

384

# OPPDRAKSMELDING

Mulige konsekvenser for sjøfugl og  
kystsel ved petroleumsvirksomhet  
på Åsgard, Midt-norsk sokkel

Arne Follestad  
Tycho Anker-Nilssen  
Svein-Håkon Lorentsen



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

# Mulige konsekvenser for sjøfugl og kystsel ved petroleumsvirksomhet på Åsgard, Midt-norsk sokkel

Arne Follestad  
Tycho Anker-Nilssen  
Svein-Håkon Lorentsen

## NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

### NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding

### NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. 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.

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Follestad, A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1995. Mulige konsekvenser for sjøfugl og kystsel ved petroleumsvirksomhet på Åsgard, Midt-norsk sokkel. - NINA Oppdragsmelding 384: 1-74.

Trondheim, desember 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0630-7

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning  
NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag:100

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

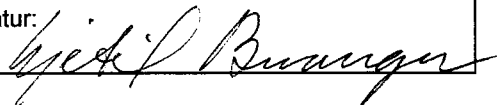
Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.:12404 Haltenbanken

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Statoil

## Referat

Follestad, A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1995. Mulige konsekvenser for sjøfugl og kystsel ved petroleumsvirksomhet på Åsgard, Midt-norsk sokkel. - NINA Oppdragsmelding 384: 1-74.

Denne rapporten gir en oversikt over bestandene av sjøfugl og kystsel innenfor influensområdet for oljesøl fra Åsgard, 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. Det er i denne rapporten benyttet en annen oljedriftsmodell (IKU's modell) enn i tidligere analyser (OCEANOR's modell). Vi har testet effekten av denne metodeforskjellen, og IKU's simuleringer har gitt relativt lave konsekvensverdier. Resultatene basert på denne modellen kan derfor ikke uten videre sammenlignes med tidligere analyser.

Emneord: Sjøfugl - sjøpattedyr - oljeforurensninger - konsekvensanalyse.

Arne Follestad, Tycho Anker-Nilssen, Svein-Håkon Lorentsen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

## Abstract

Follestad, A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1994. Potential impacts to seabirds and marine mammals of offshore petroleum activity at the Åsgard oil field on the shelf off Central Norway. - NINA Oppdragsmelding 384: 1-74.

This report surveys the populations of seabirds and coastal seals within the area that is at risk in the event of oil spills from Åsgard oil field 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 oil-drift simulations linked to the distribution of the 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 vulnerability indices and other considerations. An oil-drift model from IKU has been used to prepare this report, instead of the one from OCEANOR used for previous analyses. We have tested the effect of this difference in method and IKU's simulations have given relatively low consequence values. The results based on this model cannot therefore be compared with previous analyses without reservations being made.

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

Arne Follestad, Tycho Anker-Nilssen, Svein-Håkon Lorentsen, 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 Åsgard, 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 Statoil.

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

Trondheim, desember 1995

Arne Follestad, Tycho Anker-Nilssen, Svein-Håkon Lorentsen

## Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
1.1 Bakgrunn.....	5
1.2 Sjøfuglarter og deres økologi.....	5
1.3 Sjøpattedyrarter og deres økologi.....	6
1.4 Problemet olje/sjøfugl.....	6
1.5 Problemet olje/sjøpattedyr.....	7
2 Metoder, materiale og vurdering av data- grunnlaget.....	8
2.1 Influensområdet.....	8
2.2 Metoder for registrering a sjøfugl og sjøpattedyr.....	8
2.2.1 Hekkende sjøfugl.....	8
2.2.2 Sjøfugl langs kysten.....	8
2.2.3 Sjøfugl i åpent hav.....	8
2.2.4 Sel.....	8
2.3 Modell for sårbarhetsanalyse for sjøfugl.....	9
2.4 Modell for konsekvensanalyse.....	10
2.5 Databearbeiding og kartframstilling.....	12
2.6 Sjøfuglkategoriene.....	12
2.7 Vurdering av datagrunnlaget.....	14
2.7.1 Sjøfugl langs kysten.....	14
2.7.2 Sjøfugl i åpent hav.....	14
2.7.3 Sel.....	14
3 Forekomsten av sjøfugl og sjøpattedyr i influensområdet.....	15
3.1 Midt-norsk sokkel som sjøfuglområde.....	15
3.2 Sjøfugl i hekkesesongen (april-medio august).....	15
3.3 Sjøfugl i mytesesongen (juli-medio september).....	18
3.4 Sjøfugl i vintersesongen (november-mars)...	18
3.5 Bestandsutvikling hos sjøfugl.....	20
3.6 Sel.....	21
3.7 Særlig viktige områder for sjøfugl og sjøpattedyr.....	22
3.7.1 For sjøfugl i hekkesesongen.....	22
3.7.2 For sjøfugl i mytesesongen.....	23
3.7.3 For sjøfugl i vintersesongen.....	23
3.7.4 For sel.....	23
4 Sårbarhetsanalyse.....	24
4.1 Sjøfugl.....	24
4.2 Sel.....	24
5 Konsekvensanalyse.....	25
5.1 Rammebetingelser for analysen.....	25
5.1.1 Beskrivelse av konsekvens- 5.1.2 Fastsettelse av grenseverdier i SIMPACT.....	25
5.1.3 Usikkerhetsfaktorer i analysen i kategoriene.....	25

5.4	Indirekte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl.....	38
5.4.1	Forurensning av hekkeområdene .....	38
5.4.2	Forstyrrelser i hekkeområdene .....	38
5.4.3	Foringelse av næringsgrunnlaget .....	38
5.4.4	Sosialt betingede effekter .....	41
5.4.5	Nedsatt reproduktivitet.....	41
6	Oljedriftsmodeller og sammenligning med andre analyser.....	42
6.1	Sammenligning basert på oljedrift fra hhv. IKU og OCEANOR for Åsgard.....	42
6.2	Sammenligning av de to utslippsbetingelsene for Åsgard med andre analyser.....	44
7	Konklusjoner.....	48
7.1	Usikkerhetsfaktorer i analysen.....	49
7.2	Konsekvenser av oljesøl for sjøfugl .....	49
7.2.1	Sjøfugl i hekkesesongen (april-medio august) .....	50
7.2.2	Sjøfugl i mytesesongen (juli-medio september) .....	50
7.2.3	Sjøfugl i vintersesongen (november-mars) .....	50
7.3	Konsekvenser av oljesøl for sel .....	51
8	Anbefalinger .....	51
8.1	Beredskapstiltak.....	51
8.2	Oppfølgende studier.....	51
9	Sammendrag .....	52
10	Summary .....	54
11	Litteratur.....	55
Vedlegg	1-3 Sårbarhetstabeller for sommer-, myte- og vintersesongen.....	59
Vedlegg	4 Konsekvensindekser for enkelte sjøfuglartene .....	61
Vedlegg	5-7 Toktruter (dekningsgrad) for registrering av sjøfugl i åpent hav myte og vintersesongen.....	63
Vedlegg	8-17 Scenariet kart.....	65
Vedlegg	18 Vurdering av direkte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl dersom OCEANOR's oljedriftstatistikk legges til grunn.....	71

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

I forbindelse med planlagt utbygging og drift av oljefeltet Åsgard 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 Den norske stats oljeselskap a.s (Statoil). 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. Videre skulle utredningen bygge på oljedriftssmuleringer utført av IKU Petroleumsforskning (SINTEF-gruppen) som inngangsdata til modellsystemet SIMPACT. For denne rapporten er det definert to alternative blow-out-hendelser, en med varighet 15 døgn og en med varighet 45 døgn. Sannsynligheten for en utblåsning som varer under 15 døgn regnes som 9-10 ganger større enn en utblåsning som varer over 15 døgn både i bore- og driftsfasen. 45 døgn er den tiden en antar det vil ta å bore en avlastningsbrønn, men regnes som et svært lite sannsynlig scenario (Miljøriskioanalyse, Statoil 17.11.1995).

## 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 levested 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 bare 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 et al. 1994). Hos mange arter er det ikke uvanlig at enkeltindivider kan bli 30-50 år gamle. Denne type livshistorie er gunstig 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 1-3) gjenspeiler den store økologiske variasjonen som finnes innenfor gruppen sjøfugler.

## 1.3 Sjøpattedyrarter og deres økologi

I norske farvann omfatter gruppen sjøpattedyr alle hval- og selarter. Hvalene (Cetacea) antas å være lite utsatt for oljesøl fordi de opprettholder kroppstemperaturen vha. et tykt spekklag og derfor ikke trenger en varmeisolerende pels, slik som enkelte arter sel. Det finnes ennå ingen sikre bevis på at hvaler er blitt drept av oljesøl (Geraci & St.Aubin 1990), og hvalartene er derfor utelatt fra denne rapporten. Av selene (Phocidae) er to arter, havert *Halichoerus grypus* og steinkobbe *Phoca vitulina*, knyttet til norskekysten gjennom hele året. Andre selarter, som f.eks. ringsel *Phoca hispida*, grønlandssel *Phoca groenlandica*, storkobbe *Erignathus barbatus* og klappmyss *Cystophora cristata*, opptrer bare sporadisk langs kysten, og kaster (føder) ikke unger her. Disse artene er derfor utelatt fra denne rapporten.

Haverten finnes i de ytre kyststrøk fra Froan i Sør-Trøndelag og nordover til Murmansk-kysten. En liten bestand finnes også i Rogaland. Kasteperioden varer fra september til november (desember i Finnmark). Ved fødselen har ungene en lang, hvitaktig ullhårspels. De dies i ca. 17 døgn og avvennes brått. Deretter kommer en periode på ca. 2 uker der ungene faster og feller fødselspelsen (Bowen 1991). De voksne dyrene tar ikke til seg næring i kasteperioden, men tærer på opplagrede fettreserver. Voksendyrene feller pelsen i februar-mars, og i denne perioden tilbringer dyrene mye tid på land. Atferd og biologi til unge og voksne dyr utenom kaste- og hårfellingsperioden er dårlig kartlagt. Trolig vandrer mange dyr langs kysten. Wiig & Øien (1987) nevner bl.a. at dyr fra Froan i Sør-Trøndelag vandrer nordover langs kysten etter kasteperioden.

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

## 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 Styliis (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 fjærslag 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 eller 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. En restitusjon forutsetter at bestandsreduksjonen har en positiv effekt for de gjenværende individene. Slike effekter er svært dårlig kjent og på ingen måte selvfølgelig. 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 uttak) i reduserte bestander. Hos kolonihekkende arter er det bl.a. vist at 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 (Anker-Nilssen & Barrett 1991, Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus).

## 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), men se Frost et al. (1993). 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). Voksne ekte selser *Phocidae* har et tykt spekklag som hindrer varmetap. Oljesøl vil derfor ikke øke varmetapet i samme grad hos ekte selser som arter med isolerende pels. Oljesøl kan imidlertid føre til irritasjon og sårdannelser, 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. I Froan er det observert at ca. halvparten av havertungene som fødes blir oljetilsølt i løpet av dieperioden (Ekker et al. 1992), og oljeflekker er også påvist i pelsen på havertunger på Helgeland (Røv 1992). 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 unpubl.). Røv (1993) nevner ett tilfelle fra Helgeland der en havertunge skal ha blitt drept som følge av oljesøl. Olje av ukjent opphav skylles i land mer eller mindre regelmessig 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 flomålet over lang 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 blodløpet kan skade lever, nervesystem og bloddannende vev (Geraci & St.Aubin 1990). Oljesøl kan også føre til beveges- og pusteproblemer hos sjøpattedyr (Warner 1969, Davis & Anderson 1976), og sveiver ('forlabber') på havertunger er blitt gjenklisset med den følge at ungene druknet (Davis & Anderson 1976). Observasjoner av atferd til selser 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 oljeforbindelser (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 fettrikt vev som

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 40 år før bestanden når 95 % av sitt opprinnelige nivå avhengig av hvilke fraksjoner av populasjonen som rammes (Jødestøl et al. 1995).



## 2 Metoder, materiale og vurdering av data-grunnlaget

### 2.1 Influensområdet

Anker-Nilssen (1987) har angitt hvordan en kan identifisere en planlagt virksomhets risikoområde (influensområde) for sjøfuglene. Influensområdet er i videste forstand definert som det sjøareal som kan bli berørt av oljeforurensning fra virksomhetsområdet. Anker-Nilssen (1987) anbefaler likevel at en velger 5 %- eller 10 %-koten for sannsynlighet for forurensning fra et oljeutslipp, basert på Slikmap-modellen (Johansen 1988), som en velegnet grense. Det kan være en betydelig geografisk variasjon for denne sannsynlighetskoten fra sesong til sesong og med utslippsbetingelsene som er gitt, bl.a. for utslippsrate og varighet, men en har likevel funnet det hensiktsmessig bare å operere med ett influensområde som avgrenses av ytterste kote når de ulike sesongkotene legges oppå hverandre (jf. Anker-Nilssen 1987).

Anker-Nilssen (1987) tar imidlertid ikke stilling til hvordan influensområdet skal defineres når det for en og samme analyse opereres med to forskjellige utslippsbetingelser (som her ved varighet hhv. 15 og 45 døgn). Vi har likevel valgt å bruke ett og samme influensområde, men det kan være verd å merke seg at om denne analysen kun hadde blitt utført med det minste utslippsalternativet, ville influensområdet ha blitt mindre i utstrekning enn det er nå.

Oljedriftsberegninger foretatt av IKU (Reed et al. 1995b) viste at en utblåsning fra Åsgard (65°03'54"N 6°59'00"E), med en utslippsrate på 3000 m<sup>3</sup> pr. døgn og en varighet på 45 døgn, kan berøre områder fra Averøy i Møre og Romsdal til Lopp-havet på grensen mellom Troms og Finnmark. Sannsynligheten for oljeforurensning i disse ytterkantområdene er imidlertid meget liten. Grensene for influensområdet ble valgt på grunnlag av omlag 5 %-koten for sannsynlighet for ankomst av olje (se Reed et al. 1995b). Risikoområdet for denne analysen er dermed avgrenset av Frøya (63°30'N) i Sør-Trøndelag til Rebbenesøy (70°N 19°E) i Troms. Froan med sine store ressurser både av sjøfugl og sjøpattedyr er dermed inkludert i alle analyser, selv om området har meget liten sannsynlighet for å bli truffet av olje i utslippsalternativet med varighet 15 døgn (Reed et al. 1995b).

## 2.2 Metoder for registrering a 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 reir-ganger" 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) og Walsh et al. (1995).

### 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 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-takserte 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>) for data som vises i ressurskartene. Data som er benyttet i SIMPACT-modellen, er imidlertid beregnet innenfor ruter på 15 x 15 km (225 km<sup>2</sup>) etter gjeldende standard.

### 2.2.4 Sel

Datagrunnlaget for sjøpattedyr til denne analysen er hentet fra Røv (1992) og Lorentsen (upubl.) for områdene sør for Vestfjorden, og fra Wiig (1988, 1989) og Haug et al. (1991, 1994) for områdene nord for Vestfjorden. Dataene er inn-samlet vha. to metoder: tellinger av alle voksne dyr i området og tellinger av antall unger i kasteperioden. Direkte tellinger av hele bestanden er problematisk fordi voksne seler tilbringer mesteparten av tiden i sjøen. Slike tellinger foregår derfor i hårfellingsperioden, som er i februar-mars for havert og august for steinkobbe. I denne perioden ligger selene stort sett på land, og er relativt enkle å telle. Datagrunnlaget for denne perioden er relativt bra for steinkobbe, men dårlig for havert.

Haverten benytter tradisjonelle kasteplasser i yngleperioden, 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 bestanden av voksendyr vha. konverteringsfaktorer beregnet for utenlandske selpopulasjoner (Øritsland & Bjørge 1982, Wiig 1986). Vurderingen av slike tellinger kan imidlertid være forbundet med store vanskeligheter. For eksempel vil det være vanskelig å få et mål på totalproduksjonen av havertunger uten at en dekker hele kasteperioden. Videre vil en omregning av ungeproduksjon til et estimat for bestanden av voksne dyr kreve at en har grundig kjennskap til demografiske faktorer som kontrollerer bestandens størrelse og fordeling (se for eksempel Harwood & Prime 1978). For havert har det ikke vært mulig å gjennomføre ungetellinger i alle områdene, 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).

Også steinkobben kaster i tradisjonelle områder, men ungene ligger mere spredt enn hos havert og er derfor vanskeligere å telle. I tillegg fødes steinkobbeungene i vannkanten og oppholder seg etter meget kort tid stort sett i sjøen. For steinkobbe er det maksimale antall dyr observert i et område, inkludert unger, brukt som mål på bestandsstørrelsen. Tellingene er foretatt på sommeren.

Både havert og steinkobbe foretar vandringer utenom kasteperioden, men omfanget av disse er svært dårlig kjent. Det antas likevel at steinkobber er mere stasjonære enn havertes, der det er påvist tildels store vandringer utenfor kasteperioden (jf. Wiig & Øien 1987). I denne analysen er det antatt at steinkobbebestanden er stasjonær gjennom hele året, og oljedriftsberegninger for sommer og vinter er derfor kjørt mot fordelingen av arten innenfor influensområdet i de respektive årstider. Havertene vandrer langs kysten i perioden mellom yngleperiodene, og for denne arten er ressursfordelingen i yngleperioden kjørt mot oljedriftsberegninger for vinterhalvåret. Det er ikke kjørt noen egen analyse for havert i sommerhalvåret.

## 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 og for oljeselskap (Anker-Nilssen et al. 1988a, Lorentsen et al. 1993, Strann et al. 1993, Anker-Nilssen et al. 1994). Det er viktig ikke å forveksle denne modellen med

analysemetode SIMPACT. Sårbarhetsindeksen brukes til å produsere input til SIMPACT-analysen (Anker-Nilssen et al. 1992).

Modellen tar utgangspunkt i at det peker seg ut fem faktornivå for sjøfuglenes sårbarhet overfor olje i et område. Disse er: Representasjon eller tilstedeværelse (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 sårbarhets-kriterier. 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, middels eller høy sårbarhet. Det må presiseres at sårbarhetsanalysen kun gir et relativt mål på de direkte effekter av et oljesøl og de langsiktige virkninger av disse for bestanden. Indirekte og sekundære effekter kan også være alvorlige, men disse blir ikke vurdert i modellen.

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).

$$is = To \times Ts \times \frac{2Au + As + 2La}{5} \cdot \frac{Rm + 4Fy}{5} \cdot \frac{Ko + Re}{2}$$
$$bs = Is \times Ex \times \frac{Bs + 2Fo}{3} \cdot \frac{2Ua + 4Rp + 2Bu + 4Sp + Pi}{13}$$

Sårbarhetskriteriene blir brukt til å beregne en sårbarhetsindeks som "mates" direkte inn i SIMPACT-modellen (Anker-Nilssen et al. 1992). SIMPACT kan bruke sårbarhetsindeksverdiene direkte, siden konsekvensindeksen må 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 vektningen av de ulike parametrene må heller ikke oppfattes som absolutt.

