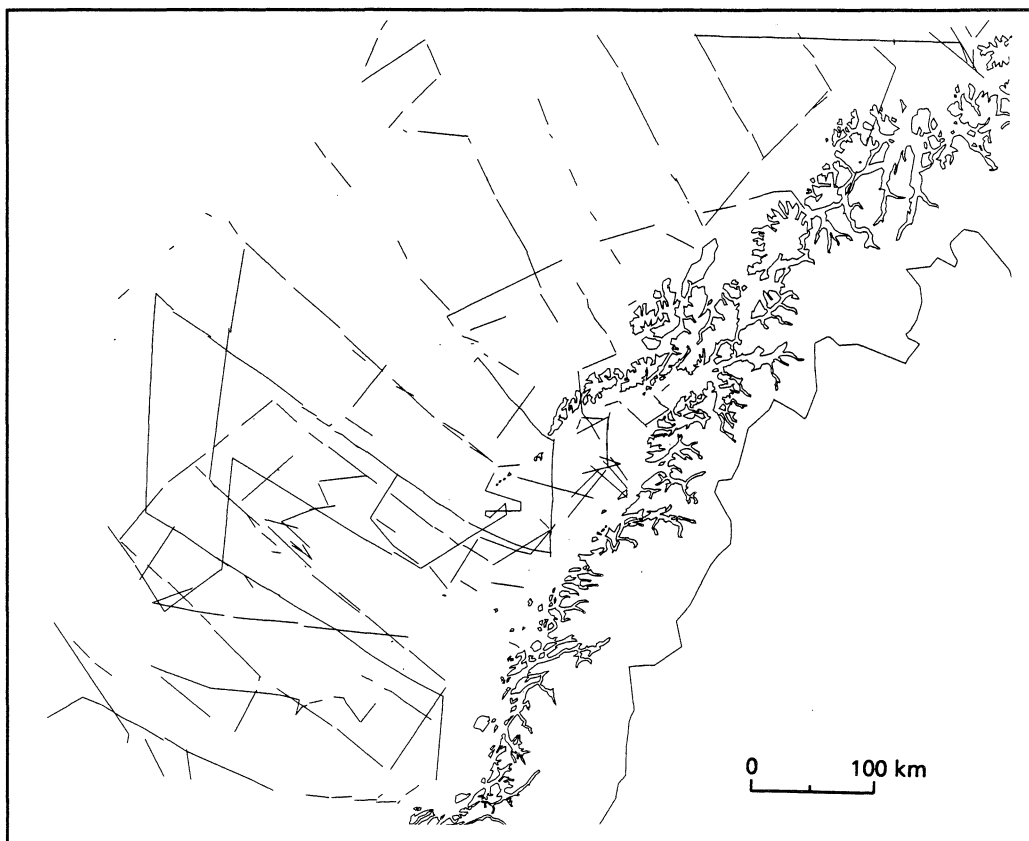
- PFO (Program for oljevernberedskap) 1983. Oil Pollution Control and Research and Development Program 1993. - Abstract of 70 major oilspill worldwide. Vol. I, 365 s.
- Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. & Nysewander, D.R. 1990. Immediate impact of the "Exxon Valdez" oil spill on marine birds. - *Auk* 107: 387-397.
- Piatt, J.F. Carter, H.R. & Nettleship, D.N. 1991. Effects of oil pollution on marine bird populations. - I White, J., red. The effects of oil on wildlife: Research, rehabilitation and general concerns. Proceedings from: The oil symposium, Herndon, Virginia, October 16-18, 1990. Sheridan Press, Hanover, Pennsylvania. s. 125-141.
- Risebrough, R.W., Walker, W., II, Springer, A.M., Clayton, J.R., Letterman, E.F., Payne, J.R. & Schmidt, T.T. 1978. A search for pollutants of petroleum origin in tissues of harbour seals, *Phoca vitulina*, in San Francisco Bay. - Final Rep. Contract No. MM-7AC007. Mar. Mammal Comm., Washington, D.C.
- Rosendal, E. 1992. Aktivitetsmønster sommertid, hos euroasiatisk flodutter, *Lutra lutra*, i Nord-Norge. - Hovedfagsoppgave, Univ. i Trondheim.
- Rounds, P., Rice, S., Babcock, M.M. & Brodersen, C.C. 1993. Variability of Exxon Valdez hydrocarbon concentrations in mussel bed sediments. - I Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M., & Holba, C., red. Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract book. Anchorage, Alaska. s. 182-183.
- Røv, N. 1982. Olje og sjøfugl på Helgelandskysten 1981. - *Vår Fuglefauna* 5: 91-95.
- Røv, N., red. 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. - Viltrapport 35: 1-109.
- Røv, N. 1986. Bestandsforhold hos sildemåke *Larus fuscus* i Norge med hovedvekt på *L. f. fuscus*. - *Vår Fuglefauna* 9: 79-84.
- Røv, N. 1992. Utbredelse og forekomst av kystsel i Trøndelag og Nordland sør for Vestfjorden. - NINA Oppdragsmelding 159: 1-15.
- Røv, N. 1993. Konsekvenser for kystsel av petroleumaktivitet i Midt-Norge. - NINA Oppdragsmelding 185: 1-21.
- Røv, N., Lorentsen, S.-H. & Ekker, M. 1990. Havertundersøkelser i Froan, Sør-Trøndelag, høsten 1989. - NINA Oppdragsmelding 38: 1-10.
- Schauer, J.H. 1991. Breeding neighbor synchrony and other site-related factors affecting breeding success of Common Murres (*Uria aalge*) at Bluff, Alaska. - M.S. Thesis. Univ. of Alaska, Fairbanks. 73 s.
- Skognes, K. 1993. Beregninger av oljedrift fra 62°02'05.1''N, 08°05'03.4''Ø for vinterseongen (november til april) og sommersesongen (mai-oktober). - Oceanographic Company of Norway (OCEANOR), Rep. OCN R-93092. 19 s.
- Spooner, M.F. 1967. Biological effects of the Torrey Canyon disaster. - *J. Devon Trust Nat. Conserv.* s. 12-19.
- St.Aubin, D.J. 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds. - I Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J., red. Sea mammals and oil: confronting the risks. Academic Press, San Diego. s. 103-127.
- Stokke, S. 1992. Oterens jaktadferd i et marint habitat på Sør-Helgelandskysten. - Hovedfagsoppgave, Univ. i Trondheim.
- Strann, K.-B. 1990. The status of breeding Shelducks *Tadorna tadorna* in North Norway. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 14: 1-5.
- Strann, K.-B., Vader, W. & Barrett, R.T. 1991. Auk mortality in fishing nets in north Norway. - *Seabird* 13: 22-29.
- Strann, K.-B., Bustnes, J.O., Kroglund, R.T. & Østnes, J.E. 1993. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl for petroleumsvirksomhet på Midt-norsk sokkel og Vøringsplatået. - NINA Forskningsrapport 42: 1-129.
- Sætre, R. 1973. Temperatur og saltholdighetsnormaler for overflatelaget i norske kystfarvann. - *Fiskets gang* 1973, 8: 166-172.
- Tasker, M.L., Jones, P.H., Dixon, T.J. & Blake, B.F. 1984. Counting seabird at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standard approach. - *Auk* 101: 567-577.
- Thingstad, P.G. 1986. Sildemåke - pilotprosjekt på en truet underart. - *Økoforsk Utredning* 1986 3: 1-150.
- Thomassen, J., red., Båmstedt, U., Jenssen, B.M., Mariussen, Å., Moe, K.A. & Reiersen, J.A. 1993. Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI og VII, Mørebasenget, Vøringbasenget I og II for letevirksomhet. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. - Nærings- og energidepartementet. 132 s.
- Vader, W., Barrett, R.T., Erikstad, K.E. & Strann, K.-B. 1990. Differential responses of Common and Thick-billed Murres *Uria* spp. to a crash in the Capelin stock in the southern Barents Sea. - *Stud. Avian Biol.* 14: 175-180.
- Vongraven, D. 1993. Spekkhoggere på kysten av Midt-Norge og mulige konsekvenser på spekkhogger som følge av oljeutslipp fra prøveboring på midt-norsk sokkel. - Rapp. Zool. inst., Universitetet i Trondheim.
- Warner, R.F. 1969. Environmental effects of oil pollution in Canada: an evaluation of problems and research needs. - *Can. Wildl. Serv. Ms. Rep.* 645: 16-17.
- Wiig, Ø. 1986. The status of the Grey seal *Halichoerus grypus* in Norway. - *Biol. Conserv.* 38: 339-349.



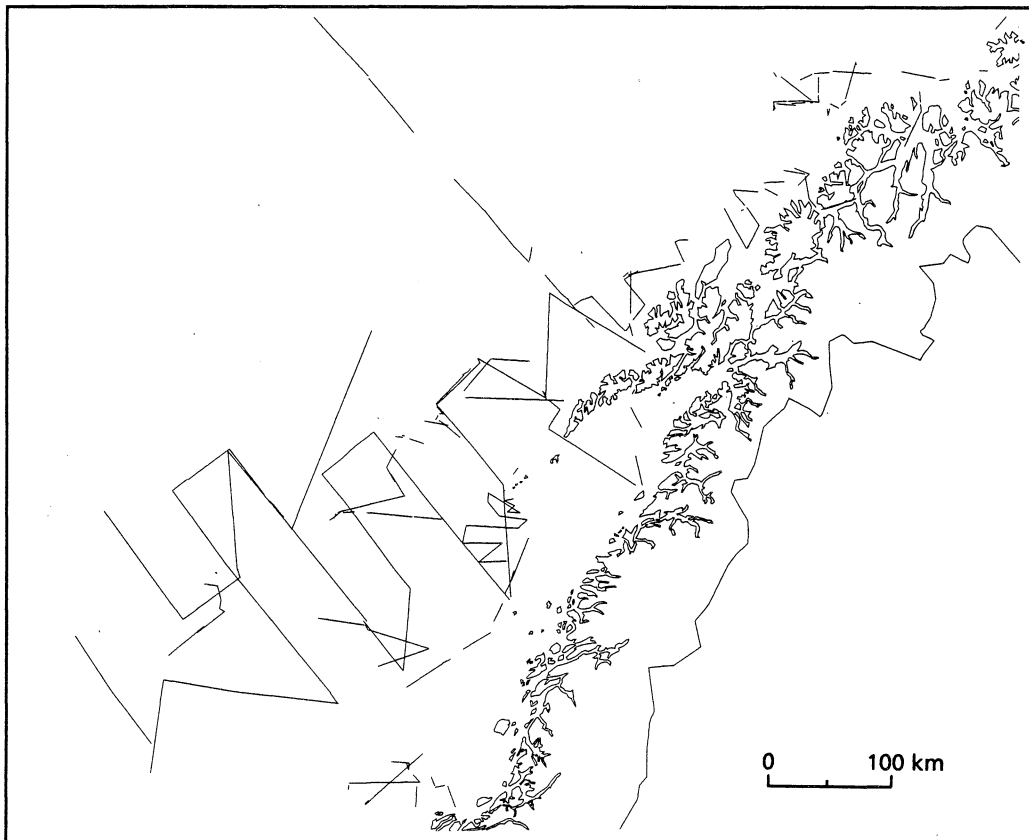
- Wiig, Ø. 1988. The Grey Seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the Common Seal *Phoca vitulina* L. in Troms, northern Norway. - Fauna norv. Ser. A 9: 43-46.
- Wiig, Ø. 1989. The Grey Seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the Common Seal *Phoca vitulina* L. in Lofoten and Vesterålen, northern Norway. - Fauna norv. Ser. A 10: 1-4.
- Wiig, Ø., Ekker, M., Ekker, T. & Røv, N. 1990. Trend in the pup production of Grey seals *Halichoerus grypus* at Froan, Norway, from 1974 to 1987. - Holarctic Ecol. 13: 173-175.
- Wiig, Ø. & Øien, N. 1987. Recoveries of Grey seals *Halichoerus grypus* (Fabricius) tagged along the Norwegian coast. - Fauna norv. Ser. A. 8: 39-42.
- Øritsland, T. & Bjørge, A. 1982. Havert på norskekysten fra Frøya til Lofoten. - Rapp. Fiskeridir. Havforsk. Inst. Bergen.
- Østnes, J.E. 1993. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1993. - NINA Oppdragsmelding 241: 1-60.
- Østnes, J.E., Lorentsen, S.-H., Heggberget, T.M., Follestad, A. & Kroglund, R.T. 1993. Avgrenset konsekvensanalyse i forbindelse med leteboring på Møre I, blokk 6204/11. Upubl. rapp. til Statoil. 55 s.