**Tabell 1.** Forkortelser benyttet i modellen for beregning av sårbarhet og verdikategoriene (kodet fra 1-3) som benyttes i sårbarhetsberegningene. Parametrenes 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

## 2.4 Modell for konsekvensanalyse

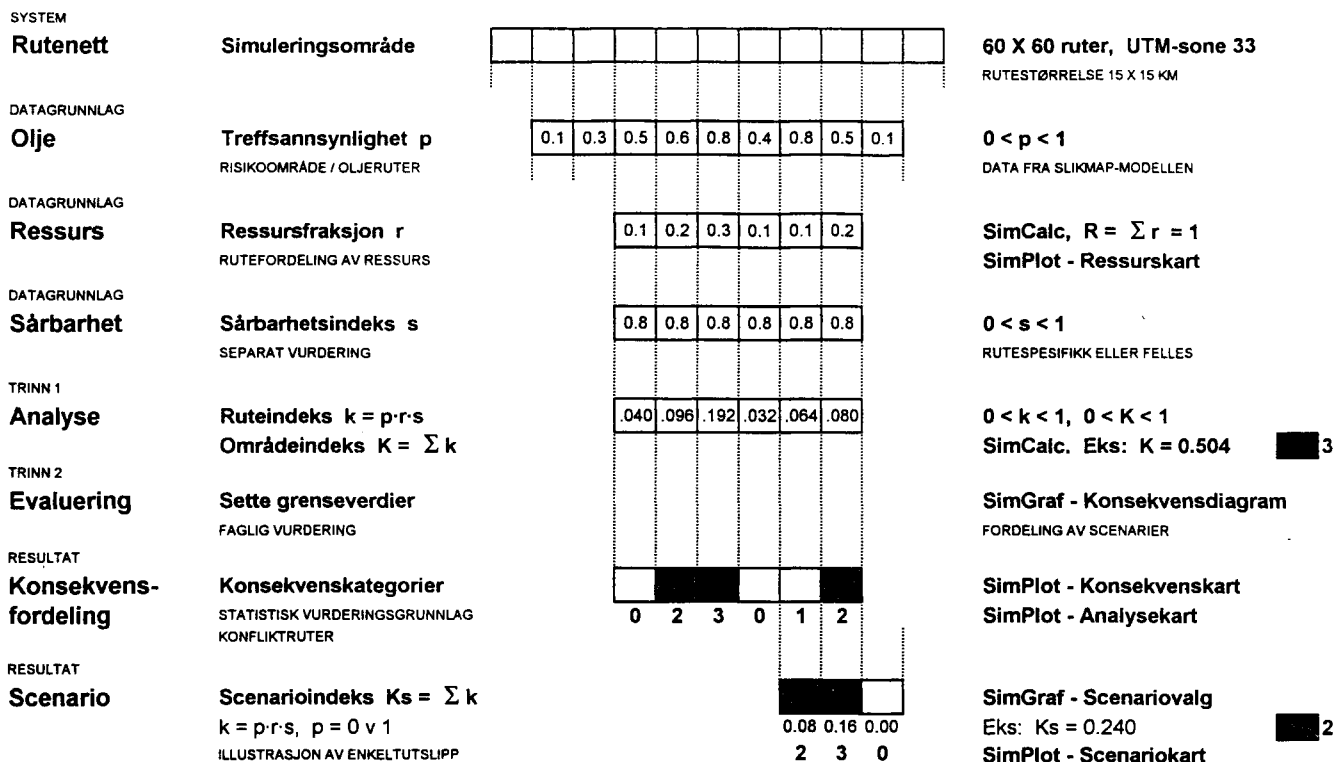
Analysesystemet SIMPACT ble benyttet for å koble oljedriftssimuleringer til fordelingen av biologiske ressurser. SIMPACT er et generelt analysesystem for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet, og kan anvendes for de fleste typer ressurser som blir berørt av marine oljeforurensninger. En fullstendig 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 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 oljedriftssimuleringer. 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.

## Analyseprinsippet i SIMPACT



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

På grunnlag av ressursdataene beregner programmodulen SimCalc hvor stor andel av ressursen (skala 0-1) som finnes i den enkelte rute. Når ressursen fremstilles på kart i programmodulen SimPlot er det r-verdiene som plottes. Deretter beregner programmet en rutespesifikk konsekvensindeks k, lik produktet  $p \cdot r \cdot s$ , som også er på skala 0-1. Det er k-verdiene som plottes med ulik skravor i konfliktrutene på konsekvenskartet. Utrederen må imidlertid først konvertere verdiene (i programmodulen SimGraf) 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 scenarioindeksene 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 utslippssituasjonene som vil føre til minst like store effekter som illustrert i det valgte scenariet. Det er m.a.o. det samlede skadeområdet i scenariet som har en forventningsverdi, ikke den geografiske fordelingen av skaden.

SIMPACT tilskriver normalt ruter i fjorder eller andre farvann inne på kysten den samme treffsannsynligheten som den kyststrøme 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. I analysen for Åsgard er ikke olje trukket inn i fjordene på denne måten, hverken i IKU's eller OCEANOR's simuleringer. Konsekvensindeksene kan derfor være noe mindre enn i tidligere utredninger, selv om det for de fleste arter er små ressursmengder i indre fjordstrøk.

Gjennom SIMPACT produseres flere karttyper. Ressurskartene beskriver fordelingen av en eller flere ressurser i antall, tid og rom. Konsekvenskartene illustrerer både ordelingen 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 som gir en gradering av et analyseområde med hensyn til hvilket skadepotensiale en letevirsomhet i de ulike områdene vil ha overfor en eller flere ressurser, er ikke aktuelt for den foreliggende analysen. Den omfatter kun ett utslippspunkt i forbindelse med utvinning av petroleumssressurser og presenterer derfor bare ressurskart, konsekvenskart og scenariokart.

## 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.

NINA's sjøfugldatabase 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). Sjøfugldatabasen blir nå tilrettelagt for Windows vha. SQL-server og koblet interaktivt med NINA's GIS-programvare i et nytt programsystem.

Programsystemet SIMPACT (Anker-Nilssen et al. 1992, Anker-Nilssen & Kvenild 1993) er benyttet for alle kartframstillinger. SIMPACT gjør det mulig bl.a. å 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. Kakestykker gjør det også lettere å vise null-verdier i åpent hav, altså områder som er undersøkt, men hvor det ikke er funnet fugl.

## 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 én 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 etter mønster av Anker-Nilssen et al. (1994). Disse gruppene behandles deretter som enhetlige ressurser i den videre analysen. Selv om en slik inndeling har store fordeler, kan den også 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 4.

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 skiller vi 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 næringssøk. Hos mange dykkende arter (f.eks. alkefugler) er flygeevnen 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 oljeflaket 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 Åsgard resulterer i fire ulike økologiske grupper som igjen vurderes i forhold til ulike tidsstadier i sjøfuglenes årssyklus; hekke-, myte- og vintersesong (tabell 2). Siden alle pelagisk dykkende arter i dette området også tilhører samme familie (alkefuglfamilien Alcidae), har vi kalt denne gruppen pelag-

**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 Sildemåke Krykkje		Havhest Krykkje
Kystbundne dykkende sjøfugl Coastal diving seabirds	Smålom Storskarv Toppskarv Ærfugl Siland Teist	Ærfugl Siland	Islom Gulneblom Storskarv Toppskarv Ærfugl Praktærfugl Havelle Svartand Sjørørre Siland Teist
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl Coastal surface-feeding seabirds	Grågåås Gravand Stokkand Tyvjo Fiskemåke Gråmåke Svartbak Makrellterne Rødnebbterne		Stokkand Gråmåke Svartbak

iske alkefugler (5 arter). Gruppen **pelagisk overflatebeitende sjøfugl** omfatter derimot 4 arter som taksonomisk sett står svært langt fra hverandre; 1 stormfugl (havhest), 1 pelikanfugl (havsule) og 2 måkefugler (sildemåke og krykkje). I motesetning til i Norge-rapporten (Anker-Nilssen et al. 1994) er sildemåke tatt med i denne gruppen fordi den har et langt mer pelagisk levesett enn f.eks. gråmåke og svartbak i hekkesesongen (jf. bl.a. Camphuysen et al. 1995 for sildemåke i Nordsjøen), noe som også gir seg utslag i en langt høyere sårbarhetsindeks enn for de andre måkeartene (jf. **vedlegg 1-3**). **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 6 arter måkefugler. De økologiske særtrekkene for disse

gruppene gjenspeiles også i at sårbarhetsindeksene for artene innen hver gruppe er nokså samsvarende (jf. **kapittel 4** og **vedlegg 1-3**).

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 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 fomuffig, 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 (Follestad 1993). Bl.a. gjelder dette flere viktige fuglefjell som Lovund (Lurøy) og Fugløy (Gildeskål). 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 er forholdsvis god (**vedlegg 5-7**). I myte- og vinterseongen er imidlertid dekningsgraden mangelfull i havområdene like nord for det aktuelle virksomhetsområdet, dvs. de havområdene hvor treffsannsynligheten for olje synes å være størst (jf. Reed et al. 1995b).

### 2.7.3 Sel

Datamaterialet både for havert og steinkobbe er relativt usikkert. Særlig gjelder dette der antall voksendyr er benyttet. Selene tilbringer mesteparten av tiden i sjøen og er således vanskelige å telle. Bestandene er derfor trolig underestimert. 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 for norske bestander, og verdier fra utenlandske studier må inntil videre benyttes. Vanlig brukte konverteringsfaktorer varierer fra 2,5 til 5, og gir bare et omtrentlig estimat på den totale bestandsstørrelsen.

En stor usikkerhetsfaktor er fordelingen av havert utenom kasteperioden. Merkinger viser at dyrene fordeler seg langs hele kysten (Wiig & Øien 1987), men den relative fordelingen av dyr er ukjent. Om havertene da foretrekker spesielle områder er også ukjent. Usikkerhetsfaktorene er såpass store at vi, etter nøye vurdering, har valgt å utelate havert i sommerhalvåret fra denne analysen. Dette er imidlertid en årstid der det av forskjellige årsaker antas at dyrene er relativt lite sårbare overfor oljeutslipp. Et oljeutslipp i denne perioden vil ramme voksne og halv voksne dyr som antas mindre sårbare enn unger, og sjansene for å oppdage og unngå oljeutslipp er sannsynligvis store på denne tiden av året.

### 3 Forekomsten av sjøfugl og sjøpattedyr i influensområdet

#### 3.1 Midt-norsk sokkel som sjøfuglområde

God tilgang på mat og tilfredsstillende hekkeplasser er blant de viktigste faktorene som avgjør sjøfuglenes 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 atlantehavsvann strømmer nordover og møter kystvannet som har en lavere saltholdighet. Det dannes fronter der disse 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 atlantehavsvannet 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 2) om enn ikke så høy

som om sommeren. Merk at flere bestander inngår som grunnlagsdata for tabell 3 og figur 2 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.

Karaktérfugler 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).

#### 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 Sklinna i sør til Nord-Troms (figur 3). De største koloniene ligger på Røst, i Vesterålen (Fuglenykan, Anda og Bleiksøy) og i Nord-Troms (Sør-Fugløy). De største konsentrasjonene av alkefugler i åpent hav i hekkesesongen finnes, naturlig nok, utenfor de sentrale koloniene, og da spesielt Røst (figur 4). 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 lundebestanden på Røst, omlag 20 % av sjøfuglene som er tilknyttet det norske fastlandet (Anker-Nilssen 1994, Anker-Nilssen & Øyan 1995).

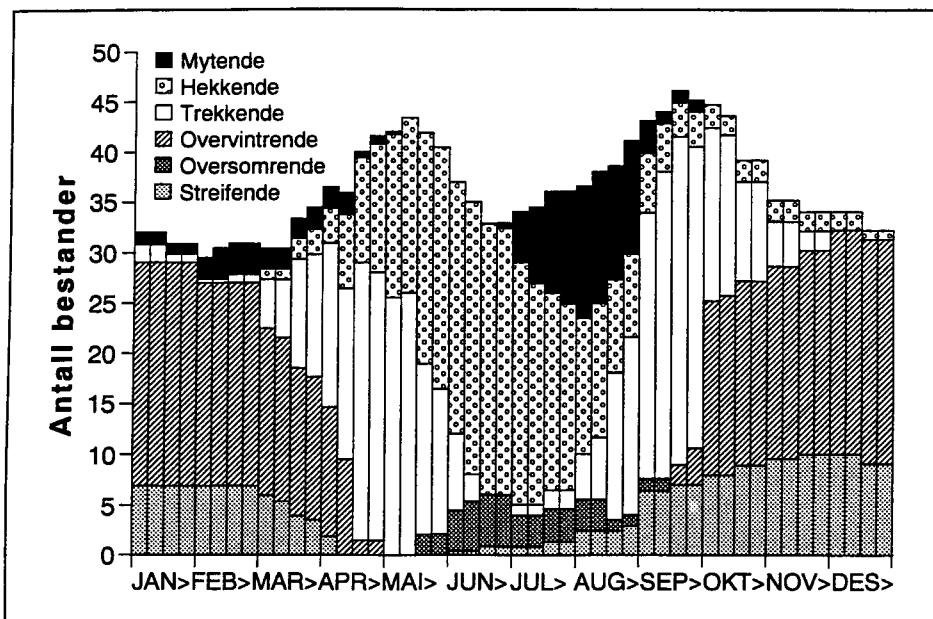
##### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

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 5). Et unntak her er sildemåken, som har flere mindre kolonier spredt innenfor influensområdet. I åpent hav er spesielt store konsentrasjoner påvist på Røstbanken (figur 6).

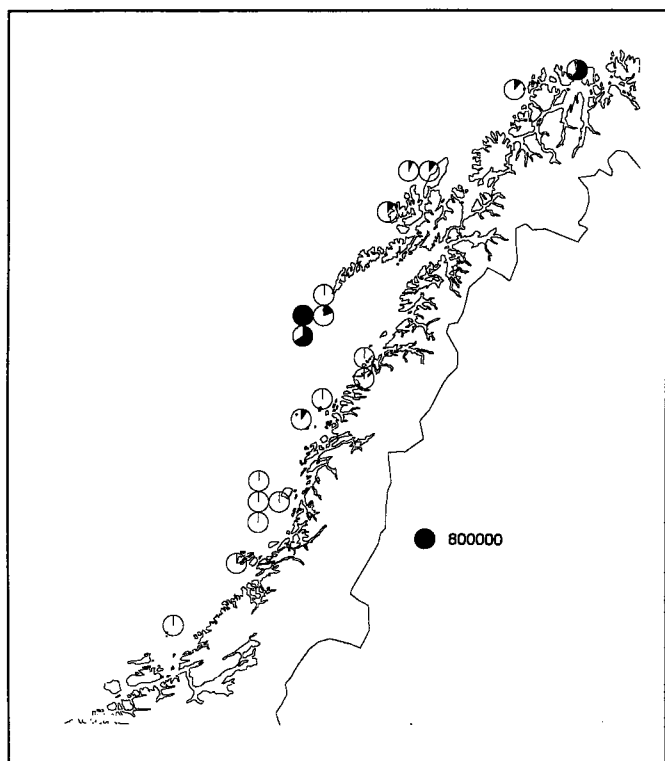
*Tabell 3. Sesongvariasjon i estimerte bestandsstørrelser for sjøfugl i influensområdet, fordelt på ulike systematiske grupper. For en rekke grupper er størrelsesorden bare angitt i nærmeste tierpotens (etter Strann et al. 1993). - Seasonal variation in the number of seabirds within the area at risk.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

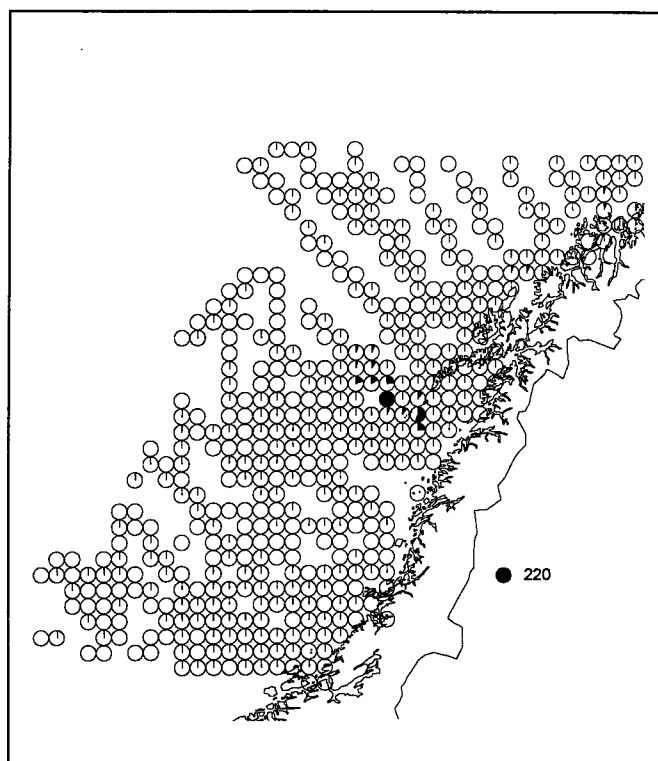




**Figur 2.** Variasjonen i antall bestander innen risikoområdet i de forskjellige sesongene (etter Strann et al. 1993). - Variations in the number of seabird populations within the area at risk throughout the year (after Strann et al. 1993).



**Figur 3.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler på hekkeplass innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution in the breeding season of pelagic auks at the breeding sites within the area at risk.



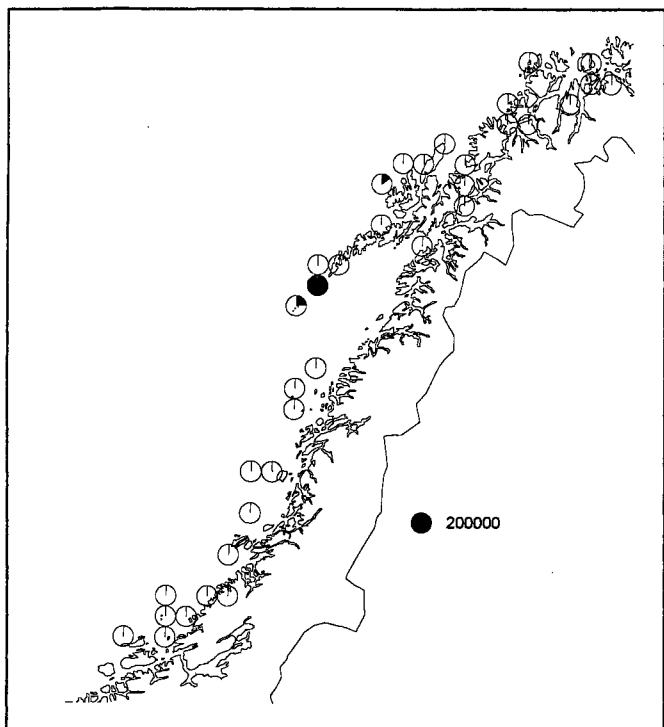
**Figur 4.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler i åpent hav innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of pelagic auks in the open sea within the area at risk in the breeding season.

**Kystbundne dykkende sjøfugl**

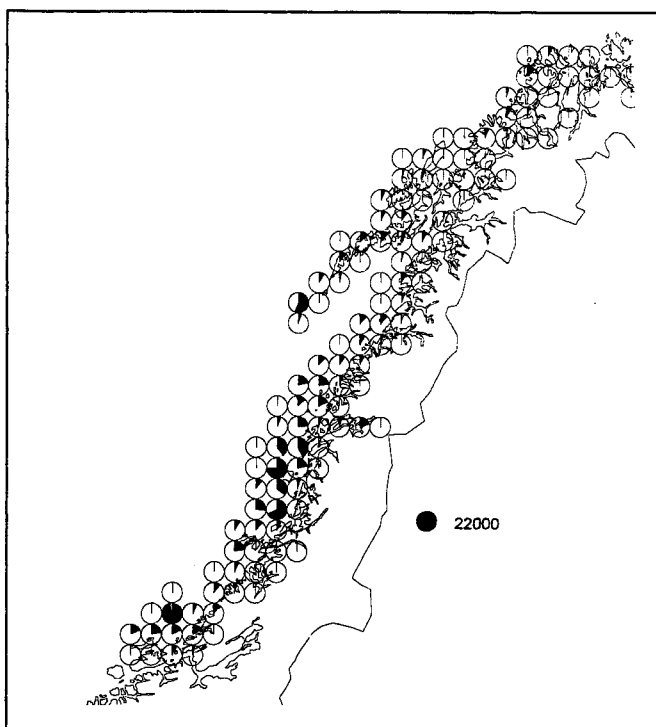
Kystbundne dykkende sjøfugl hekker langs kysten av hele influensområdet. Hovedtyngden av bestandene finnes imidlertid i Sør-Trøndelag med Froan som det viktigste området, og på Helgelandskysten fra Brønnøysund til Lurøy og på Værøy og Røst (figur 7).

**Kystbundne overflatebeitende sjøfugl**

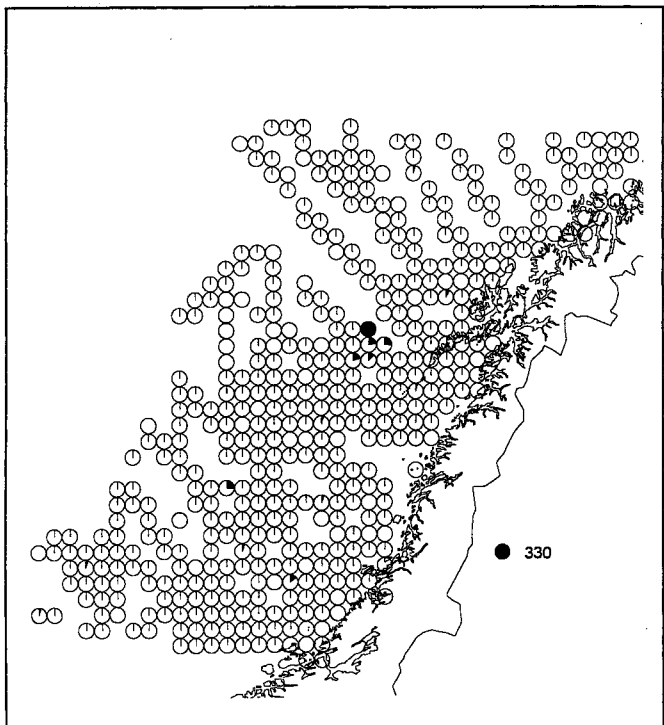
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl hekker langs kysten av hele influensområdet. Hovedtyngden av bestandene finnes i deler av Sør-Trøndelag og langs Helgelandskysten fra Vikna til Lurøy, i Lofoten/Vesterålen og Nord-Troms (figur 8).