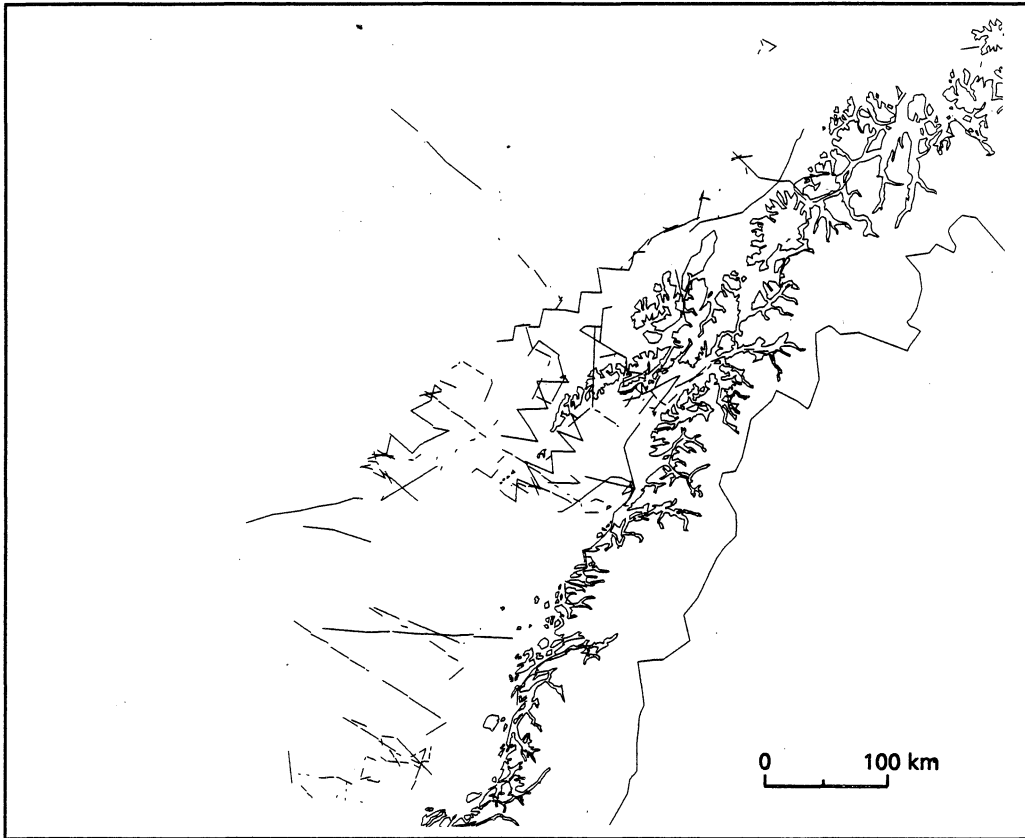
## Vedlegg

**Vedlegg 1.** Toktruter (dekningsgrad) for registrering av sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen. - Transects investigated in open sea during the summer season.



**Vedlegg 2.** Toktruter (dekningsgrad) for registrering av sjøfugl i åpent hav i mytesesongen. - Transects investigated in open sea during the moulting season.





**Vedlegg 3. Toktruter (dekningsgrad) for registrering av sjøfugl i åpent hav i vintersesongen. - Transects investigated in open sea during the winter season.**

**Vedlegg 4. Sårbarhetstabell for hekkesesongen. For hver bestand er indeksverdiene (IS<sub>ind</sub> og BS<sub>ind</sub>) og de konverterte indekser (IS og BS) angitt. Forkortelsene er forklart i tabell 1. - Vulnerability table for the breeding season. The index values (IS<sub>ind</sub>, individual vulnerability, and BS<sub>ind</sub> population vulnerability) and the related converted indices (IS and BS) are given for each species. The abbreviations are explained in Table 1.**

Art Species	Individnivå - Individual level										Bestandsnivå - Population level										IS <sub>ind</sub>	IS	BS <sub>ind</sub>	BS
	To	Ts	Au	As	La	Rm	Fy	Ko	Re	Ex	Bs	Fo	Ua	Rp	Bu	Sp	Pi							
Smålom	3	1	1	3	2	1	2	2	3	1	3	1	3	3	2	2	2	0,520	2	0,334	2			
Havhest	3	1	3	2	1	1	2	2	2	3	1	2	1	3	1	1	1	0,467	2	0,535	2			
Havsule	3	1	3	2	1	1	1	2	2	3	3	2	3	3	1	1	1	0,232	1	0,508	2			
Storskarv	2	2	2	3	2	1	2	2	3	3	2	2	3	2	1	3	3	0,734	3	0,895	3			
Toppskarv	3	2	2	3	2	1	2	2	3	3	2	1	3	2	1	3	3	0,868	3	0,895	3			
Grågås	2	1	1	1	3	1	1	1	1	2	3	2	3	1	3	1	1	0,018	1	0,052	1			
Gravand	2	2	1	2	3	1	1	1	1	1	3	1	3	1	2	1	2	0,118	1	0,032	1			
Stokkand	2	2	1	1	3	1	1	1	1	1	2	1	3	1	2	1	1	0,096	1	0,013	1			
Ærfugl	3	3	1	3	3	1	2	2	3	2	1	3	1	2	2	3	2	0,952	3	0,959	3			
Siland	2	3	1	3	3	1	2	2	3	2	3	1	3	1	2	2	2	0,868	3	0,789	3			
Tyvjø	1	1	2	1	1	1	1	2	2	3	2	1	3	3	3	3	3	0,008	1	0,079	1			
Fiskemåke	2	2	2	1	3	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2	1	1	0,139	1	0,026	1			
Sildemåke	2	2	3	1	1	1	1	2	2	3	3	1	3	2	3	3	3	0,296	1	0,575	2			
Gråmåke	3	1	2	1	3	1	1	1	1	2	1	1	1	2	3	1	1	0,080	1	0,032	1			
Svartbak	3	1	2	1	3	1	1	1	1	2	1	1	1	2	3	1	1	0,080	1	0,032	1			
Krykkje	2	2	3	2	2	1	1	2	2	3	1	3	1	2	2	1	1	0,409	2	0,579	2			
Makrellterne	1	1	1	1	3	1	1	3	2	1	3	1	3	2	2	1	2	0,033	1	0,013	1			
Rødnebbterne	1	1	2	1	3	1	1	3	2	2	2	1	3	3	3	3	3	0,052	1	0,119	1			
Lomvi	2	3	3	3	3	1	2	2	3	3	2	2	3	3	3	3	3	0,937	3	0,989	3			
Alke	2	3	3	3	3	1	2	2	3	3	2	1	3	3	2	3	3	0,937	3	0,961	3			
Teist	3	3	1	3	3	1	1	1	3	3	2	3	2	3	2	2	2	0,734	3	0,935	3			
Lunde	3	3	3	3	3	1	2	2	3	3	1	1	2	3	3	3	3	0,986	3	0,971	3			



**Vedlegg 5. Sårbarhetstabell for mytesesongen. For hver bestand er indeksverdiene ( $IS_{ind}$  og  $BS_{ind}$ ) og de konverterte indekser ( $IS$  og  $BS$ ) angitt. Forkortelsene er forklart i tabell 1. - Vulnerability table for the moulting season. The index values ( $IS_{ind}$ , individual vulnerability, and  $BS_{ind}$  population vulnerability) and the related converted indices ( $IS$  and  $BS$ ) are given for each species. The abbreviations are explained in Table 1.**

Art Species	Individnivå - Individual level									Bestandsnivå - Population level									$IS_{ind}$	IS	$BS_{ind}$	BS
	To	Ts	Au	As	La	Rm	Fy	Ko	Re	Ex	Bs	Fo	Ua	Rp	Bu	Sp	Pi					
Ærfugl	3	3	1	3	3	2	3	1	3	3	1	3	1	2	2	3	2	0,979	3	0,992	3	
Siland	3	3	1	3	3	2	3	1	3	2	3	1	1	1	2	2	2	0,979	3	0,895	3	
Lomvi	3	3	3	3	1	2	3	2	3	3	1	2	2	3	3	3	3	0,992	3	0,995	3	
Alke	3	3	3	3	1	2	3	2	3	3	2	2	2	3	2	2	2	0,992	3	0,995	3	

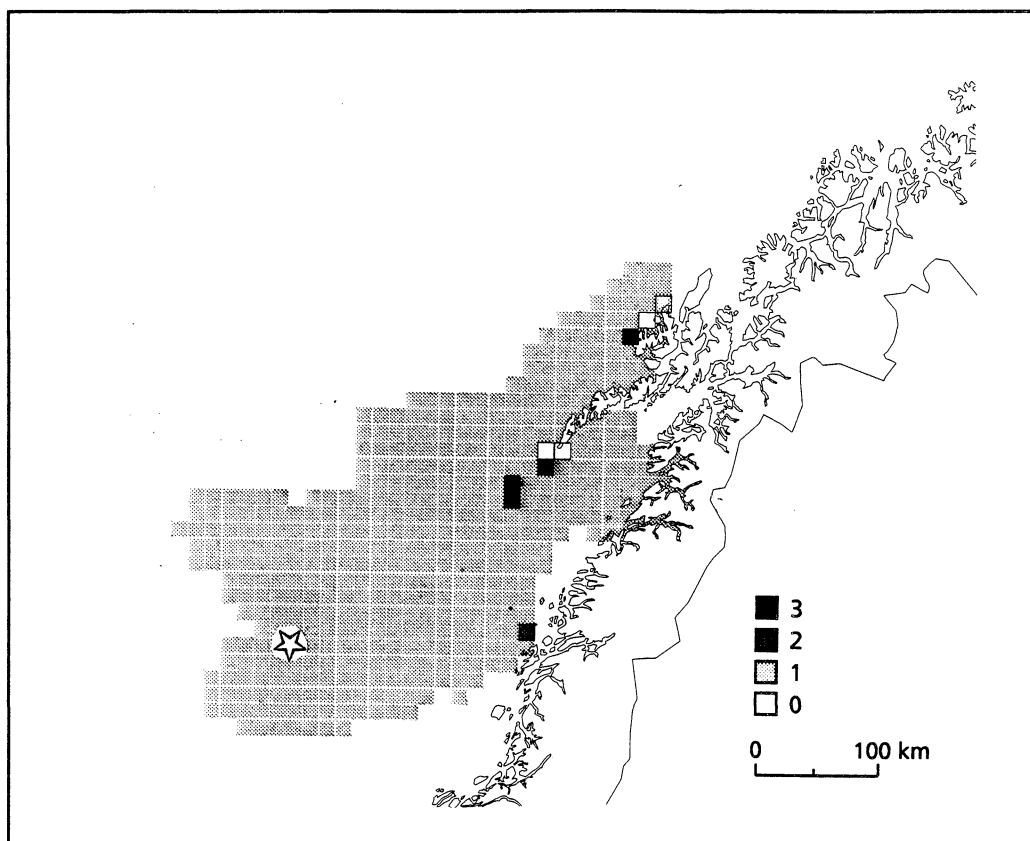
**Vedlegg 6. Sårbarhetstabell for vintersesongen. For hver bestand er indeksverdiene ( $IS_{ind}$  og  $BS_{ind}$ ) og de konverterte indekser ( $IS$  og  $BS$ ) angitt. Forkortelsene er forklart i tabell 1. - Vulnerability table for the winter season. The index values ( $IS_{ind}$ , individual vulnerability, and  $BS_{ind}$  population vulnerability) and the related converted indices ( $IS$  and  $BS$ ) are given for each species. The abbreviations are explained in Table 1.**

Art Species	Individnivå - Individual level									Bestandsnivå - Population level									$IS_{ind}$	IS	$BS_{ind}$	BS
	To	Ts	Au	As	La	Rm	Fy	Ko	Re	Ex	Bs	Fo	Ua	Rp	Bu	Sp	Pi					
Islom	3	3	2	3	2	3	3	2	3	2	3	2	3	3	2	2	3	0,995	3	0,994	3	
Gulnebbblom	3	3	2	3	2	3	3	2	3	2	3	2	2	3	2	3	3	0,995	3	0,995	3	
Havhest	2	2	3	2	1	3	2	1	3	3	1	2	2	3	2	1	1	0,678	3	0,765	3	
Storskarv	3	2	2	3	3	3	2	2	3	2	2	3	3	2	2	1	1	0,945	3	0,964	3	
Toppskarv	2	2	2	3	3	3	2	2	3	3	2	2	2	2	3	1	1	0,853	3	0,942	3	
Stokkand	3	2	1	2	3	3	1	1	2	1	2	3	2	1	2	1	1	0,537	2	0,293	1	
Ærfugl	3	3	1	3	3	3	2	1	3	2	1	3	3	2	2	2	2	0,948	3	0,957	3	
Praktærfugl	3	3	2	3	2	1	3	2	3	2	1	3	2	2	2	3	2	0,989	3	0,987	3	
Havelle	3	3	1	3	3	3	1	1	3	2	2	3	1	1	2	2	1	0,846	3	0,833	3	
Svartand	2	3	1	3	3	3	2	1	3	1	3	3	3	1	2	2	1	0,857	3	0,736	3	
Sjøorre	3	3	1	3	3	3	2	1	3	1	2	3	2	1	2	2	2	0,948	3	0,808	3	
Siland	3	3	2	3	3	3	2	1	3	2	2	2	2	1	2	3	2	0,972	3	0,950	3	
Gråmåke	3	2	2	1	2	3	1	1	2	2	1	2	3	2	1	1	1	0,484	2	0,404	2	
Svartbak	3	2	2	1	2	3	1	1	2	2	1	2	3	2	1	1	1	0,484	2	0,404	2	
Krykkje	3	2	3	2	1	3	1	2	3	3	1	1	3	2	2	1	1	0,748	3	0,625	2	
Lomvi	3	3	3	3	1	3	2	2	3	3	2	2	1	3	3	3	3	0,977	3	0,994	3	
Polarlomvi	3	3	3	3	1	3	2	1	3	3	1	3	3	3	1	3	2	0,948	3	0,991	3	
Alke	3	3	3	3	2	3	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2	2	0,989	3	0,997	3	
Teist	3	3	1	3	2	3	1	2	3	3	2	2	2	3	2	3	3	0,853	3	0,961	3	
Alkekonge	2	3	3	3	1	3	1	2	3	3	1	2	2	3	2	2	2	0,784	3	0,881	3	
Lunde	2	3	3	3	1	3	2	2	3	3	2	1	3	3	2	3	2	0,916	3	0,946	3	