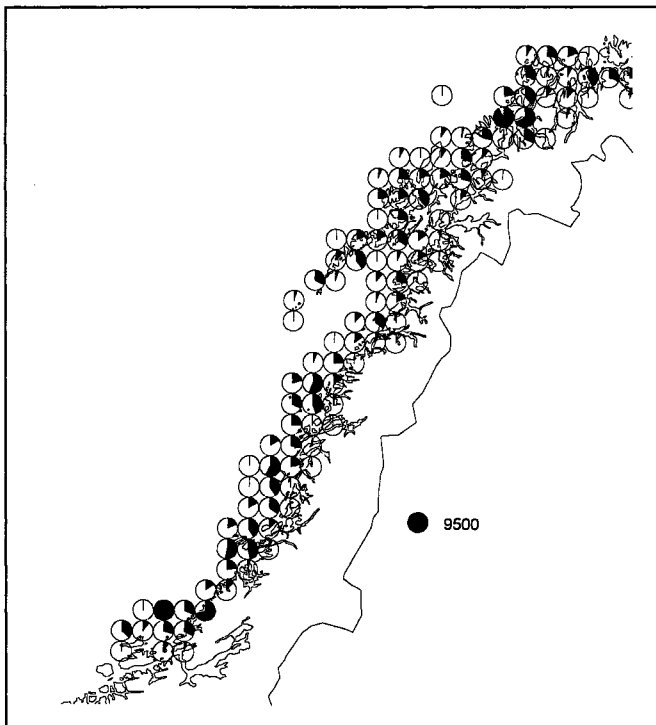
**Figur 5.** Relativ fordeling av pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass innenfor influensområdet i hekkesesongen. - Relative distribution of pelagic surface-feeding seabirds at the breeding sites within the area at risk in the breeding season.



**Figur 7.** 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 6.** 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 breeding season



**Figur 8.** 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.

### 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 9). 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. Haltenbanken har vist seg å være et viktig område for mytende lomvi fra kolonien på Runde, mens trekket går trolig ikke i samme retning hvert år (Follestad 1988). Denne variasjonen i trekretning gjør det vanskelig å forutsi hva konsekvensen av et enkelt oljeutslipp på Haltenbanken kan få for lomvibestanden generelt, og på Runde spesielt.

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

Mytebestander av kystbundne dykkende sjøfugl finnes i kystnære områder i hele influensområdet (figur 10). De største konsentrasjonene er påvist i Frøya og Ørland, Sør-Trøndelag og på Helgelandskysten fra Vikna til Glomfjord i Lofoten.

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

#### Pelagiske alkefugler

I vintersesongen opptreer pelagiske alkefugler hovedsakelig i åpent hav, men større konsentrasjoner kan også periodevis påtreffes tett ved kysten. Innenfor influensområdet er de største konsentrasjonene påvist i havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen (figur 11). På samme måte som i mytesesongen er imidlertid dekningsgraden for registreringer i åpent hav forholdsvis dårlig.

#### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

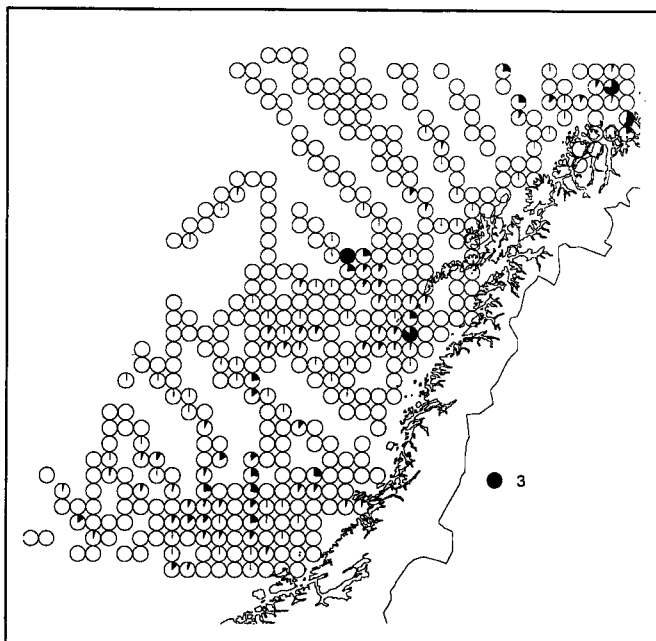
I vinterhalvåret streifer overflatebeitende pelagiske sjøfugler over store havområder. Innenfor influensområdet er spesielt store konsentrasjoner påvist på Røstbanken og Sklinna-banken (figur 12).

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

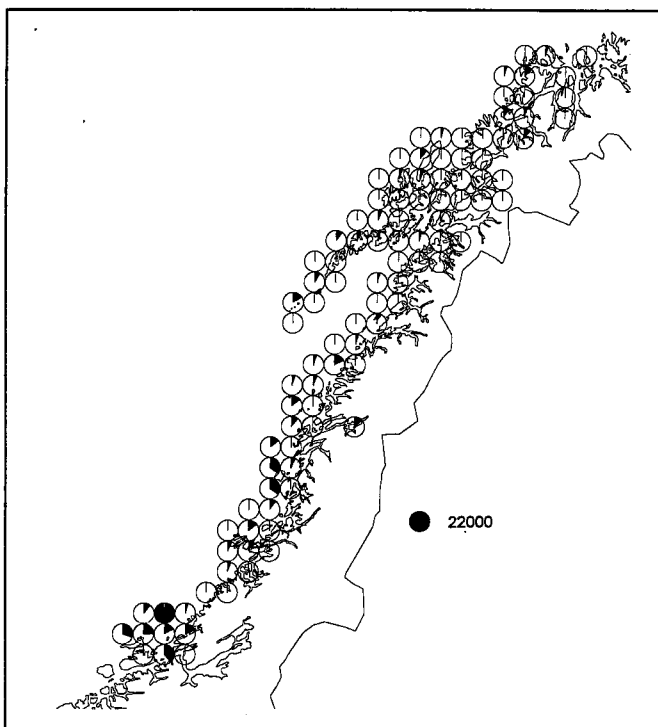
Viktige overvintringsområder for kystbundne dykkende sjøfugl finnes langs kysten av hele influensområdet (figur 13). Enkelte områder peker seg likevel ut med spesielt store konsentrasjoner. Dette gjelder i første rekke Frøya og Ørland i Sør-Trøndelag, de sørlige deler av Helgelandskysten, Røst/Lofoten og Nord-Troms.

#### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

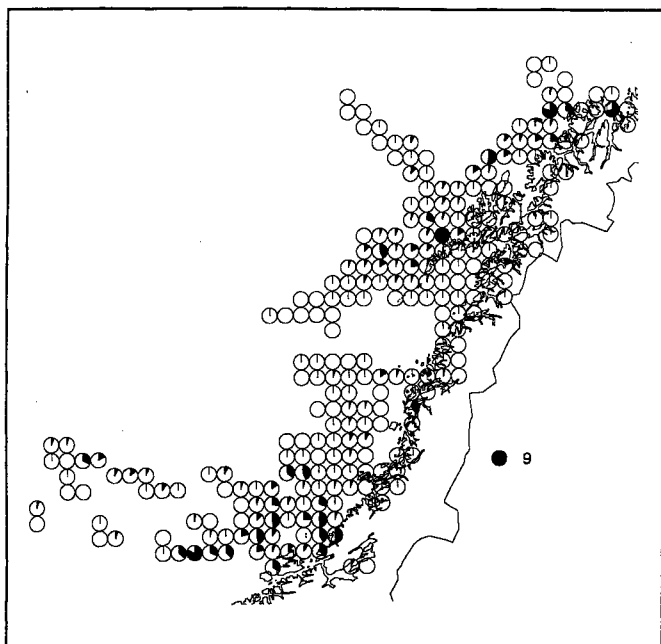
Overvintringsbestander av kystbundne overflatebeitende sjøfugl finnes langs kysten av hele influensområdet (figur 14). De største konsentrasjonene finnes langs sørlige deler av Helgelandskysten, indre deler av Lofoten og i Nord-Troms.



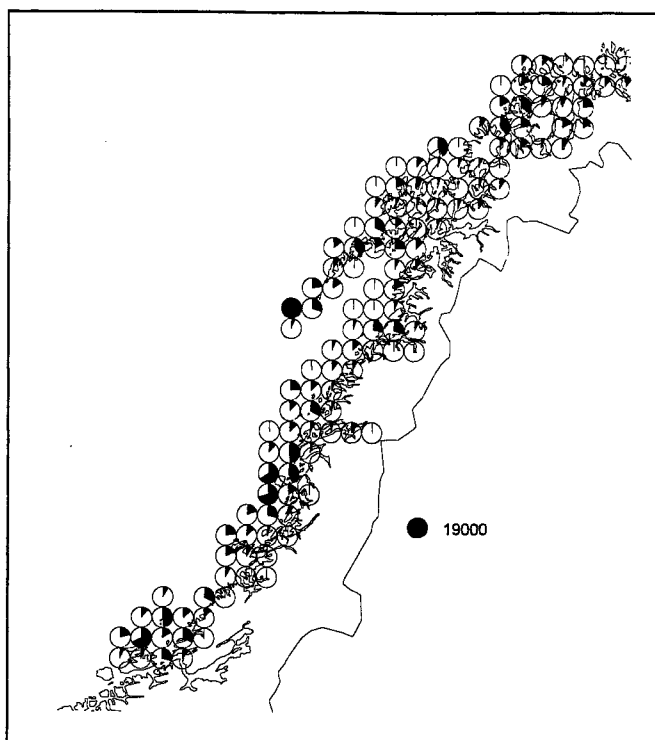
Figur 9. Relativ fordeling av pelagiske alkefugler innenfor influensområdet i mytesesongen. - Relative distribution of pelagic auks within the area at risk in the moulting season.



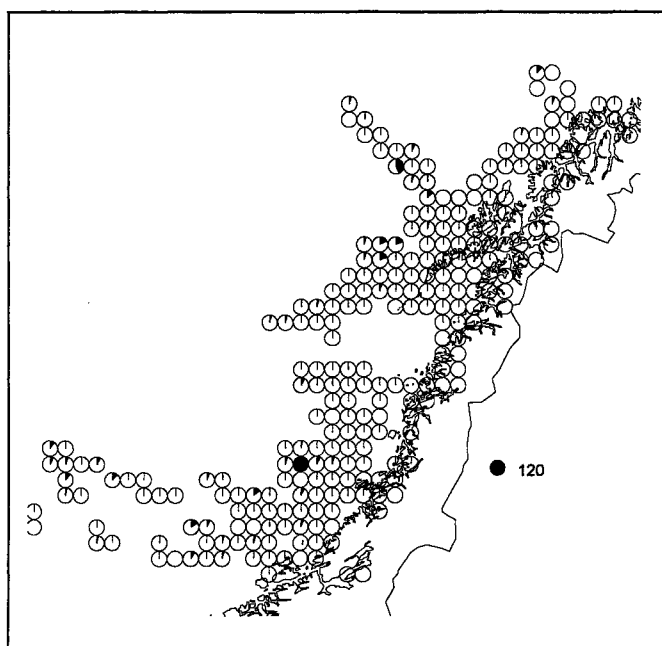
Figur 10. Relativ fordeling av kystbundne dykkende sjøfugl innenfor influensområdet i mytesesongen. - Relative distribution of coastal diving seabirds within the area at risk in the moulting season.



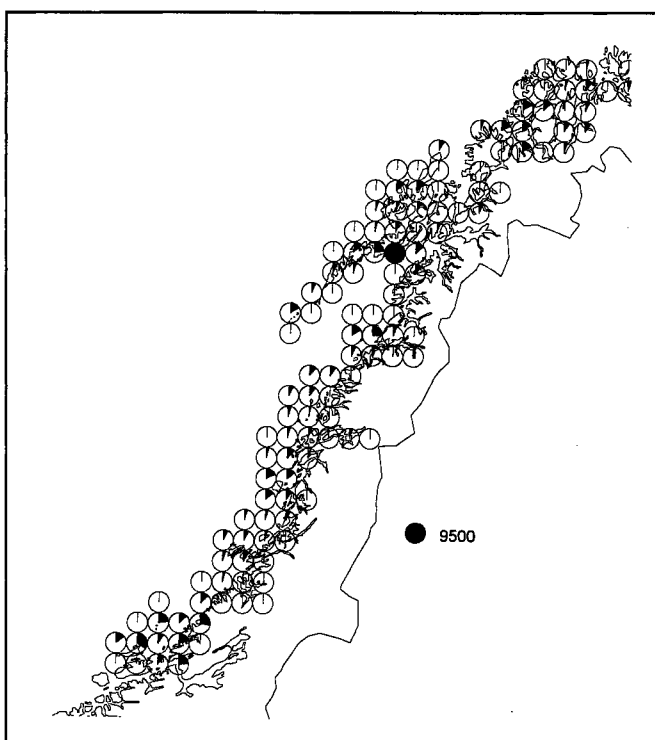
**Figur 11.** Relativ fordeling av pelagiske alkefugler innenfor influensområdet i vintersesongen. - Relative distribution of pelagic auks within the area at risk in the winter season.



**Figur 13.** Relativ fordeling av kystbundne dykkende sjøfugl innenfor influensområdet i vintersesongen. - Relative



**Figur 12.** 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 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 sårbare overfor selv små endringer i voksendeligheten. 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 loddekrisen i 1986-87 (figur 15). 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 (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). Lomvibestanden i de nordnorske koloniene må regnes som truet av utryddelse og er svært sårbare overfor ytterligere bestandsnedgang. Tilbakegangen skyldes hovedsakelig økt voksendelighet 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, Follestad & Runde 1995).

Alke synes ikke å ha hatt en like dramatisk tilbakegang 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 lenger sør 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 (Erikstad & Barrett 1991). Også denne arten er vanskelig å overvåke, og bestandsutviklingen er ikke kjent (Isaksen & Bakken 1995).

Spesielt på Røst (hvor man finner landets desidert største lundekolonier) har **lunde** med få unntak hatt store problemer med å få fram unger i siden 60-årene pga. overbeskatningen av den norske vårgytende sildestammen på slutten av 1960-tallet (Anker-Nilssen 1992, Anker-Nilssen & Øyan 1995). Dette har ført til svikt i næringstilgangen i hekkeperioden, og med unntak av syv sesonger har lunden hatt nær fullstendig hekkesvikt siden den gang (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Bestanden på Røst er nå bare 38 % av hva den var i 1979 (figur 16). Lunden blir også overvåket i enkelte mindre kolonier langt unna dette problemområdet. I disse synes bestanden å ha holdt seg forholdsvis stabil siden begynnelsen av 1980-tallet.

### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

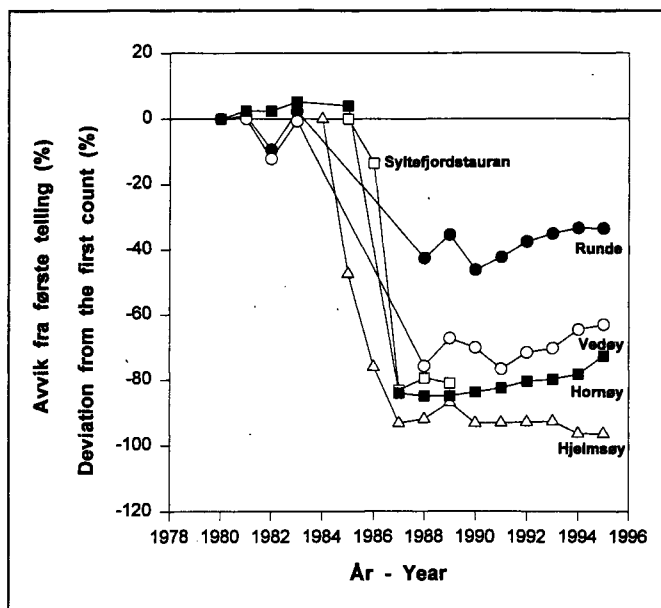
Det finnes kun én større koloni med **havhest** innenfor influensområdet, Røst med ca. 300 hekkende par. De aller fleste havhestene som opptrer i åpent hav innenfor influensområdet rekrutteres derfor fra andre kolonier i Nordvest-Europa. Disse koloniene har de senere årene hatt en positiv bestandsutvikling (Lloyd et al. 1991). Havhesten er spesialist på å utnytte fiskeavfall fra trålerflåten, og det økte industri-fisket 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 nordover (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). En betydelig innvandring fra britiske kolonier samt egenrekruttering og fredning av koloniene er de viktigste årsakene til den positive bestandsutviklingen (Montevicchi et al. 1987).

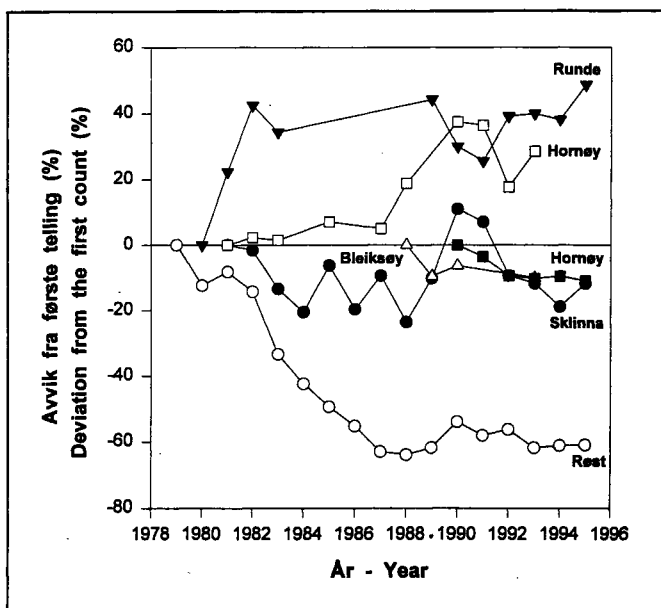
**Krykkje** har sin hovedutbredelse fra Runde og nordover, med de største koloniene i Finnmark. Det er registrert en klar nedgang i hekkebestandene av krykkje i de sørligste koloniene, mens bestandene fra Røst og nordover ser ut til å holde seg relativt stabile (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus).

### 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 (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus), og bestanden antas for tiden å være svært sterk. Også bestanden av **toppskarv** gikk dramatisk tilbake rundt



**Figur 15.** Utviklingen i hekkebestanden av lomvi i utvalgte kolonier vist som prosent forandring i antall individer i prøvefelt siden første telling (etter Lorentsen 1995). - The population change (%) following the first count in some Common Guillemot colonies. The counting unit is the number of individuals in study plots (after Lorentsen 1995).



**Figur 16.** Utviklingen i hekkebestanden av lunde på Røst kolonier vist som prosent forandring i antall tilsynelatende okkuperte reirganger i prøvefelt siden første telling (etter Lorentsen 1995). - The population change (%) following the first count of breeding Puffins on Røst. The counting unit is apparently occupied burrows in study plots (after Lorentsen 1995).

1986/87, men har de senere årene økt kraftig særlig på hekkelokalitetene fra Rogaland til Røst (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). På Røst var det imidlertid en kraftig reduksjon i bestanden fra 1994 til 1995, og bestanden var i 1995 på det laveste siden tellingene startet. Lengre nord er det registrert en viss økning de siste årene, 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 deler 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 1994). 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). Tidligere hekket den bare i beskyttede fjordstrøk, men har nå spredt seg også til de ytre kyststrøkene.

Gråmåke-bestanden gikk tilbake mange steder 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 (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). 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 (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). 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, Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). Fiskemåke har også gått dramatisk tilbake mange steder i Sør-Norge (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). 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. 3 000 dyr, som utgjør storparten av en totalbestand på ca. 3 500 dyr i Norge (se Røv 1993). Store ansamlinger innen influensområdet (100 dyr eller mer) finnes i Grogna, Froan og Melstein i Sør-Trøndelag, Brønnøy,

Kvernstein, Vega og Valvær/Myken på Helgelandskysten, samt i Tromsø kommune. I Lofoten og Vesterålen finnes flere mindre, lokale bestander (figur 17). Den viktigste kaste-plassen for havert i Norge, Froan i Sør-Trøndelag, ligger innenfor influensområdet.

### Steinkobbe

Steinkobben finnes i skjærgården og fjordområdene i det meste av influensområdet. Den totale bestanden i influensområdet er beregnet til ca. 2 100 dyr. Dette utgjør 60 % av en totalbestand på ca. 3 000-5 000 dyr i Norge (se Røv 1993). Store ansamlinger av steinkobbe (100 dyr eller mer) finnes i Froan og Tarva i Sør-Trøndelag, Ofstadsjøen på Namdalskysten, samt Røst, Nordmela og Stø i Lofoten/Vesterålen. Noe mindre bestander finnes forøvrig spredt over det meste av området (figur 18).