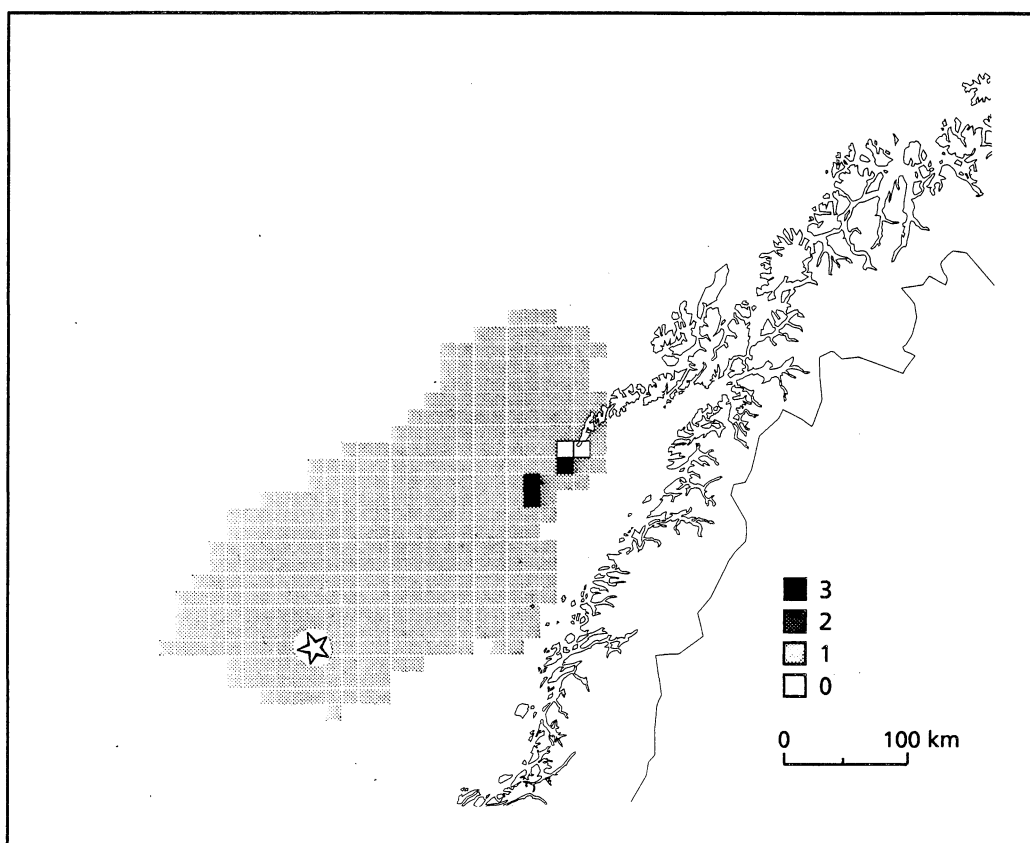
**Vedlegg 7. SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglartene innenfor influensområdet.** Indeksverdiene er konvertert til en firedeelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (○), små konsekvenser (●), middels store konsekvenser (●●) eller store konsekvenser (●●●). - Consequence index values for the various seabird species within the area at risk. The values have been converted to a quadruplicate consequence scale, no or insignificant consequences (○), small consequences (●), medium high consequences (●●) and very significant consequences (●●●).