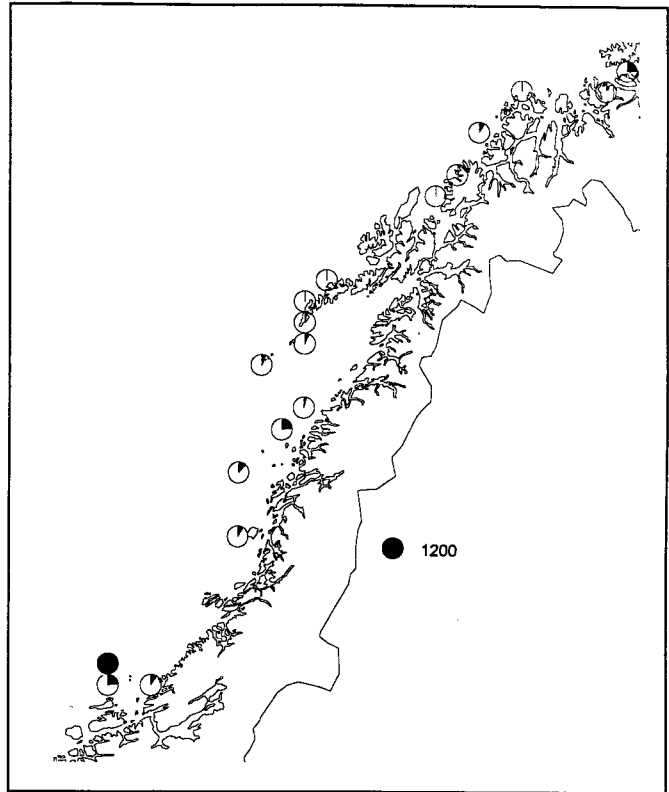
## 3.7 Særlig viktige områder for sjøfugl og sjøpattedyr

### 3.7.1 For sjøfugl i hekkesesongen

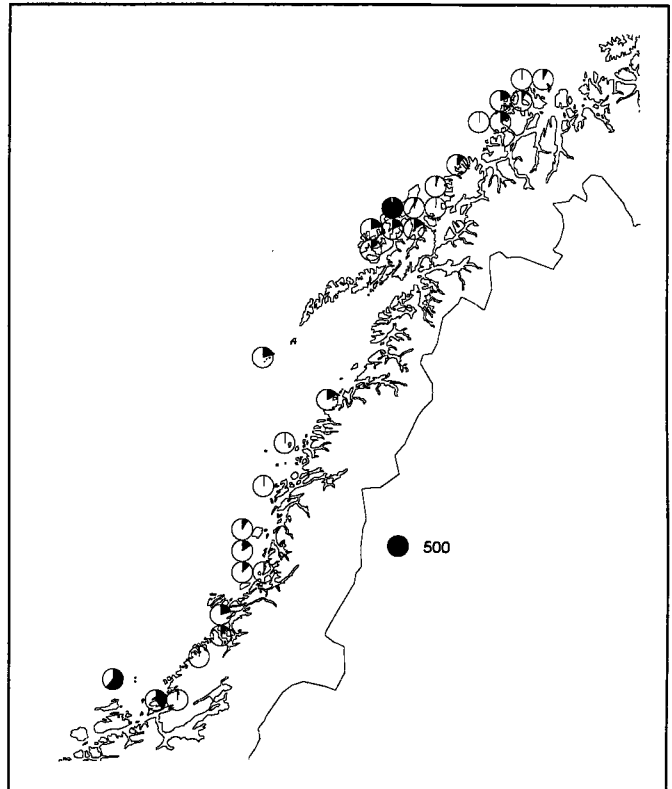
Influensområdet må regnes som landets viktigste hekkeområde for de fleste av våre sjøfugler. Store fuglefjell ligger på rekke og rad langs kysten fra Sklinna til Nord-Troms (tabell 4). Blant annet hekker 2/3 av den norske lundebestanden innenfor influensområdet, hvorav nesten halvparten på Røst. Dessuten 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-Trøndelag, Sør-Helgeland, i Lofoten/Vesterålen og Nord-Troms. Over halvparten av den norske storskarvbestanden hekker i Trøndelag og 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 nord-skandinaviske underarten av sildemåke. 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 4 og 6). 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.



Figur 17. Relativ fordeling av havert innenfor influensområdet. - Relative distribution of Grey seals within the threatened area.



Figur 18. Relativ fordeling av steinkobbe innenfor influensområdet. - Relative distribution of Common seals within the threatened area.

### 3.7.2 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-Trøndelag, 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 9). For lomvibestanden på Runde kan Haltenbanken være et viktig område etter at fuglene har trukket vekk fra hekkeområdet (Follestad 1988).

### 3.7.3 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 gulnebbblom finnes innenfor influensområdet. I åpent hav synes spesielt havområdene utenfor Lofoten/Vesterålen å være viktige både for pelagiske alkefugler og for pelagisk overflatebeitende sjøfugl (figur 11 og 12).

### 3.7.4 For sel

De viktigste områdene 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 oljeeksponering. De viktigste områdene innen influensområdet er Froan, Grogna, Melstein, Brønnøy, Kvernstein, Vega, Floholman, Valvær/Myken og Tromsø for havert, og Froan, Tarva, Ofstadsjøen, Røst, Stø og Nordmela for steinkobbe.

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

	Kommune Municipality	Krykkje Kittiwake	Alke Razorbill	Lomvi C. Guillemot	Lunde Puffin
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
Fugløykan	Bø	4 000	300	<300	180 000
Værøy	Værøy	20 000	<800	<500	70 000
Røst	Røst	17-20 000	2 000	<1 000	660 000
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 sjøfuglenes 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 fuglenes årssyklus.

Resultatene fra sårbarhetsanalysen er gjengitt i **vedlegg 1-3**. 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 fuglenes 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 næringssøket 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 ingen modell for sårbarhetsvurderinger for sjøpattedyr tilsvarende den som er utviklet 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 voksen- dyr vil også være avhengig av dyrenes kondisjon (e.g. Jødestøl et al. 1995), og særlig voksne havarter 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.

## 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. her definert som en bestandsreduksjon på minst 25 %. Restitusjonstiden for skaden forventes å være større enn 10 år avhengig av vekstpotensialet til bestandene. Ofte kan en ikke forvente positive tetthetsavhengige responser, noe som er en forutsetning for restitusjon.
- **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 det totale skadeomfanget er uten 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 Styli 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 supertankerens 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 2500 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 strategien innebærer 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 uttak av 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 indikerte 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 predasjon vil restitusjonstiden øke betydelig (Nettleship & Birkhead 1985). Dersom modellen overføres til nordnorske lomvikolonier er det lite sannsynlig at det vil skje en massiv innvandring til disse. Bestandene er allerede sterkt redusert etter langvarig bestandsnedgang (Lorentsen 1994, Anker-Nilssen et al. i manus). Voksenoverlevelsen i disse koloniene i perioden 1988-93 har trolig vært så høy som 95 % (Erikstad et al. 1994), uten at man kan spore noen radikal økning i bestandene (figur 15). 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 norske vårgytende 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 oljesølulykker, 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 bl.a. indeksverdier større enn 0,33 til å indikere store konsekvenser for sjøfugl (jf. tabell 5). Dette er de samme grenseverdiene som ble benyttet i forbindelse med konsekvensutredningene for Skagerrak (Lorentsen et al. 1993), Midt-norsk sokkel (Strann et al. 1993) og Nornefeltet (Anker-Nielsen et al. 1994). Disse grenseverdiene er satt med bakgrunn i simuleringer basert på oljedriftsdata fra OCEANOR.

**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 Moderately serious	2
>0,33	Store Serious	3

### 5.1.3 Usikkerhetsfaktorer i analysen

I konsekvensanalyser av denne type blir biologen stilt overfor spørsmål som er så 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 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 å analysere to forskjellige utslippsbetingelser: et "worst case"-tilfelle med varighet 45 døgn, som er den tid det vil ta å bore en avlastningsbrønn for dette feltet, og et utslipp med varighet 15 døgn. For en sammenstilling av betingelsene benyttet i denne og andre analyser, henvises til kap. 6.

I forhold til tidligere analyser er usikkerhet omkring oljedriftsdataene et nytt vesentlig moment som må vurderes spesielt i denne analysen (se kap. 6). Vi vil ikke her ta stilling til hvilken av de to modellene som gir det riktige bildet av oljedrift og treffsannsynlighet i de ulike rutene i gridnettet som blir benyttet i SIMPACT. Forskjellen mellom de to modellene som ligger til grunn for oljedriftsberegningene i denne analysen, er betydelig først og fremst i kystnære områder (se vedlegg 14).

Det kan 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 45 døgn 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. Tidsvinduet for utslipp er langt mer avgjørende for hvor stort areal, og dermed hvor mye av ressursen, som rammes av oljesøllet.

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. Utslippet 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 under naturlige eller kontrollerte betingelser. Konsekvensene må likevel vurderes 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 vurderingene kalibreres 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 minimumsestimert 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 fordeling 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" fordelingsmønster. Undersøkelser NINA har utført med støtte bl.a. fra oljeindustrien og NOE, viser imidlertid at det kan være en betydelig grad av forutsigbarhet i vinterforekomstene av lomvi i åpent hav i Barentshavet dersom en trekker inn også forekomsten av lodde, deres viktigste byttedyr, i analysene av fordelingsmønsteret fra år til år (Fauchald & Erikstad 1995). For de bestandene som overvintrer langs kysten er det kartlagte fordelingsmønsteret 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 fordelingsmønsteret hos benthos-spisende 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 fysiologiske 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 system hvor tap av individer (gjennom naturlig dødelighet og utvandring) og tilskudd av individer (gjennom reproduksjon og innvandring) beregnes for hvert år. De naturlige dimensjonene på faktorene i disse modellene er imidlertid sjelden kjent i tilstrekkelig detalj. Selv for de mest betydelige faktorene, 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 størrelsesorden for skadens varighet. For bestander som allerede er i tilbakegang, er det i utgangspunktet lite sannsynlig at bestanden kan restitueres etter et ekstra uttak i bestanden uten at det skjer en parallell bedring i andre miljøbetingelser. I slike tilfeller kan modellbetraktninger 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 større enn de fysiske betingelser som er knyttet til beregning av oljedrift. Det er derfor langt mer å vinne på å øke nøyaktigheten i de biologiske vurderingene i analysene, ikke minst ved å gjennomføre flere effektstudier på individnivå og en bedre kartlegging. Denne analysen har likevel aksentuert betydningen av standardisering også for oljedriftsberegningene.

## 5.2 Direkte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl

I dette kapitlet gis en vurdering av de direkte konsekvenser et oljeutslipp fra Åsgard kan ha for sjøfuglene i influensområdet. Vurderingen er foretatt på grunnlag av de utslippsbetingelser som ble lagt til grunn for oljedriftssimuleringene (Reed et al. 1995b). 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 oljeskadde sjøfugl. For å vurdere de direkte konsekvensene av et oljeutslipp, ble resultatene fra oljedriftssimuleringene 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

denne 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 for de ulike ressurser som blir vurdert som er grunnlaget for de beslutninger den samlede konsekvensvurderingen skal munne ut i.

Resultatene av konsekvensanalysen for hver gruppe, sesong og utslippstilfelle, basert på oljedrift fra IKU, er sammenfattet i **tabell 6**, mens resultatene av en analyse på artsnivå er gitt i **vedlegg 4**. En oversikt over sannsynlighetsfordelingen av konsekvens, dvs. hvor stor sannsynligheten er for at et utslipp skal føre til skade i hver av de fire konsekvenskategoriene, er gitt i **tabell 7**. Tilsvarende data basert på oljedrift fra OCEANOR for ett av fire utslippsalternativer (sommer, 45 døgn) er gitt i **vedlegg14**.

**Tabell 6.** SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglkategoriene innenfor influensområdet, basert på oljedriftsdata fra IKU. Indeksene er konvertert til en firedeelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (°), små konsekvenser (♣), middels store konsekvenser (♣♣) eller store konsekvenser (♣♣♣). - SIMPACT consequence indices for the various categories of seabirds in the area at risk, based on oil-drift data from IKU. The indices have been converted to a scale comprising four categories: no, or insignificant, consequences (°), small consequences (♣), moderately serious consequences (♣♣), and serious consequences (♣♣♣).

Kategori Category	Hekkesesong Breeding season		Mytesesong Moult season		Vintersesong Winter season	
	Hekkeplass Breeding sites	Åpent hav Open sea				
<b>Åsgard - varighet 15 dager, 125 m3/time</b>						
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	♣ (0,15)	♣ (0,13)	♣ (0,20)	° (0,08)		
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface-feeding seabirds	° (0,06)	° (0,06)	-		♣♣ (0,25)	
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	° (0,04)	-	° (0,03)	° (0,06)		
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface-feeding seabirds	° (0,001)	-	-	° (0,01)		
<b>Åsgard - varighet 45 dager, 125 m3/time</b>						
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	♣♣♣ (0,35)	♣♣ (0,32)	♣♣♣ (0,36)	♣ (0,21)		
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface-feeding seabirds	♣ (0,16)	♣ (0,16)	-		♣♣♣ (0,43)	
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	° (0,08)	-	° (0,08)	♣ (0,12)		
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface-feeding seabirds	° (0,003)	-	-	° (0,03)		

**Tabell 7. Estimerte sannsynligheter for skadeomfang (kategorisert) på sjøfugl ved et oljeutslipp på 125 m<sup>3</sup>/time i hhv. 15 og 45 dager fra Åsgard, basert på oljedriftsdata fra IKU. Grenseverdier for konsekvenskategorier er gitt i tabell 5. - Estimated probabilities for degree of damage (categorised) to seabirds in the event of an oil spill from the Åsgard field of 125 m<sup>3</sup>/hour for, respectively, 15 and 45 days, based on oil-drift data from IKU. Definitions of the consequence categories are given in Table 5.**

Sesong	Kategori	Varighet	Konsekvenskategorier			
			0	1	2	3
Hekkesesong	Pelagiske alkefugler (hekkeplass)	15 dg	78	1	0	19
		45 dg	50	3	0	46
	Pelagiske alkefugler (åpent hav)	15 dg	67	10	13	10
		45 dg	11	27	17	44
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (hekkeplass)	15 dg	78	10	10	1
		45 dg	53	15	27	4
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (åpent hav)	15 dg	93	5	1	1
		45 dg	31	48	17	4
	Kystbundne dykkende sjøfugl	15 dg	87	10	0	1
		45 dg	67	27	2	3
	Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	15 dg	99	0	0	0
		45 dg	99	0	0	1
Mytesesong	Pelagiske alkefugler	15 dg	34	41	4	20
		45 dg	2	23	27	47
	Kystbundne dykkende sjøfugl	15 dg	86	12	0	0
		45 dg	66	24	9	1
Vintersesong	Pelagiske alkefugler	15 dg	69	27	2	23
		45 dg	26	34	21	23
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	15 dg	26	20	4	50
		45 dg	3	7	7	83
	Kystbundne dykkende sjøfugl	15 dg	76	15	7	1
		45 dg	53	24	22	1
	Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	15 dg	99	1	0	0
		45 dg	99	1	0	0

Det er viktig å være klar over at konsekvensindeksene ikke er absolutte mål for skadeomfanget, men kun er relative verdier som benyttes for å kunne vurdere de forventede konsekvensene av et oljeutslipp.

Med de store forskjeller som er påvist i konsekvensindeksene avhengig av hvilken oljedriftsmodell som er benyttet (se vedlegg 14), er det ytterst problematisk å foreta en faglig tolkning og vurdering av de forventede konsekvensene av et oljeutslipp på grunnlag av konsekvensindekser som er basert på IKU's oljedriftsmodell. Skaleringen av grenseverdier for de

fire konsekvenskategoriene (jf. tabell 5) er basert på oljedriftsdata fra OCEANOR. Det har ikke vært mulig å foreta en ny skalering av konsekvensindeksene innenfor rammen av denne analysen. Når en skal sammenfatte resultatene av denne analysen er det derfor meget viktig at en sammenholder resultatene i kap. 5.2 med vedlegg 14. Vi har imidlertid sammenligningsgrunnlag mellom de to modellene bare for ett (sommer, 45 døgn) av de fire utslippalternativene.

I denne rapporten er grenseverdiene som er basert på OCEANOR's oljedriftsmodell benyttet. Vi må ta klare forbe-

hold for gyldigheten av denne inndelingen i konsekvenskategorier, før vi har en klar forståelse av hva som er årsaken til de store forskjellene treffsannsynligheter som utlades med de to ulike oljedriftsmodellene.

## 5.2.1 Sjøfugl i hekkesesongen

### Pelagiske alkefugler

Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler på hekkeplass ble beregnet å være 0,15 for en blow-out over 15 døgn og 0,35 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. små og store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 19) viser at et oljesøl særlig utgjør en risiko for hekkebestandene på Røst og Værøy. Enkeltsenerier som illustrerer det minste forventede skadeomfanget i hhv. 25 % og 90 % av utslippssituasjonene er vist i vedlegg 8 og 9.

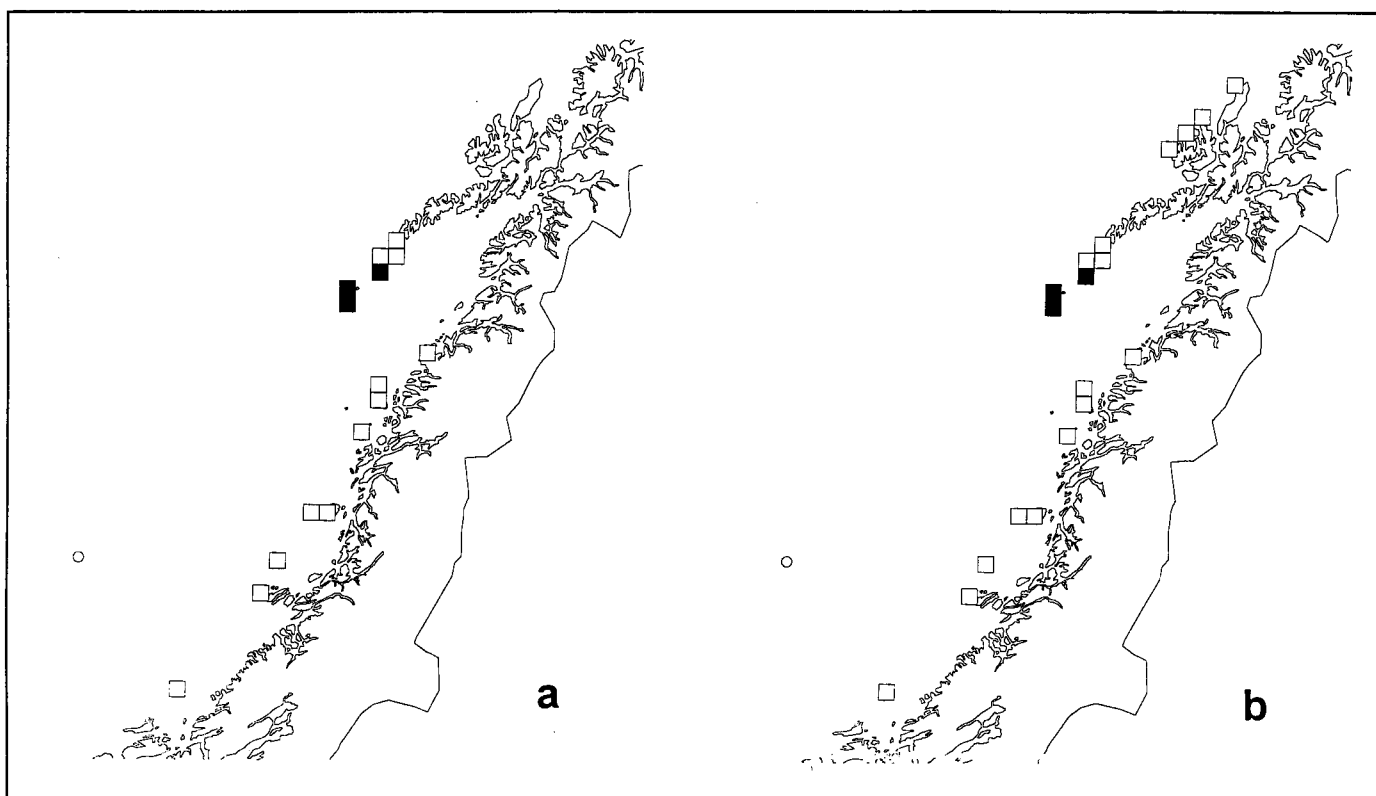
Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen ble beregnet å være 0,13 for en blow-out over 15 døgn og 0,32 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. små og middels store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 20) viser at et oljeutslipp i hekkesesongen særlig utgjør en risiko for bestandene i havområdene nær utslippstedet og havom-

rådene utenfor Røst. Sistnevnte område er viktig beiteområde for hekkefuglene på Røst, og et utslipp vil derfor først og fremst ramme lokale hekkefugler. I nærheten av utslippstedet kan et utslipp ramme hekkefugler fra Runde, først og fremst lomvi som i noen år kan trekke dit med ungene etter at de forlater kolonien (i myteperioden, se også 5.2.2). Enkeltsenerier som kan illustrere det minste forventede skadeomfanget i hhv. 25 % og 90 % av utslippssituasjonene er vist i vedlegg 10 og 11.