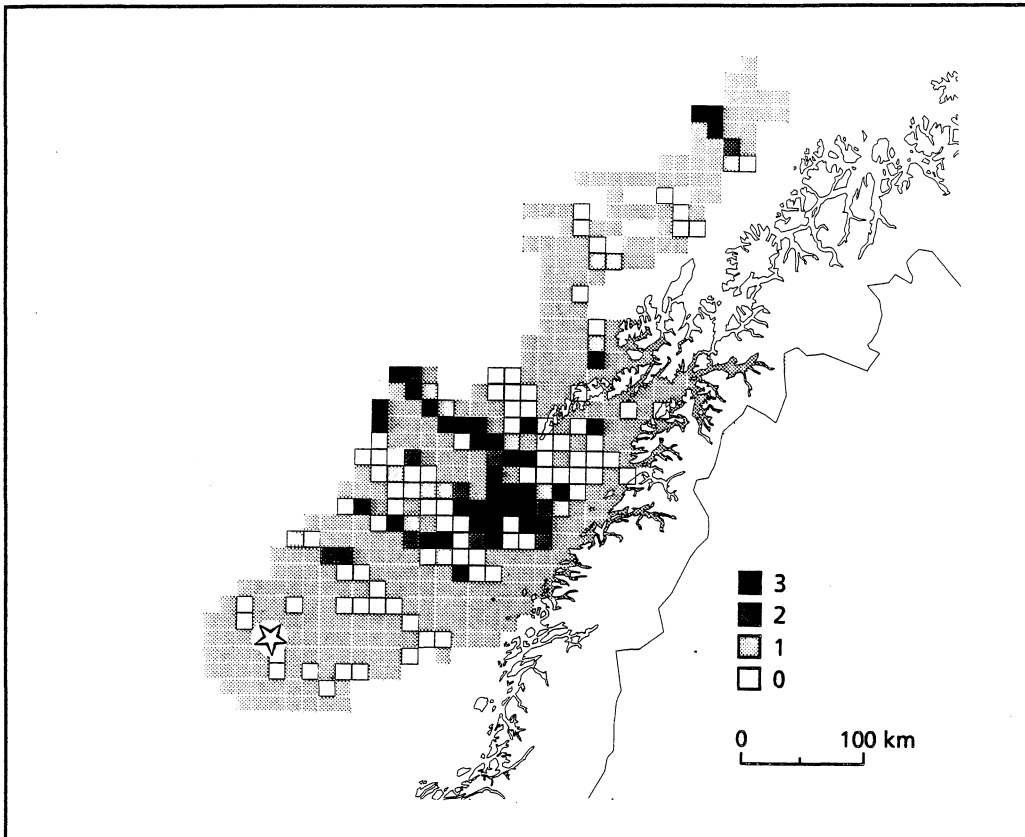
Art Species	Hekkesesongen Breeding season		Mytesesongen Moult season		Vintersesongen Winter season	
	Hekkeplass Breeding sites	Åpent hav Open sea				
Smålom	● (0,17)	-	-	-	-	-
Islom	-	-	-	-	●●● (0,43)	-
Guineblom	-	-	-	-	●● (0,29)	-
Havhest	●●● (0,49)	●● (0,32)	-	-	●●● (0,42)	-
Havsule	○ (0,11)	● (0,20)	-	-	-	-
Storskarv	●●● (0,42)	-	-	-	●● (0,31)	-
Toppskarv	●●● (0,42)	-	-	-	●●● (0,43)	-
Grågås	○ (0,02)	-	-	-	-	-
Gravand	○ (0,01)	-	-	-	-	-
Stokkand	○ (0,00)	-	-	-	○ (0,07)	-
Ærfugl	●●● (0,43)	-	●●● (0,41)	-	●●● (0,42)	-
Praktærfugl	-	-	-	-	●●● (0,39)	-
Havelle	-	-	-	-	● (0,22)	-
Svartand	-	-	-	-	● (0,14)	-
Sjøorre	-	-	-	-	● (0,12)	-
Siland	●● (0,30)	-	●● (0,28)	-	●● (0,27)	-
Tyvjo	○ (0,03)	-	-	-	-	-
Fiskemåke	○ (0,01)	-	-	-	-	-
Sildemåke	● (0,19)	-	-	-	-	-
Gråmåke	○ (0,01)	-	-	-	● (0,14)	-
Svartbak	○ (0,01)	-	-	-	● (0,15)	-
Krykkje	●●● (0,44)	●●● (0,34)	-	-	●●● (0,37)	-
Makrellterne	○ (0,00)	-	-	-	-	-
Rødnebbterne	○ (0,02)	-	-	-	-	-
Lomvi	●●● (0,62)	●●● (0,53)	●●● (0,54)	-	●● (0,31)	-
Polarlomvi	-	-	-	-	●● (0,30)	-
Alke	●● (0,25)	●●● (0,39)	●●● (0,50)	-	●●● (0,53)	-
Teist	●●● (0,39)	-	-	-	●●● (0,45)	-
Alkekonge	-	-	-	-	●●● (0,43)	-
Lunde	●●● (0,60)	●●● (0,70)	-	-	●●● (0,51)	-

**Vedlegg 8. Enkeltscenario for pelagiske alkefugler på hekkeplass. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslippssituasjonene. Scenarioindeksen ( $K_s$ ) er 0,52. - Single scenario for pelagic auks at the breeding sites. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the spill situations. The scenario index ( $K_s$ ) is 0,52.**

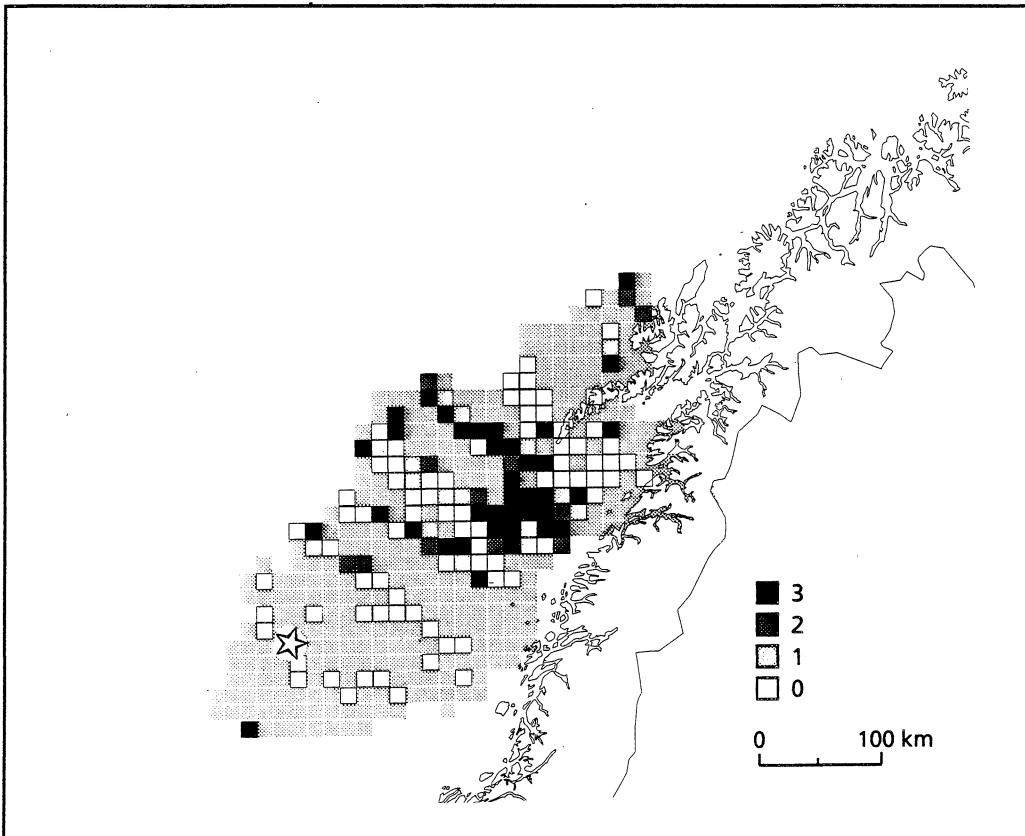


**Vedlegg 9. Enkeltscenario for pelagiske alkefugler på hekkeplass. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 90 % av utslippssituasjonene. Scenarioindeksen ( $K_s$ ) er 0,45. - Single scenario for pelagic auks at the breeding sites. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 90 % of the spill situations. The scenario index ( $K_s$ ) is 0,45.**





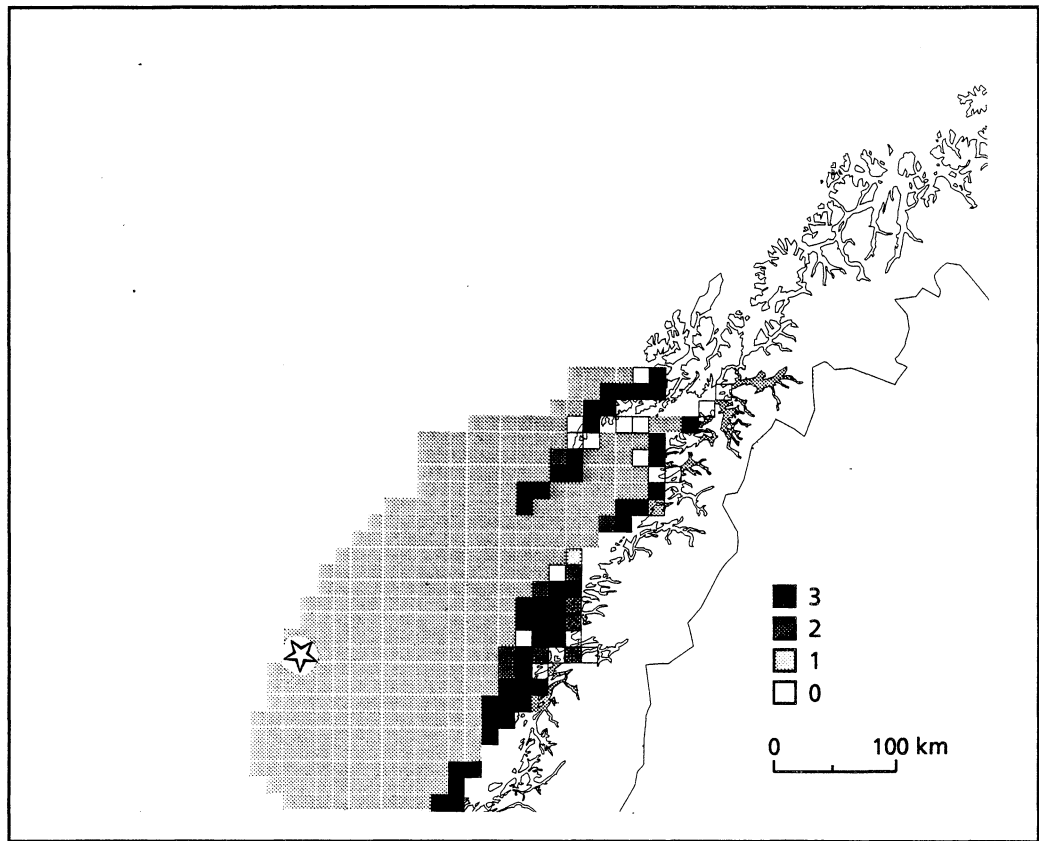
**Vedlegg 10.** Enkeltscenario for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslippssituasjonene. Scenarioindeksen ( $K_s$ ) er 0,59. - Single scenario for pelagic auks in open sea in the breeding season. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the spill situations. The scenario index ( $K_s$ ) is 0,59.



**Vedlegg 11.** Enkeltscenario for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 50 % av utslippssituasjonene. Scenarioindeksen ( $K_s$ ) er 0,55. - Single scenario for pelagic auks in open sea in the breeding season. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 50 % of the spill situations. The scenario index ( $K_s$ ) is 0,55.

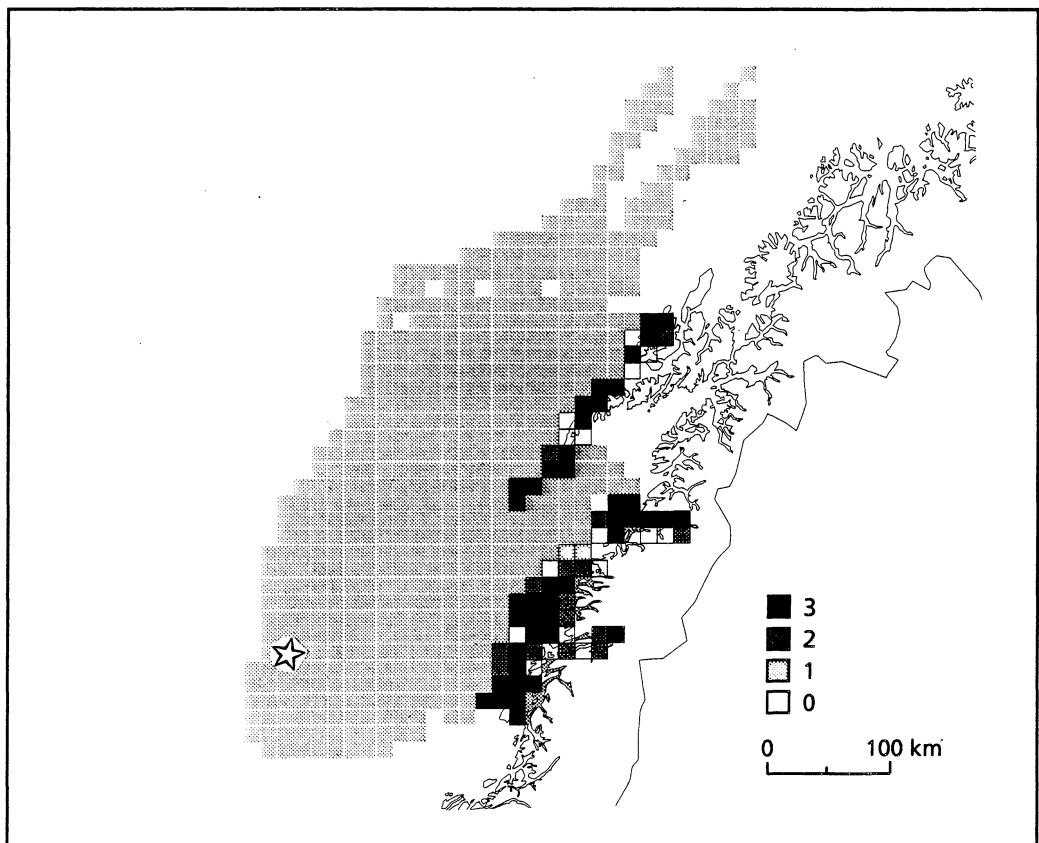
**Vedlegg 12.** Enkeltscenario for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslippsituasjonene. Scenarioindeksen ( $K_s$ ) er 0,42.