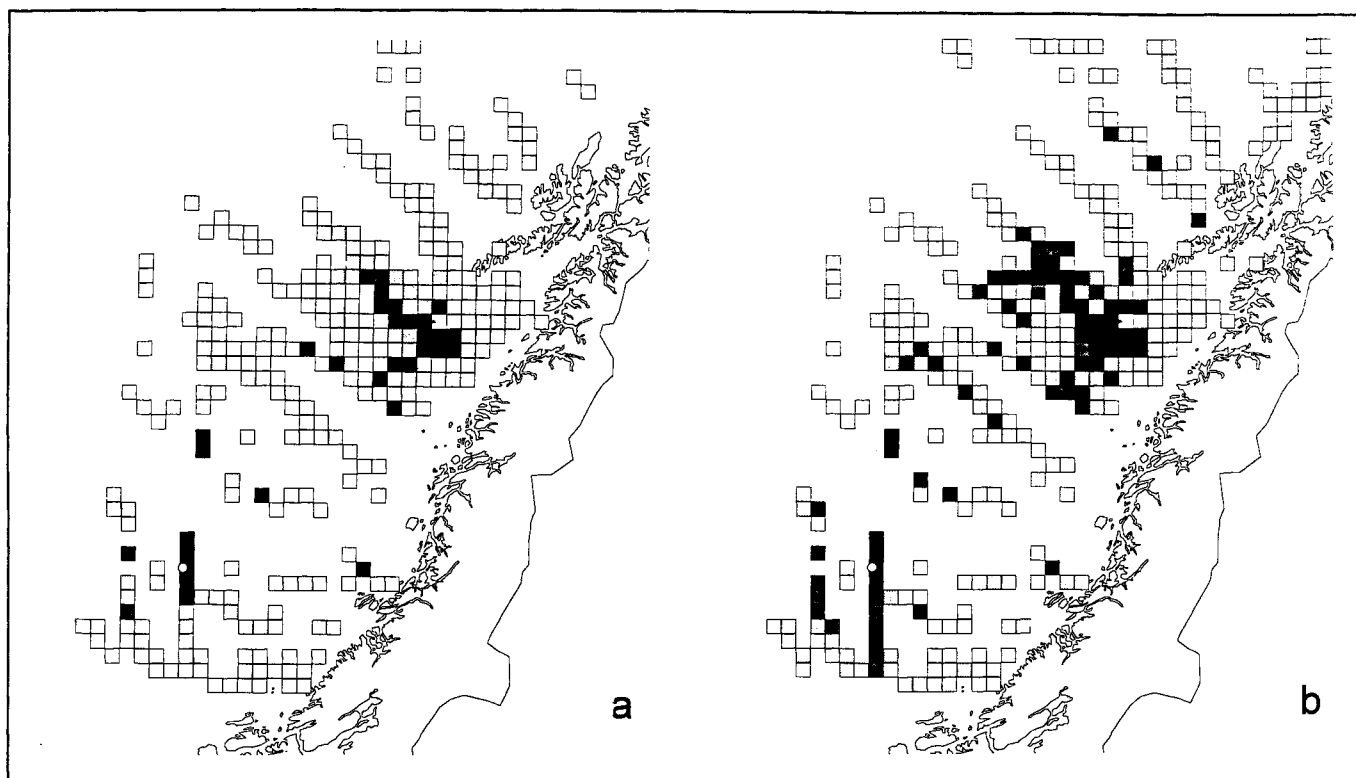
### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass ble beregnet å være 0,06 for en blow-out over 15 døgn og 0,12 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. ingen eller helt ubetydelige konsekvenser og små konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 21) viser at et oljeutslipp særlig utgjør en risiko for hekkebestandene på Røst og Værøy.

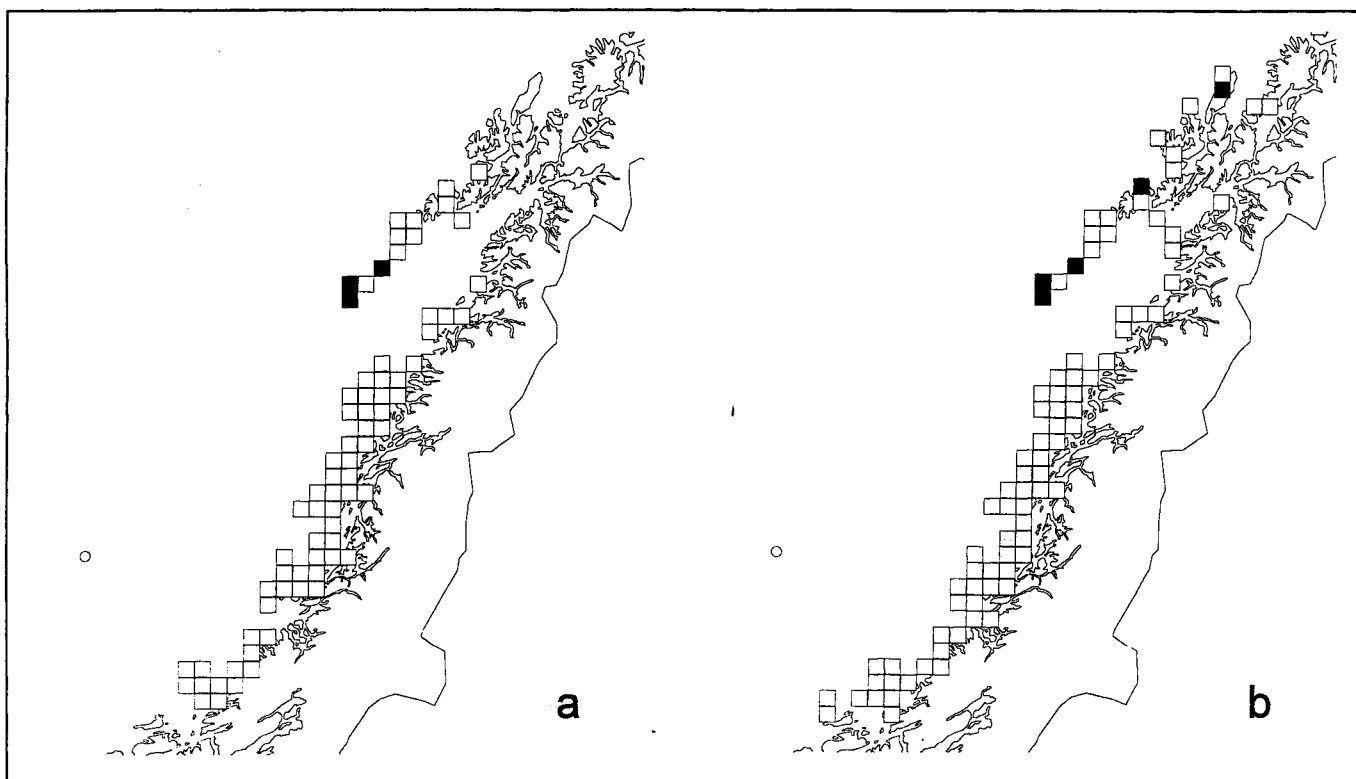
Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen ble beregnet å være 0,06 for en blow-out over 15 døgn og 0,16 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. ingen eller helt ubetydelige konsekvenser og små konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 22) viser den statistiske sannsynlighetsfordelingen av skade.



Figur 19. Konsekvenskart for pelagiske alkefugler på hekkeplass i hekkesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic auks at the breeding sites in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.

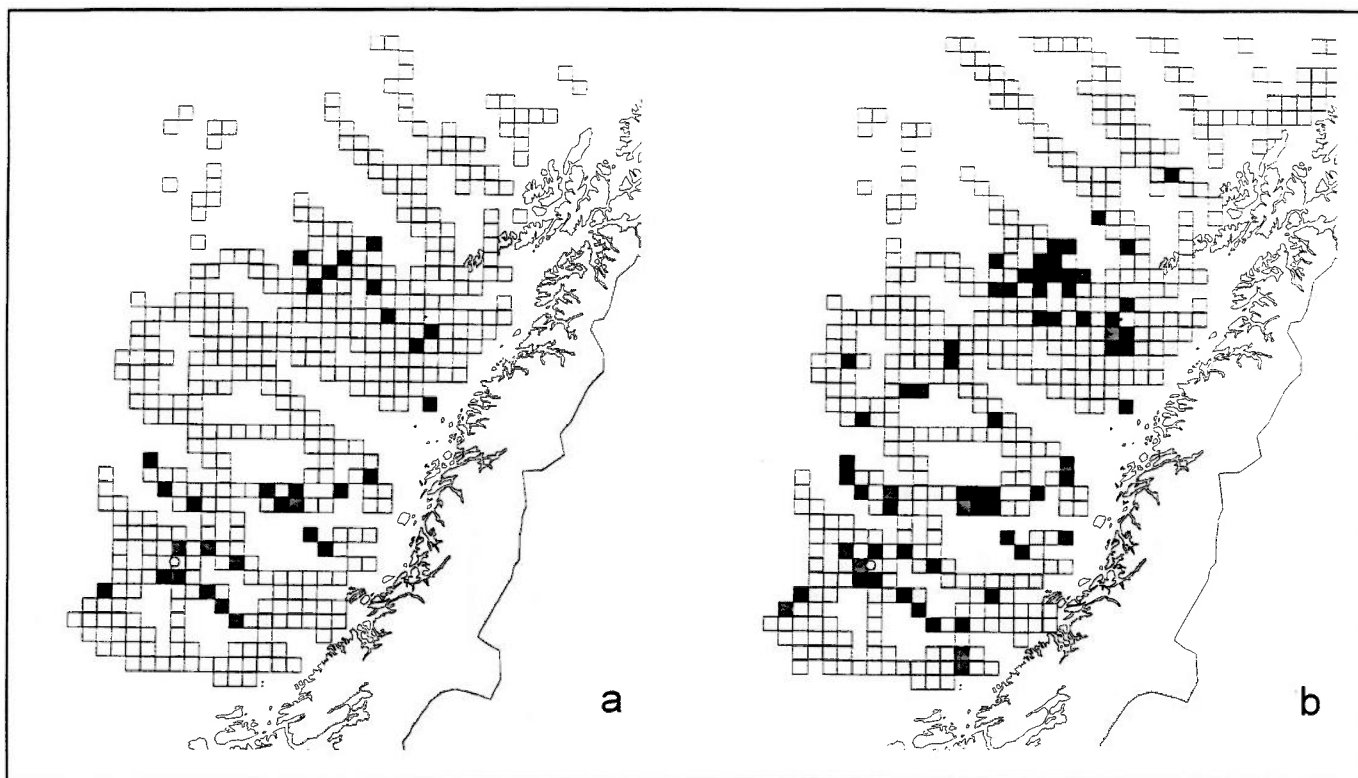


**Figur 20.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic auks on the open sea in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 21.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass i hekkesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic surface-feeding seabirds at the breeding sites in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.





**Figur 22.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic surface-feeding seabirds in open sea in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl i hekkesesongen ble beregnet å være 0,04 for en blow-out over 15 døgn og 0,08 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier antyder dette ingen eller helt ubetydelige konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 23) viser at et oljeutslipp særlig utgjør en risiko for kystbundne dykkende sjøfugl langs Helgelandskysten og på Røst.

#### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i hekkesesongen ble beregnet å være 0,001 for en blow-out over 15 døgn og 0,003 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette ingen eller helt ubetydelige konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 24) viser at den statistiske sannsynligheten for skade er liten innenfor hele influensområdet.

### 5.2.2 Sjøfugl i mytesesongen

#### Pelagiske alkefugler

Konsekvensindeksen for mytende pelagiske alkefugler (lomvi og alke) ble beregnet å være 0,20 for en blow-out over 15 døgn og 0,36 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. små og store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 25) viser at et oljesøl i

myteperioden særlig utgjør en risiko for pelagiske alkefugler på Haltenbanken og i havområdene utenfor Røst og Lofoten.

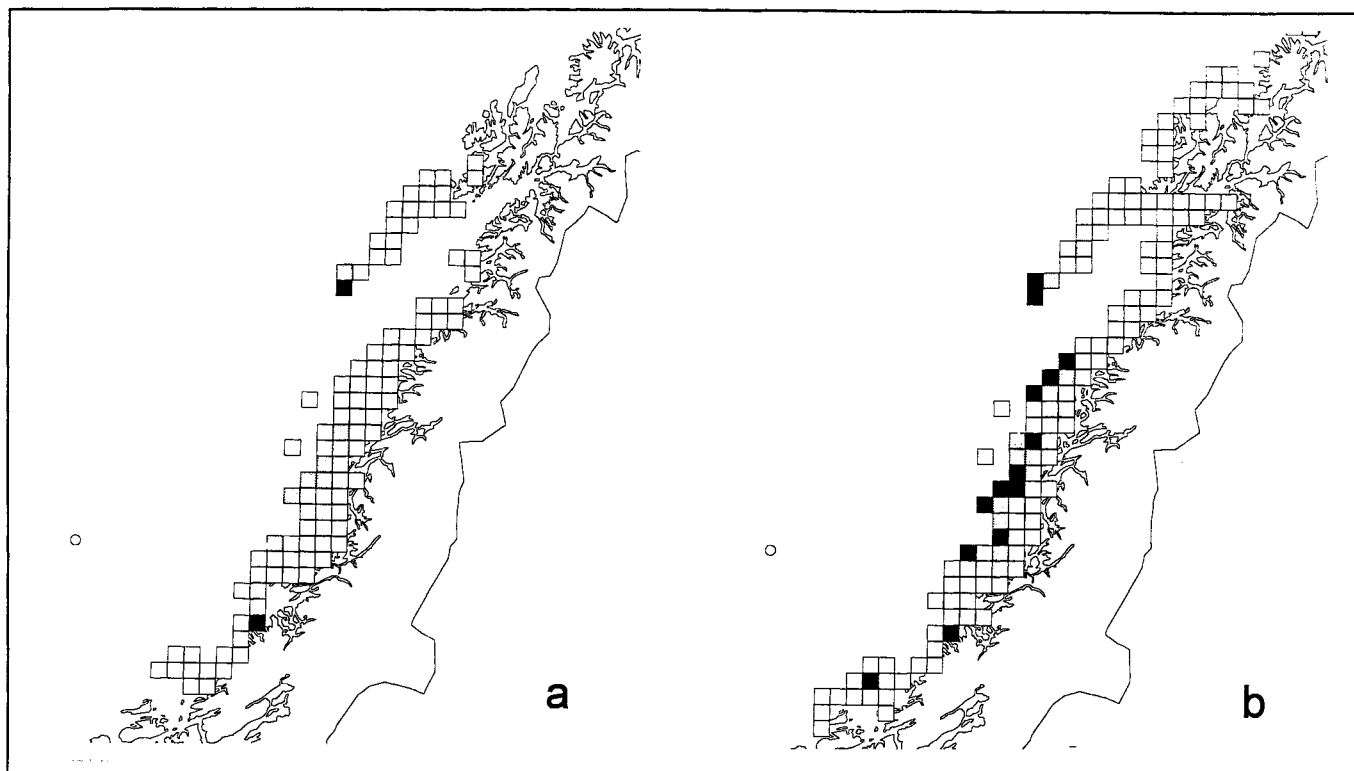
#### Kystbundne dykkende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl (ærøfugl og siland) ble beregnet å være 0,03 for en blow-out over 15 døgn og 0,08 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier antyder dette ingen eller helt ubetydelige konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 26) viser at et oljesøl i myteperioden kan ramme kystbundne dykkende sjøfugl i Froan, i Vega-området og i Røst. Enkeltscenarier som kan illustrere det minste forventede skadeomfanget i hhv. 25 % og 90 % av utslippssituasjonene er vist i vedlegg 12 og 13.

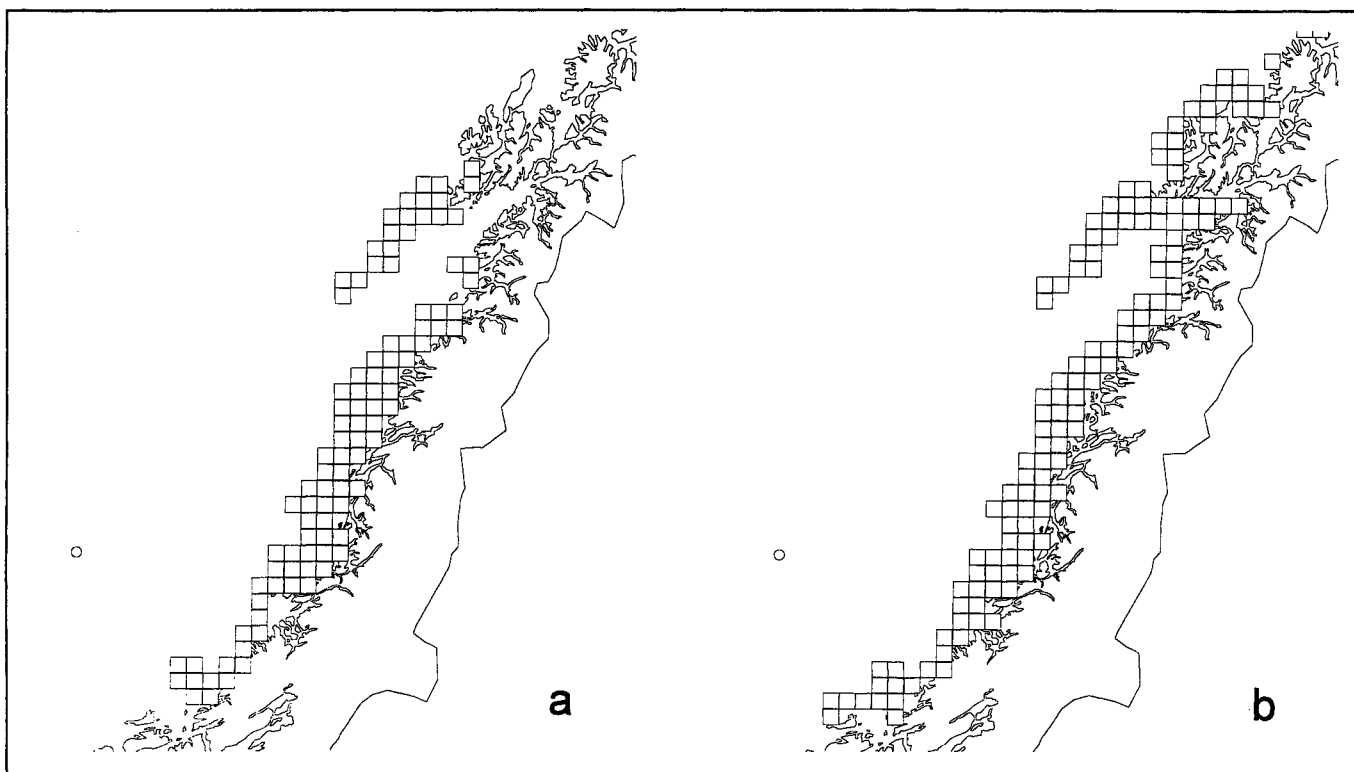
### 5.2.3 Sjøfugl i vintersesongen

#### Pelagiske alkefugler

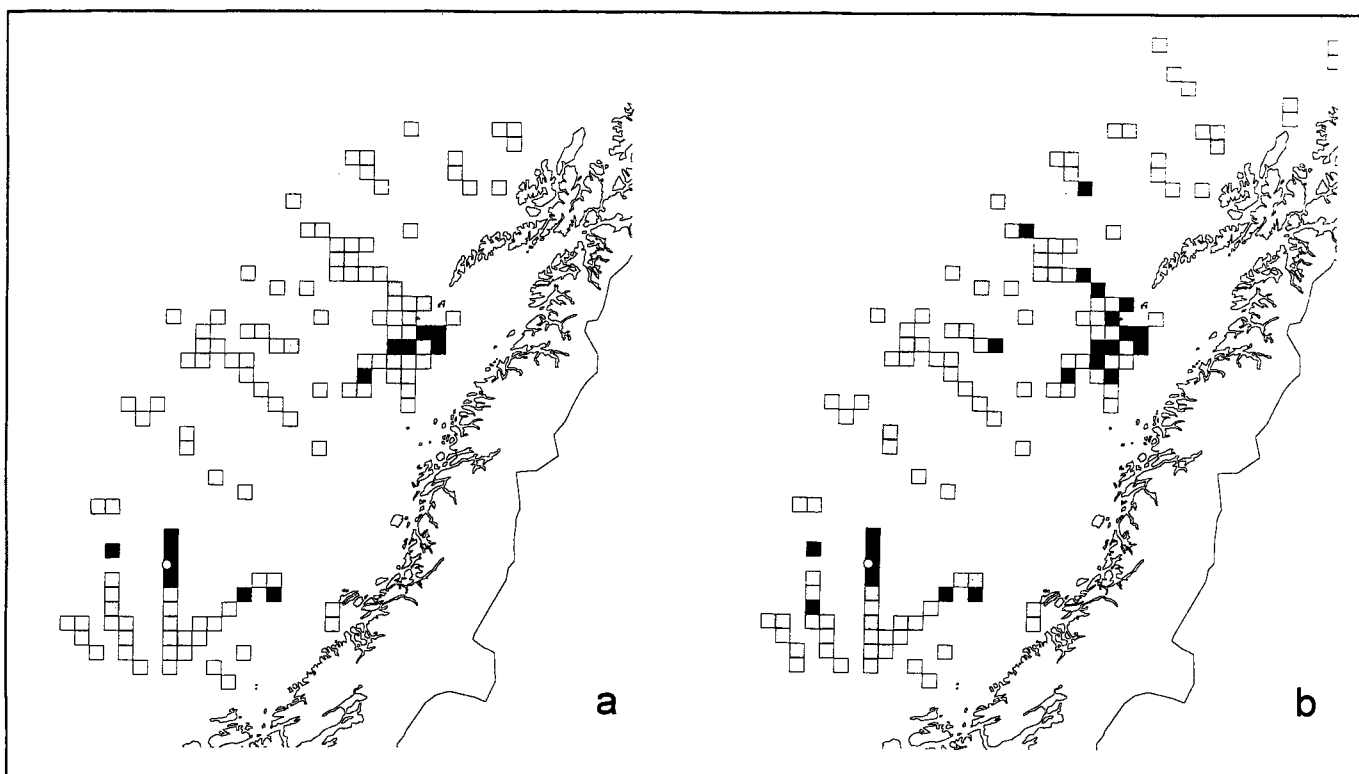
Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler i vintersesongen ble beregnet å være 0,08 for en blow-out over 15 døgn og 0,21 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. ingen eller helt ubetydelige konsekvenser og små konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 27) viser at et oljeutslipp om vinteren spesielt kan ramme pelagiske alkefugler i havområdene utenfor Røst og Lofoten.