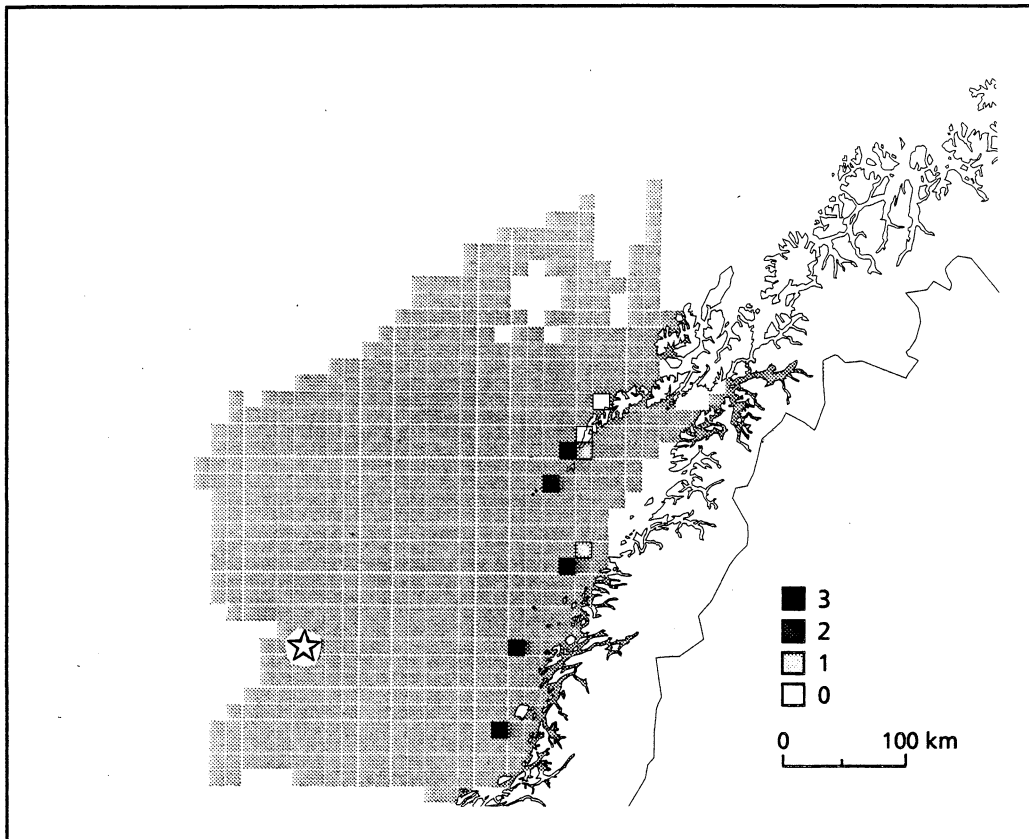
- Single scenario for coastal diving seabirds in the winter season. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the spill situations. The scenario index ( $K_s$ ) is 0,42.



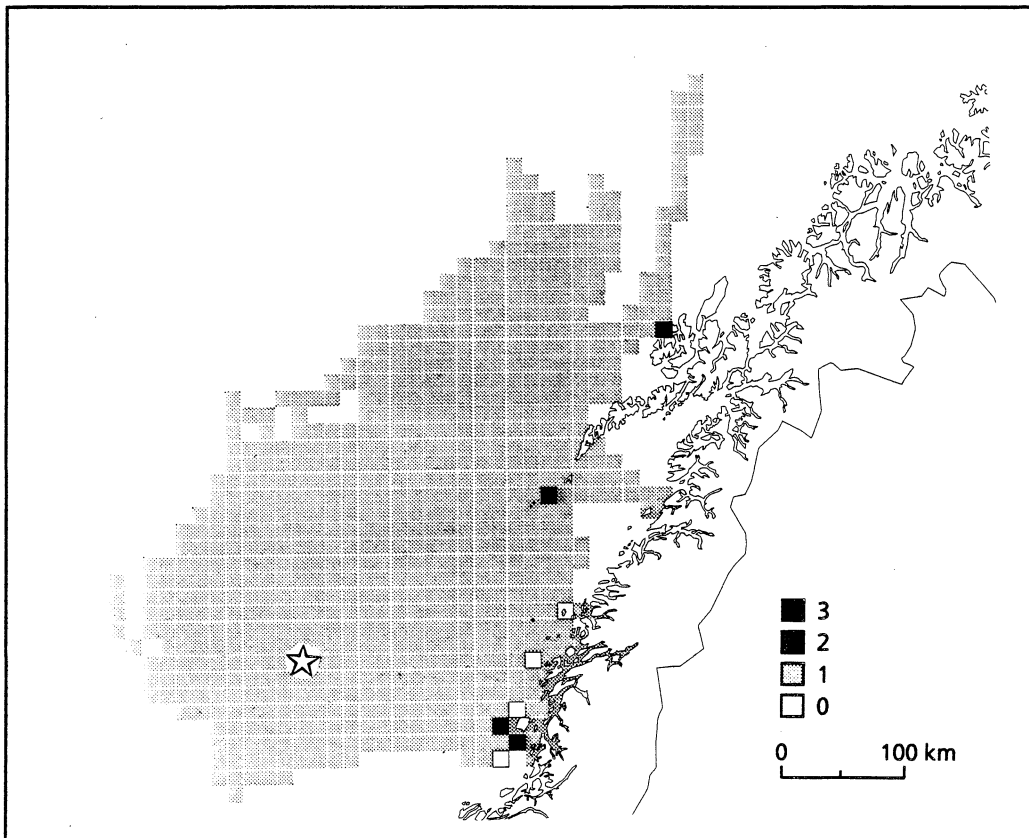
**Vedlegg 13.** Enkeltscenario for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 50 % av utslippsituasjonene. Scenarioindeksen ( $K_s$ ) er 0,31.

- Single scenario for coastal diving seabirds in the winter season. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 50 % of the spill situations. The scenario index ( $K_s$ ) is 0,31.





**Vedlegg 14.** Enkeltscenario for havert om sommeren. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslippssituasjonene. - Single scenario for grey seals during the summer. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the spill situations.



**Vedlegg 15.** Enkeltscenario for steinkobbe om sommeren. Kartet illustrerer et skadeomfang som er mindre enn eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslippssituasjonene. - Single scenario for common seals during the summer. The map illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the spill situations.



260

nina  
oppdrags-  
melding

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0446-0

Norsk institutt for  
naturforskning  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tel. 73 58 05 00