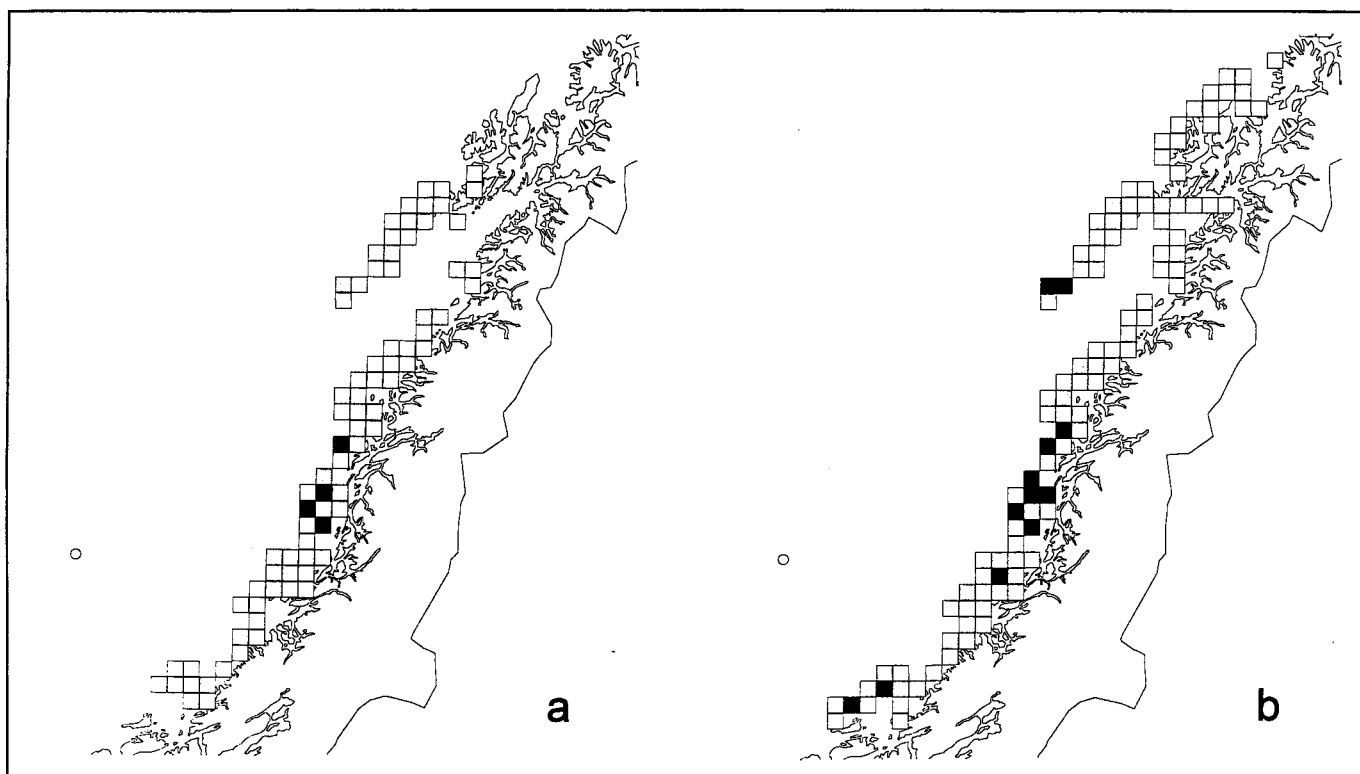
**Figur 23.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i hekkesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on coastal diving seabirds in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



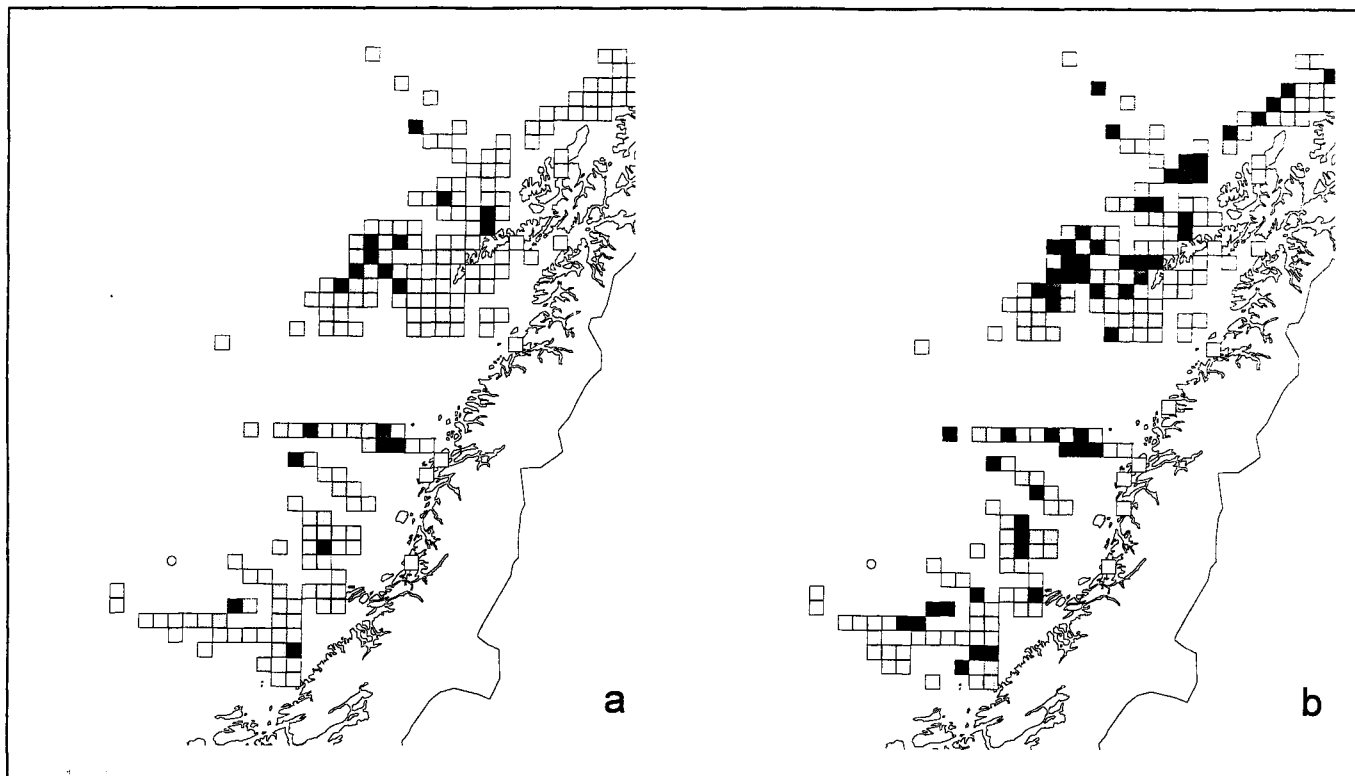
**Figur 24.** Konsekvenskart for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i hekkesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on coastal surface-feeding seabirds in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 25.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i mytesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic auks in the moult season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 26.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i mytesesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on coastal diving seabirds in the moult season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 27.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i vintersesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic auks in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.

#### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen ble beregnet å være 0,25 for en blow-out over 15 døgn og 0,43 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. middels store og store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 28) viser at et oljesøl i vinterperioden spesielt kan ramme pelagisk overflatebeitende sjøfugl på Haltenbanken og i havområdene utenfor Røst og Lofoten.

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

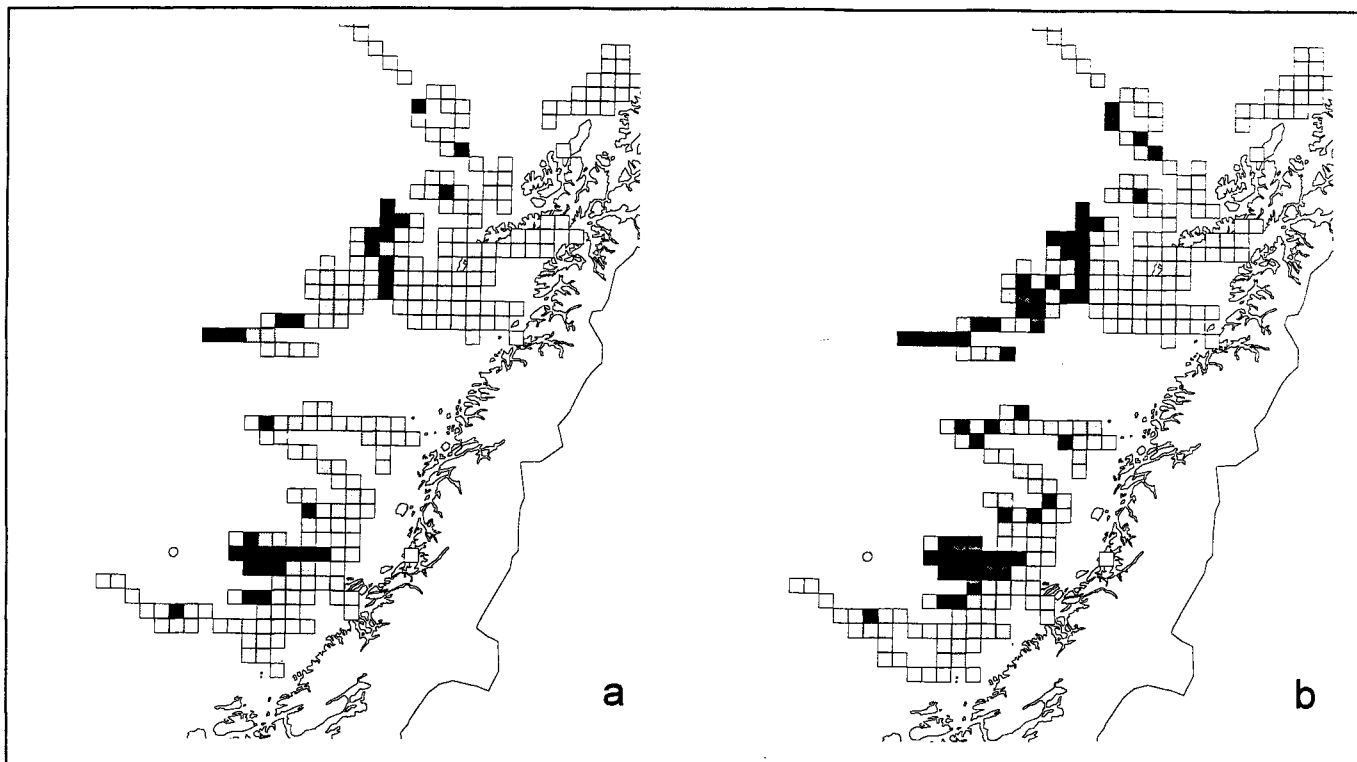
Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen ble beregnet å være 0,06 for en blow-out over 15 døgn og 0,12 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette hhv. ingen eller helt ubetydelige konsekvenser og små konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 29) viser at et oljeutslipp i vinterperioden kan ramme bestandene av kystbundne dykkende sjøfugl langs Helgelandskysten fra Brønnøysund til Herøy/Dønna og i Røst-Lofoten området.

#### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

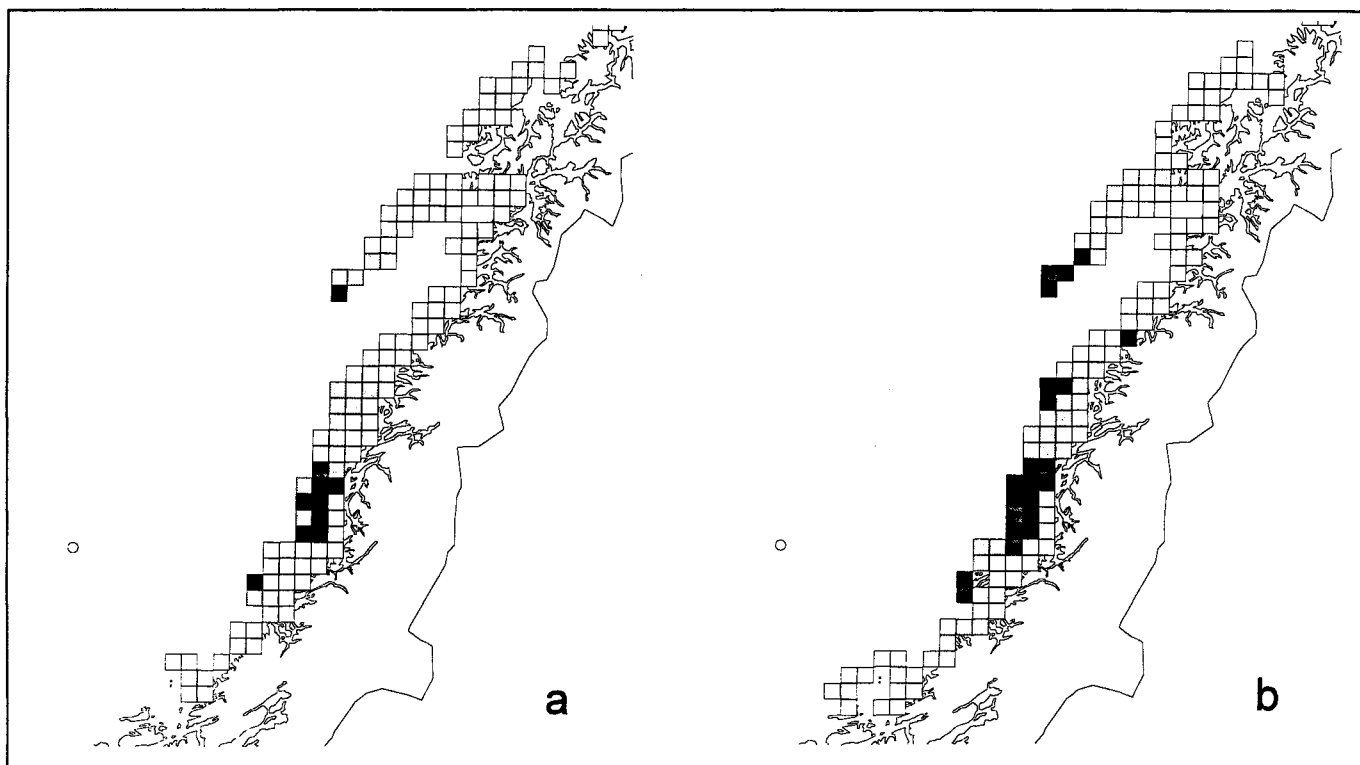
Konsekvensindeksen for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen ble beregnet å være 0,01 for en blow-out over 15 døgn og 0,03 for en blow-out over 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette ingen eller ubetydelige konsekvenser. Den statistiske fordelingen av skade er vist i figur 30.

### 5.3 Direkte konsekvenser av oljesøl for sjøpattedyr

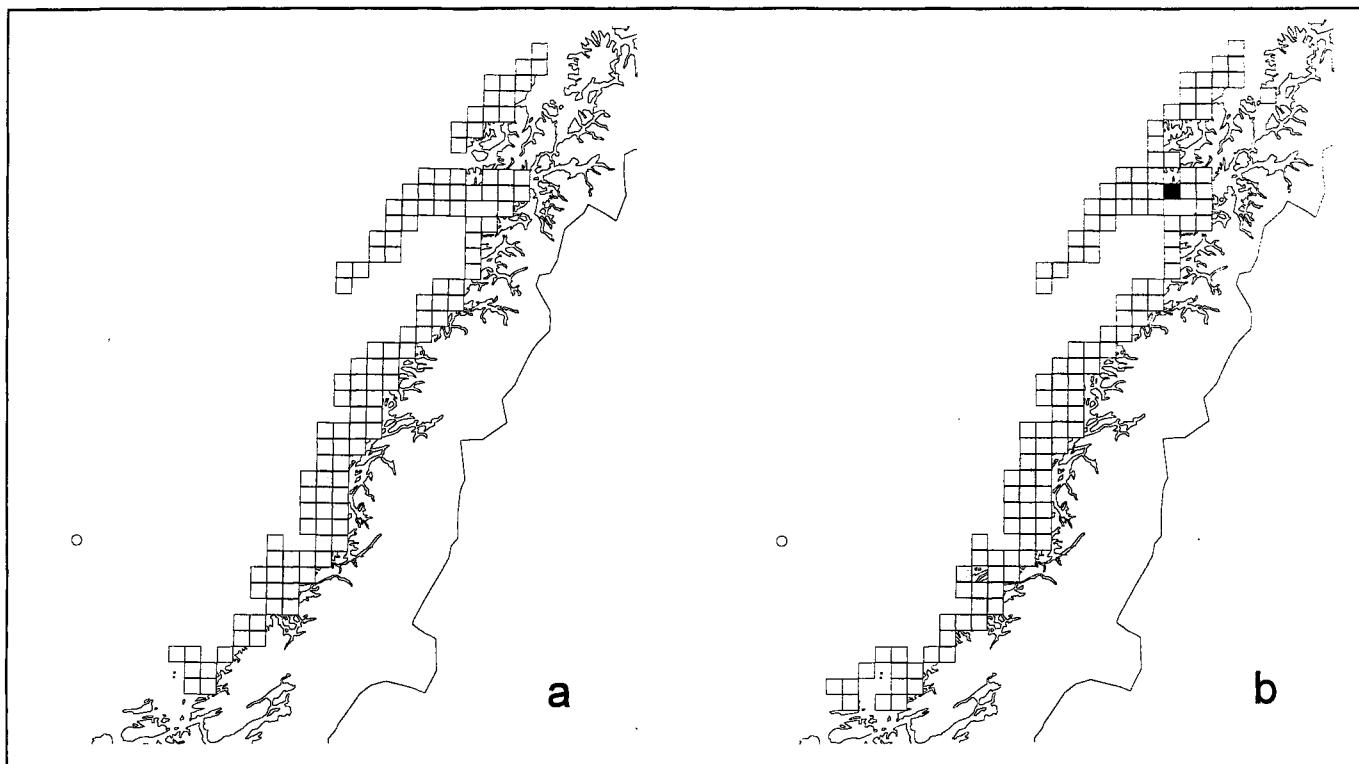
I konsekvensanalysen for Åsgard er det benyttet to alternativer mht. varighet av et eventuelt utslipp, 15 og 45 døgn. For begge er antatt en følgerid for oljen på 30 døgn, som gir totale eksponeringstider for olje på hhv. 45 og 75 døgn (1,5 og 2,5 mnd.). Hvis en antar at olje fra disse hypotetiske utslippene vil ramme et eller annet punkt på kysten, og at det uansett vil ramme en av kystselbestandene, kan treffsannsynligheten for dette regnes ut. Antakelsen om at et oljeutslipp kan ramme kystselbestander synes rimelig tatt i betraktning fordelingen av slike bestander langs kysten (jf. figur 17 og 18), og at disse ofte er lokalisert i de ytre kystavsnittene. Treffsannsynligheten er her funnet ved å beregne den prosentvise andelen av utslipp som kan ramme kaste- eller hårfellingsperioden til en av artene. Det er benyttet to utslippstidspunkt pr. måned, begynnelsen og midten av måneden. Det må likevel understrekes at denne typen statistikk kun er veiledende. For å kunne gjøre en mer korrekt analyse av denne typen bør en blant annet ha data for minste drivtid til land og sannsynligheter for stranding for hver enkelt måned gjennom året. Slike data forelå ikke til bruk i denne analysen.



**Figur 28.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeiteende sjøfugl i vintersesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on pelagic-surface feeding seabirds in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 29.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i vintersesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on coastal diving seabirds in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 30.** Konsekvenskart for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i vintersesongen. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on coastal surface-feeding seabirds in the winter season, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.

Kasteperioden for steinkobbe er antatt å vare fra begynnelsen av juni til midten av juli og for havert fra begynnelsen av september til begynnelsen av november. Gitt utslippsalternativ med varighet 15 døgn kan 50 % av alle utlippene strande i kasteperioden til minst en av artene, men ingen utlipp kan ramme innenfor kasteperioden til begge artene. Ved utslippsalternativ med varighet 45 døgn kan 63 % av alle utlippene strande i kasteperioden til minst en av artene. Utlipp i begynnelsen av juli kan ramme innenfor kasteperioden til begge artene.

Sannsynligheten for at et oljeutslipp skal 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 ramme hårfellingsperiodene til minst en av artene blir da hhv. 33 % og 50 % for utlippalternativene 15 og 45 døgn.

Ved utlipp i 15 døgn kan 71 % av utlippene ramme enten havert eller steinkobbe i hårfellings- eller kasteperioden. Kun utlipp som skjer fra midten av mars til midten av april og i perioden fra midten av november til begynnelsen av januar kan ikke ramme noen av kystselbestandene i hårfellings- eller kasteperioden. Tilsvarende for utlipp i 45 døgn kan 88 % av utlippene ramme enten havert eller steinkobbe i hårfellings- eller kasteperioden. Kun utlipp som skjer i midten av mars

og i perioden fra midten av november til begynnelsen av desember kan ikke ramme noen av kystselbestandene i hårfellings- eller kasteperioden.

Konsekvensvurderinger etter SIMPACT-modellen er gjort for steinkobbe for vinter- (november-april) og sommerhalvåret (mai-oktober), mens det for havert bare er gjort analyse for vinterhalvåret (november-april). I denne konsekvensanalysen er det brukt de samme grenseverdiene som ble brukt i konsekvensanalysen for Nornefeltet (Anker-Nilssen et al. 1994, tabell 8). Konsekvensindeksene er sammenlignet med tilsvarende indekser for Norne og analyseområde 3 for Midt-norsk sokkel. Selv om analyseområde 3 på Midt-norsk sokkel ligger svært nær Nornefeltet er imidlertid utslippsbetingelsene for disse områdene svært forskjellige. For Norne ble det brukt et oljeutslipp på 6000 m<sup>3</sup> pr. døgn i 75 døgn, mens de tilsvarende betingelsene for analyseområde 3 for Midt-norsk sokkel var 2400 m<sup>3</sup> pr. døgn i 10 døgn. Noe som gjør sammenligningen enda vanskeligere er at det for Åsgard-analysen er brukt en lettere oljetype som fordampes raskere enn oljetyper som ble brukt i forbindelse med konsekvensanalysene for Norne og Midt-norsk sokkel (jf. Thomassen et al. 1993, Anker-Nilssen et al. 1994).

**Tabell 8. 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 Modertely serious	2
>0,24	Store Serious	3

#### Havert

Konsekvensindeksen for havert ble, ikke uventet, beregnet å være større ved et utslipp av 45 døgns varighet enn for et utslipp av 15 døgns varighet (tabell 9). Konsekvensene tilsvarende små konsekvenser. Konsekvensindeksen for et utslipp av 45 døgns varighet er halvparten av tilsvarende indeks for analyseområde 3 på Midt-norsk sokkel, og en tittel av indeksen for Norge. Sannsynligheten for at skade kan skje ved et utslipp av 45 døgns varighet fra Åsgard, er størst (konsekvenskategori 1) på nordre deler av Helgelandskysten, mens skadene forventes å være ubetydelige langs hele kysten for et utslipp med forventet varighet 15 døgn (figur 31).

#### Steinkobbe

Konsekvensindeksen for steinkobbe i vinterhalvåret er omtrent lik tilsvarende indeks for havert i vinterhalvåret (tabell 9). Indeksen er noe større for vinteren enn for sommeren, og begge tilsvarende små konsekvenser i følge de fastsatte grenseverdiene. Konsekvensindeksene er gjennomgående mye mindre enn verdiene for Norge og analyseområde 3, Midt-norsk sokkel (men se kap. 6). Både for sommer og vinter er sannsynligheten for skade størst fra midtre deler av Helgelandskysten til Lofoten (figur 32).

## 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 opprensningsaksjoner 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 kan forsterke skadeområdet. Under skisseres kort mulige indirekte konsekvenser et oljesøl kan få for sjøfugl. For en grundigere redegjørelse vises det til Anker-Nilssen et al. (1988a).

### 5.4.1 Forurensning av hekkeområdene

Forurensning enten ved at selve hekkeplassen 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 hekkefuglenes fjærdrakt som smittet over på egg og unger.

### 5.4.2 Forstyrrelser i hekkeområdene

En opprensningsaksjon 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.

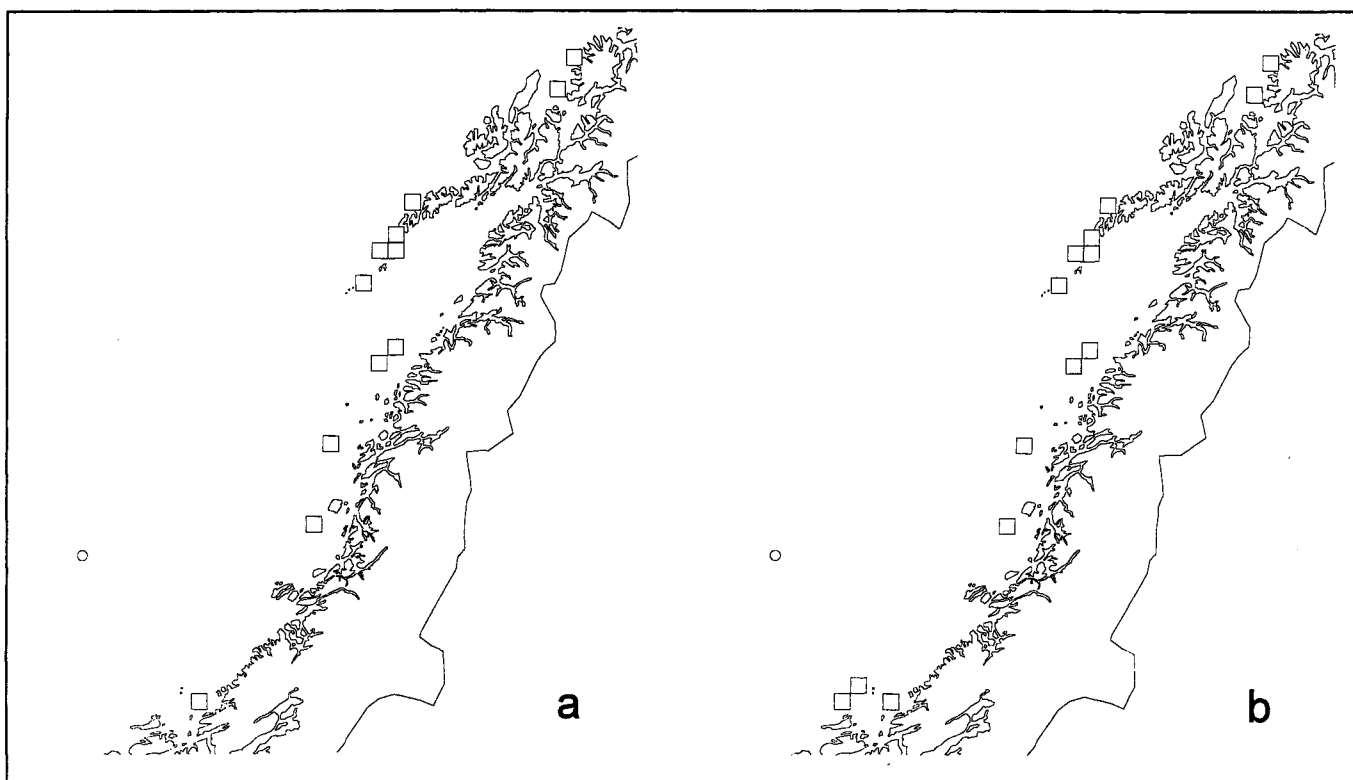
Ved opprensningsaksjoner vil de artene som hekker nærmest strandsonen være mest utsatt. Dette gjelder særlig skarver, ender, vadere, måker, terner og teist. Etter oljeutslippet fra Exxon Valdez ble det registrert svikt i reproduksjonen til hvithodehavørn *Haliaeetus leucocephalus*, en økoekvivalent til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

### 5.4.3 Forringelse av næringsgrunnet

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

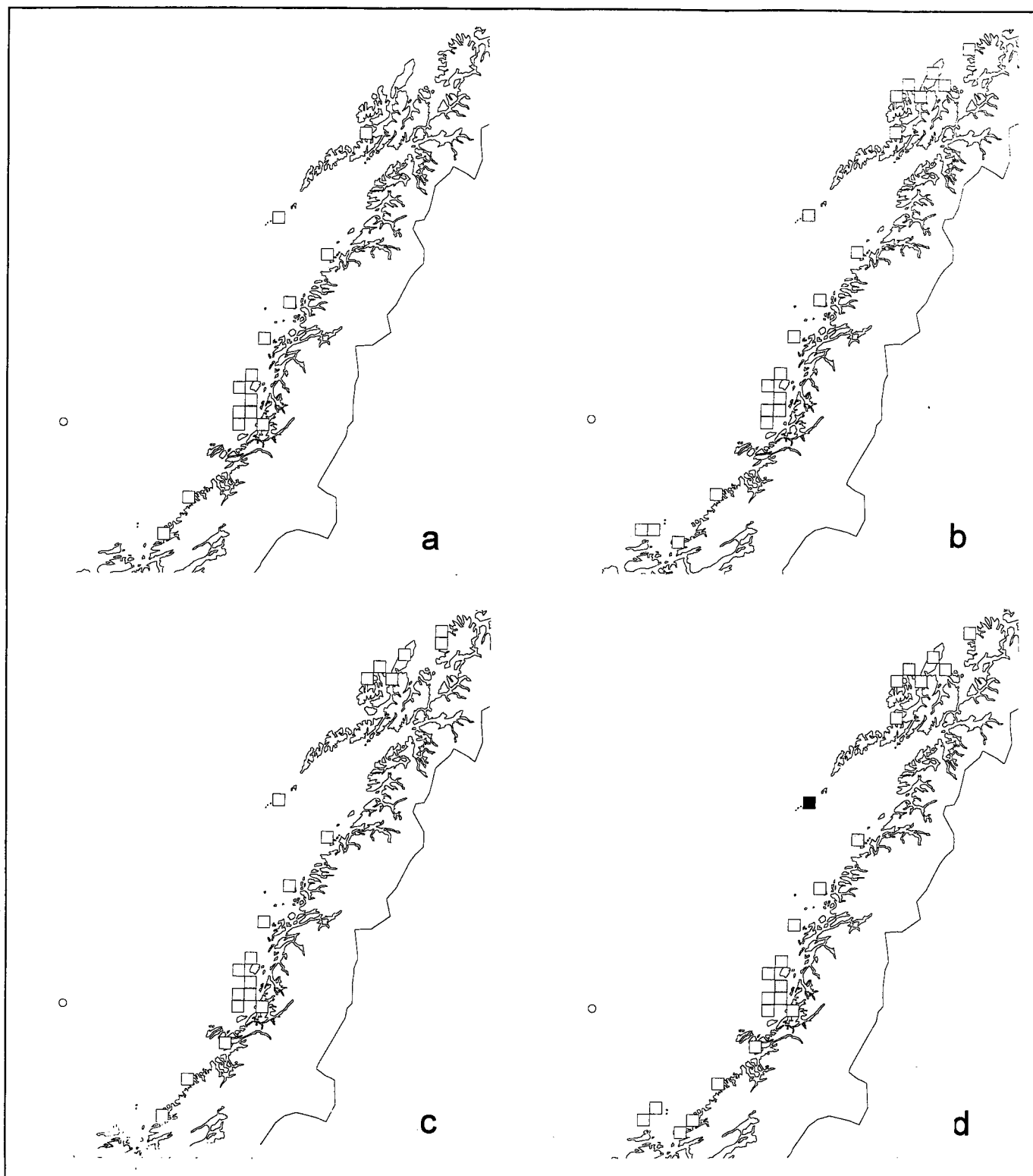
**Tabell 9.** SIMPACT konsekvensindekser for havert og steinkobbe innenfor influensområdet for Åsgard, basert på oljedriftsdata fra IKU. Konsekvensindekser for havert i sommerhalvåret er ikke beregnet på grunn av for dårlig kunnskap om deres relative og numeriske fordeling innenfor influensområdet. - SIMPACT consequence indices for Grey and Common seals in the area at risk with respect to the Åsgard field, based on oil-drift data from IKU. Consequence indices for Grey seals in summer have not been calculated because of too little knowledge about their relative and numerical distribution within the area at risk

Art Species	Sommersesong Summer season	Vintersesong Winter season
<b>Åsgard - varighet 15 dager, 125 m<sup>3</sup>/time</b>		
Havert - Grey seal		0,011
Steinkobbe - Common seal	0,005	0,010
<b>Åsgard - varighet 45 dager, 125 m<sup>3</sup>/time</b>		
Havert - Grey seal		0,025
Steinkobbe - Common seal	0,022	0,027



**Figur 31.** Konsekvenskart for havert om vinteren. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out for a) 15 days and b) 45 days on grey seals during the winter, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.





**Figur 32.** Konsekvenskart for steinkobbe. Kartene viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out sommerstid med varighet a) 15 døgn og b) 45 døgn og vinterstid med varighet c) 15 døgn og d) 45 døgn. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Maps showing the effects of a blow-out during the summer for a) 15 days and b) 45 days and during the winter for c) 15 days and d) 45 days on common seals, illustrated by the statistical distribution of impacts. The blow-out position is indicated by a circle.

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.

Mest 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 gjenværende individenes sosiale adferd, og dermed redusere deres reproduksjon, overlevelse og bestandens restitusjons-evne. 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, kan reproduksjonen 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 hekkefugler. 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 pussing 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.

## 6 Oljedriftsmodeller og sammenligning med andre analyser

### 6.1 Sammenligning basert på oljedrift fra hhv. IKU og OCEANOR for Åsgard

Konsekvensindeksene som ble beregnet for Åsgard basert på oljedrift fra IKU var lave (se kap. 5), og til dels langt lavere enn hva en kunne forvente ut fra resultater fra tidligere analyser (jf. 6.2), der OCEANOR har levert data for oljedrift. Dette gjorde at NINA ba om å få oljedriftsdata også fra OCEANOR for å kunne vurdere effekten av forskjeller i oljedriftsdataene på konsekvensindeksene for sjøfugl og kystsel. Dette ble gjort for et utslipp fra Åsgard sommerstid med varighet 45 døgn.

De parallelle sett av konsekvensindekser (tabell 10) viser at oljedrift fra OCEANOR gir til dels betydelig større konsekvensindekser enn oljedrift fra IKU, selv om datagrunnlaget forøvrig er sammenfallende (bl.a. samme ressursgrunnlag, samme oljetype og oljemengde, samme varighet, uten å trekke olje inn i fjordruter). Forskjellene i konsekvensindekser er så store at de i noen tilfeller svinger fra laveste til høyeste kategori. Særlig store er utslagene for kystnære bestander (tabell 10 og 11).

En sammenligning av sannsynlighetsfordelingen av konsekvens, dvs. hvor stor sannsynligheten er for at et utslipp skal føre til skade i hver av de fire konsekvenskategoriene (jf. tabell 7), er gitt i tabell 12. Også her er forskjellene store for kystnære bestander. For hekkesesongen er det med IKU-data bare 5 % av scenariene som gir middels store eller store konsekvenser for kystbundne dykkende sjøfugler, mens tilsvarende for OCEANOR er 77 % (3 av 4 enkeltscenarier vil gi middels store eller store konsekvenser).

**Tabell 10. Sammenlikning av SIMPACT konsekvensindekser for oljeutslipp fra Åsgard med 125 m<sup>3</sup>/time i 45 dager, basert på oljedriftssimuleringer fra hhv. OCEANOR og IKU. Indeksene er konvertert til en firedelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (°), små konsekvenser (♣), middels store konsekvenser (♣♣) eller store konsekvenser (♣♣♣). - Comparison of SIMPACT consequence indices for an oil spill from the Åsgard field of 125 m<sup>3</sup>/hour for 45 days, based on oil-drift simulations from OCEANOR and IKU, respectively. The indices have been converted to a scale comprising four categories: no, or insignificant, consequences (°), small consequences (♣), moderately serious consequences (♣♣), and serious consequences (♣♣♣).**

Kategori Category	Oljedrift levert av	Hekkesesong Breeding season	Hekkesesong Breeding season	Mytesesong Moulting season
		Hekkeclass Breeding sites	Åpent hav Open sea	
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	OCEANOR	♣♣♣ (0,68)	♣♣♣ (0,48)	♣♣♣ (0,58)
	IKU	♣♣♣ (0,35)	♣♣ (0,32)	♣♣♣ (0,36)
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface- feeding seabirds	OCEANOR	♣♣ (0,26)	♣♣♣ (0,37)	-
	IKU	♣ (0,12)	♣ (0,16)	-
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	OCEANOR	♣♣♣ (0,37)	-	♣♣ (0,27)
	IKU	° (0,08)	-	° (0,08)
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface- feeding seabirds	OCEANOR	° (0,01)	-	-
	IKU	° (0,003)	-	-

**Tabell 11.** Forholdstall ( $K_{OCEANOR} : K_{IKU}$ ) mellom SIMPACT konsekvensindekser for oljeutslipp fra Asgard med 125 m<sup>3</sup>/time og varighet 45 dager, basert på oljedriftssimuleringer fra hhv. OCEANOR og IKU. - Ratios ( $K_{OCEANOR} : K_{IKU}$ ) between SIMPACT consequence indices for oil spills from the Asgard field of 125 m<sup>3</sup>/hour for 45 days, based on oil-drift simulations from OCEANOR and IKU, respectively.

Kategori Category	Hekkesesong Breeding season	Hekkesesong Breeding season	Mytesesong Moulting season
	Hekkeplass Breeding sites	Åpent hav Open sea	
<b>Sjøfugl</b>			
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	1,94	1,50	1,61
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic-surface feeding seabirds	2,17	2,31	
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	4,63		3,38
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface-feeding seabirds	3,33		
<b>Kystsel</b>			
Steinkobbe - Common seal	2,73		

Som nevnt i kap 2.4 er konsekvensindeksene K som beregnes i SimCalc summen av alle rutespesifikke konsekvensindekser k, som er lik produktet p\*r\*s, der p er treffsannsynlighet for olje i en rute, r er ressursandelen i ruta og s er sårbarhetsindeksen. Når r og s ikke endres, må forskjellene i oljedriftsstatistikken fra IKU og OCEANOR ligge i treffsannsynligheten for olje i hver enkelt rute. Forskjellen i sannsynlighet for treff er størst i kystnære områder.

IKU peker i sin Norne-rapport (Reed et al. 1995a) på betydelige forskjeller både i sannsynligheten for at olje fra Norne skal treffe Røst/Værøy og minste drivtid for olje fra Norne til Røst/Værøy. OCEANORS's modell gir i et 'worst case' (6000 m<sup>3</sup>/døgn i 75 døgn) hhv. 90 % sannsynlighet for treff og minste drivtid på 6 døgn, mens tilsvarende for IKU's modell er 60 % og 10 døgn.

Vi har ikke grunnlag for å vurdere modellene opp mot hverandre og hvilke utslag forskjeller mellom disse kan gi for oljedriftsstatistikken. IKU peker i en rapport for Norne (Reed et al. 1995a) på flere forskjeller mellom modellene, bl.a. at OCEANOR benytter et retningsavvik på 15 % til høyre for fremherskende vindretning på grunn av jordrotasjonen (Coriolis-kraften), mens IKU unnlater å korrigere for denne effekten. Reed et al. (1995a) diskuterer videre forskjeller mellom modellene og behov for å avklare valg av en rekke faktorer som inngår i dem. Det må understrekes at et evt. endret sett av standarder i

oljedriftsberegningene i forhold til OCEANOR's prinsipper vil nødvendigvis gjøre ny konvertering av grenseverdier for de ulike konsekvenskategoriene som ligger til grunn for denne og tidligere analyser.

Denne analysen vurderer konsekvenser for fire ulike utslippsbetingelser (varighet 15 og 45 døgn både for sommer og vinter) basert på oljedrift fra IKU. For utslippet sommerstid over 45 døgn, der vi har oljedrift fra både IKU og OCEANOR, er forskjellene i konsekvensindekser vist å være store. Vi har rimelig grunn til å anta at forskjellene vil være tilsvarende store også for de andre utslippstilfellene.

Grenseverdiene som er benyttet for konverteringen av konsekvensindekser, som er det viktigste resultatet av SimCalc-analysene, er satt med bakgrunn i oljedrift fra OCEANOR. Med de betydelige forskjeller som er avdekket mellom de to oljedriftsmodellene for våre analyseresultater, kan ikke konsekvensindeksene som er framkommet basert på IKU's oljedriftsdata sammenlignes direkte med tidligere analyser. Det er behov for en nøye gjennomgang av forutsetningene for resultatene, og for å foreta en tilsvarende konvertering for konsekvensindekser basert på data fra IKU. En slik gjennomgang har det ikke vært tid til å gjennomføre i denne analysen.

**Tabell 12. Estimerte sannsynligheter for skadeomfang (kategorisert) på sjøfugl ved en blow-out på 125 m<sup>3</sup>/time i 45 dager fra Åsgard, basert på oljedriftsdata fra hhv. IKU og OCEANOR. Grenseverdier for konsekvenskategorier er gitt i tabell 5. - Estimated probabilities for the extent of damage (categorized) to seabirds caused by an oil spill of 125 m<sup>3</sup>/hour for 45 days, based on oil-spill data from IKU and OCEANOR respectively. Definitions of the consequence categories are given in Table 5.**

Sesong	Kategori	Oljedriftsdata	Konsekvenskategorier			
			0	1	2	3
Hekkesesong	Pelagiske alkefugler (hekkeplass)	IKU	50	3	0	46
		OCEANOR	15	7	0	77
	Pelagiske alkefugler (åpent hav)	IKU	11	27	17	44
		OCEANOR	1	12	7	78
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (hekkeplass)	IKU	53	15	27	4
		OCEANOR	15	10	46	28
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (åpent hav)	IKU	31	48	17	3	
	OCEANOR	1	24	27	48	
Kystbundne dykkende sjøfugl	IKU	67	27	2	3	
	OCEANOR	7	15	35	42	
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	IKU	99	0	0	1	
	OCEANOR	99	0	0	1	
Mytesesong	Pelagiske alkefugler	IKU	2	23	27	47
		OCEANOR	0	3	11	86
	Kystbundne dykkende sjøfugl	IKU	66	24	9	1
		OCEANOR	9	18	47	24

Vedlegg 14 presenterer de resultatene vi har kommet fram til for utslippet over 45 døgn sommerstid, når vi legger OCEANOR's oljedriftsmodell til grunn for konsekvensindeksene.

## 6.2 Sammenligning av de to utslippsbetingelsene for Åsgard med andre analyser

Resultatene fra Åsgard, basert på oljedrift fra OCEANOR, kan sammenlignes med Norne-analysen (Anker-Nilssen et al. 1994) og AKUP-analysen for Midt-norsk sokkel (Strann et al. 1993). Ved en slik sammenlikning (tabell 13, 14, 15 og 16) er det flere faktorer som må vurderes.

### • Forskjeller i utslippsbetingelser.

Det er betydelige forskjeller både når det gjelder varighet av utslippet og utslippet oljemengde:

Felt	Utslippsrate (m <sup>3</sup> /døgn)	Varighet av utslipp (døgn)	Samlet oljemengde (m <sup>3</sup> )
<i>Denne analysen:</i>			
Åsgard	3 000	15	45 000
Åsgard	3 000	45	135 000
<i>Andre analyser:</i>			
AKUP Midt-norsk sokkel	1 200	10	12 000
Norne	6 000	75	450 000

Utslippet i Norne-rapporten er uvanlig stort, hele 11 ganger mer enn utslippet fra Exxon Valdez (Alaska 1989) og 4,5 ganger mer enn fra Braer (Shetland 1993). Det er verd å merke seg at selv det minste utslippsalternativet for Åsgard som ligger til grunn for denne rapporten, tilsvarer utslippet fra Exxon Valdez.

**Tabell 13.** SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglkategoriene innenfor influensområdet, sammenlignet med utslipp fra to andre, nærliggende områder. Indeksene er konvertert til en firedelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (°), små konsekvenser (♣), middels store konsekvenser (♣♣) eller store konsekvenser (♣♣♣). Alle konsekvensindekser er basert på oljedriftsdata fra OCEANOR. - SIMPACT consequence indices for the various categories of seabirds in the area at risk compared with spills from two other areas in the vicinity. The indices have been converted to a scale comprising four categories: no, or insignificant, consequences (°), small consequences (♣), moderately serious consequences (♣♣), and serious consequences (♣♣♣). All the consequence indices are based on oil-drift data from OCEANOR.

Kategori Category	Hekkesesong Breeding season	Hekkesesong Breeding season	Mytesesong Moulting season	Vintersesong Winter season
	Hekkeplass Breeding sites	Åpent hav Open sea		
<b>Åsgard - varighet 45 dager, 125 m3/time</b>				
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	♣♣♣ (0,68)	♣♣♣ (0,48)	♣♣♣ (0,58)	
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface-feeding seabirds	♣♣♣ (0,26)	♣♣♣ (0,37)	-	
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	♣♣♣ (0,37)	-	♣♣ (0,27)	
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface-feeding seabirds	° (0,01)	-	-	
<b>Norne - varighet 75 dager, 250 m3/time</b>				
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)
<b>AKUP Midt-Norge, analyseområde 3 - varighet 10 dager, 100m3/time</b>				
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	♣♣♣ (0,34)	♣♣♣ (0,37)	♣♣ (0,29)	♣♣ (0,27)
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface-feeding seabirds	♣♣ (0,23)	♣ (0,12)	-	♣ (0,21)
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	♣ (0,12)	-	♣ (0,14)	♣ (0,12)
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface-feeding seabirds	° (0,01)	-	-	° (0,05)

**Tabell 14.** SIMPACT konsekvensindekser for havert og steinkobbe innenfor influensområdet for Åsgard, basert på oljedriftsmodeller fra IKU og OCEANOR, sammenlignet med utslipp fra to andre, nærliggende områder. Konsekvensindekser for havert i sommerhalvåret er ikke beregnet for denne analysen på grunn av for dårlig kunnskap om deres relative og numeriske fordeling innenfor influensområdet. - *SIMPACT consequence indices for Grey and Common seals in the area at risk with respect to the Åsgard field, based on oil-drift models from IKU and OCEANOR, compared with oil-spill data from two other areas in the vicinity. Consequence analyses for Grey seals in summer have not been calculated because of too little knowledge about their relative and numerical distribution within the area at risk*

Art Species	Oljedriftsmodell	Sommersesong Summer season	Vintersesong Winter season
<b>Åsgard - varighet 15 dager, 125 m<sup>3</sup>/time</b>	IKU		
Havert - Grey seal			0,011
Steinkobbe - Common seal		0,005	0,010
<b>Åsgard - varighet 45 dager, 125 m<sup>3</sup>/time</b>	IKU		
Havert - Grey seal			0,025
Steinkobbe - Common seal		0,022	0,027
<b>Åsgard - varighet 45 dager, 125 m<sup>3</sup>/time</b>	OCEANOR		
Havert - Grey seal			
Steinkobbe - Common seal		0,060	
<b>Norne - varighet 75 dager, 250 m<sup>3</sup>/time</b>	OCEANOR		
Havert - Grey seal		0,194	0,136
Steinkobbe - Common seal		0,117	0,097
<b>AKUP Midt-Norge, analyseområde 3 - varighet 10 dager, 100m<sup>3</sup>/time</b>	OCEANOR		
Havert - Grey seal		0,050	0,047
Steinkobbe - Common seal		0,043	0,040

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 på Midt-norsk sokkel (66°07'30"N, 08°00'Ø, se Anker-Nilssen et al. 1994). Disse utslippspunktene ligger svært nær hverandre, og følgetiden og oljens forventede egenskaper er den samme. Konsekvensindeksene som er beregnet for analyseområde 3 ble derfor antatt å være rimelig representative for Norne med tilsvarende utslippsbetingelser. De beregnede konsekvensindeksene for Norne var generelt 1,5-3 ganger større enn de tilsvarende indeksene beregnet for analyseområde 3, Midt-norsk sokkel (tabell 13). Dette betyr at flere sjøfugler havnet 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.

• *Forskjeller i oljetype.*

Olje fra Norne regnes som en tung olje med liten fordampingsgrad, mens olje fra Åsgard regnes som en lettere oljetype med større fordampingsgrad og større forvitringsevne. Dette vil påvirke oljedriften og sannsynligheten for treff (se Reed et al. 1995b).

• *Forskjeller i influensområdene og dermed ressursgrunnlaget for hhv. Norne og Åsgard.*

I nord er det store fuglefjell (bl.a. Nord-Fugløy) som ligger innenfor influensområdet for Norne, men ikke for Åsgard. Dette gir en høyere relativ ressursandel for Røst/Verøy i Åsgard-analysen, noe som trolig er en vesentlig årsak til en høyere konsekvensindeks for pelagiske alkefugler for Åsgard enn for Norne (forholdstall 0,72, se tabell 16). Tilsvarende vil det i sør være betydelige forekomster av særlig kystbundne arter i alle tre sesonger innen influensområdet for Åsgard, som ikke er inkludert i Norne-analysen (bl.a. Froan-området). Disse områdene har likevel en relativ liten sjans for å bli truffet av olje, slik at deres bidrag til konsekvensindeksen blir liten. Samtidig får andre ruter en betydelig mindre ressursandel, særlig i myte

**Tabell 15. Estimerte sannsynligheter for skadeomfang (kategorisert) på sjøfugl ved en blow-out på 125 m<sup>3</sup>/time i 45 dager fra Åsgard og en blow-out på 250 m<sup>3</sup>/time i 75 dager fra Norne, basert på oljedriftsdata fra OCEANOR. Grenseverdier for konsekvenskategorier er gitt i tabell 5. - Estimated probabilities for degree of damage (categorised) to seabirds in the event of a blowout from the Åsgard field of 125 m<sup>3</sup>/hour for 45 days and one from the Norne field of 250 m<sup>3</sup>/hour for 75 days, based on oil-drift data from OCEANOR. Definitions of the consequence categories are given in Table 5**

Sesong	Kategori	Felt	Varighet	Konsekvenskategorier			
				0	1	2	3
Hekkesesong	Pelagiske alkefugler (hekkeplass)	Åsgard	45 dg	15	7	0	77
		Norne	75 dg	4	1	0	95
	Pelagiske alkefugler (åpent hav)	Åsgard	45 dg	1	12	7	78
		Norne	75 dg	3	1	1	95
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (hekkeplass)	Åsgard	45 dg	15	10	46	28
		Norne	75 dg	3	3	45	49
	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (åpent hav)	Åsgard	45 dg	1	24	27	48
		Norne	75 dg	14	8	40	38
	Kystbundne dykkende sjøfugl	Åsgard	45 dg	7	15	35	42
		Norne	75 dg	16	8	13	63
	Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Åsgard	45 dg	99	0	0	1
		Norne	75 dg	98	2	0	0
Mytesesong	Pelagiske alkefugler	Åsgard	45 dg	0	3	11	86
		Norne	75 dg	0	0	10	90
	Kystbundne dykkende sjøfugl	Åsgard	45 dg	9	18	47	24
		Norne	75 dg	15	11	21	53

perioden, slik at den samlede konsekvensindeksen blir derved mindre for Åsgard (forholdstall 1,26, se tabell 16). Samlet sett er likevel forholdstallene i denne sammenlikningen av langt mindre størrelsesgrad enn tilsvarende for sammenlikningen mellom de to oljedriftsmodellene for Åsgard (tabell 11).

• *Forskjeller i utslippssted gir ulike sannsynligheter for treff av olje både langs kysten og i åpent hav.*

En rekke utslippsscenarioer fra Åsgard (ca. 65°N) ser ut til bare å drive rundt i åpent hav og ikke komme nær land, mens de ved en parallellforskyving nordover til utslippsstedet for Norne (ca. 66°N) ville ha berørt både fugle fjellene på Røst/Værøy og de store forekomstene av sjøfugl i åpent hav i tilknytning til disse koloniene.

• *Forskjeller i influensområdet for de to ulike utslippene fra Åsgard.*

I utslippet med kortest varighet blir Froan knapt nok berørt av olje. I analysen har vi likevel benyttet det influensområdet som ble beregnet for det største utslippet. Et mindre influensområde ville gitt større ressursandeler i de enkelte rutene, noe som ville ha gitt høyere konsekvensindekser.

Betydningen av influensområdets størrelse kan derfor ha en viss innflytelse på analyseresultatet, og identifiseringen av influensområdet bør nok tillegges større vekt i framtidige analyser.

• *I noen tidligere analyser har OCEANOR lagt inn treff av olje også i ruter som ligger innenfor den ytre kystlinjen. Dette er ikke gjort av IKU, og heller ikke av OCEANOR for oljedriftsberegningene til denne rapporten.*

Dette medfører at konsekvensindeksene for ressurser som også påtreffes i disse områdene blir noe underestimert.

• *Forskjeller i datagrunnlaget for åpent hav.*

For Norne-rapporten (Anker-Nielsen et al. 1994) ble bare en del av dataene fra åpent hav benyttet i analysen, mens datagrunnlaget for denne analysen tilsvarer det som ble benyttet i AKUP-analysen for Midt-norsk sokkel (Strann et al. 1993). Dette er ikke knyttet til forskjeller i influensområdet, som er omtalt ovenfor. For å teste effekten av denne forskjellen kjørte vi noen analyser for Åsgard med det datagrunnlaget for hekkesesongen som ble benyttet i



**Tabell 16.** Forholdstall ( $K_{\text{Nome}} : K_{\text{Asgard}}$ ) mellom SIMPACT konsekvensindekser for oljeutslipp fra Nome med 250 m<sup>3</sup>/time i 75 dager og fra Asgard med 125 m<sup>3</sup>/time i 45 dager, basert på olje-driftssimuleringer fra OCEANOR. Parenteser rundt forholdstallet for kystbundne overflatebeitende sjøfugl er satt fordi indeksene i utgangspunktet er svært lave (hhv. 0,03 og 0,01), noe som gir stor usikkerhet for forholdstallet. - Ratios ( $K_{\text{NORNE}} : K_{\text{ASGARD}}$ ) between SIMPACT consequence indices for oil spills from the Nome field of 250 m<sup>3</sup>/hour for 75 days and from the Asgard field of 125 m<sup>3</sup>/hour for 45 days, based on oil-drift simulations from OCEANOR. The figure for coastal surface-feeding seabirds is bracketed because the indices on which the calculation is based are extremely low (0.03 and 0.01, respectively), resulting in a ratio which is very uncertain.

Kategori Category	Hekkesesong Breeding season	Hekkesesong Breeding season	Mytesesong Moulting season
	Hekkeplass Breeding sites	Åpent hav Open sea	
<b>Sjøfugl</b>			
Pelagiske alkefugler - Pelagic auks	0,72	1,13	0,90
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl - Pelagic surface-feeding seabirds	1,35	0,78	
Kystbundne dykkende sjøfugl - Coastal diving seabirds	0,95		1,26
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl - Coastal surface-feeding seabirds	(3.00)		
<b>Kystsel</b>			
Steinkobbe - Common seal	1,95		

Norne-analysen. Dette ga likevel bare marginale forskjeller i konsekvensindekser, selv om konsekvenskartene ble noe forskjellige fordi en nå har utvidet dekningsgraden.

- *Forskjeller i sammensetningen av to økologiske grupper.* Sildemåken er i denne rapporten flyttet fra gruppen kystbundne overflatebeitende sjøfugler til gruppen pelagiske overflatebeitende sjøfugler (se kap. 2.6). Dette gir likevel bare små endringer i konsekvensindeksene for hekkesesongen, selv om konsekvenskartet ble noe forskjellig fra Norne-rapporten fordi arten har en videre utbredelse langs kysten enn de andre, mer typiske kolonihekkende artene som sildemåken nå er slått sammen med.

## 7 Konklusjoner

### 7.1 Usikkerhetsfaktorer i analysen

I konsekvensanalyser av denne typen blir biologen stilt overfor spørsmål som er så 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.

Det er også nødvendig å poengtere betydningen av at utslippsbetingelsene er fiksert i analysen. I denne analysen er det valgt et "worst case" tilfelle med utslipp av 135 000 m<sup>3</sup> og et noe mindre utslipp av 45 000 m<sup>3</sup>. 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 råolje 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 fordelingsmønstrer 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 system hvor tap av individer (gjennom naturlig dødelighet og utvandring) og tilskudd av individer (gjennom reproduksjon og innvandring) beregnes for hvert år. De naturlige dimensjonene på faktorene i dette regnskapet er imidlertid sjelden kjent i tilstrekkelig detalj. Selv for de mest betydelige faktorene, 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.

### 7.2 Konsekvenser av oljesøl for sjøfugl

For å vurdere de direkte konsekvensene av et oljeutslipp ble resultatene fra oljedriftsimuleringene 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, her definert som en bestandsreduksjon på minst 25 %. Restitusjonstiden for skaden forventes å være større enn 10 år avhengig av vekstpotensialet til bestandene. Ofte kan en ikke forvente positive tetthetsavhengige responser, noe som er en forutsetning for restitusjon.
- **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 oljesølulykker, 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 har vurdert 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 må presiseres at konklusjonene som blir gitt i dette kapittelet, bygger på konsekvensindekser som er beregnet med grunnlag i IKU's oljedriftssimuleringer, men som er skalert i henhold til indekser som er beregnet med grunnlag i OCEANOR's oljedriftssimuleringer, jf. kap 5.2.**

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

Influensområdet er landets viktigste hekkeområde for en rekke sjøfuglarter. I Lofoten og Vesterålen finnes flere av de største fuglefjellene i Norge. Blant annet hekker 2/3 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. I Sør-Trøndelag og langs Helgelandskysten hekker dessuten landets største bestander av storskarv, ærfugl og teist. Alle disse artene er blant dem som har vist seg svært sårbare ved oljesøl.

Særlig viktige sjøfuglområder finnes langs kysten av Sør-Trøndelag, Sør-Helgeland og i Lofoten og Vesterålen. I åpent hav er spesielt havområdene utenfor de sentrale koloniene i Lofoten og Vesterålen viktige både for pelagiske alkefugler og pelagisk overflatebeitende sjøfugl. Dette skyldes at disse havområdene benyttes som beiteområder av lokale hekkefugler.

- Blow-out i 45 døgn: Et meget stort oljeutslipp i hekkesesongen forventes å få store konsekvenser for kategorien pelagiske alkefugler ved hekkeplass og middels store konsekvenser i åpent hav. I denne forbindelse må spesielt nevnes mulighetene for å ramme landets største fuglefjell, Røst, og nærliggende havområder. For pelagisk overflatebeitende sjøfugl vil et utslipp gi små konsekvenser. For kategoriene kystbundne dykkende sjøfugler og kystbundne overflatebeitende sjøfugler vil et utslipp i hekkesesongen trolig få ubetydelige konsekvenser.
- Blow-out i 15 døgn: Et mindre stort oljeutslipp i hekkesesongen vil få et mindre skadeomfang. For pelagiske alkefugler vil et utslipp gi små konsekvenser. For de andre kategoriene forventes ingen eller ubetydelige skader.

For pelagiske alkefugler vil et oljeutslipp, av den størrelsesorden som er lagt til grunn for det største utslippsalternativet, 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 vurderes som meget begrenset.

Også for pelagisk overflatebeitende sjøfugl kan det forventes en viss dødelighet, men et utslipp vil trolig ikke få varige virkninger for bestandene. Unntaket kan være utslipp som i betydelig grad rammer lokale hekkefugler på Røst og Værøy. 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 en noe større dødelighet for artene i denne kategorien for utslipp som rammer Vega-området, vil langtidsvirkningene trolig ikke bli alvorlige. Selv det største utslippsalternativet vil trolig få ubetydelige konsekvenser for bestandene av kystbundne overflatebeitende sjøfugl.

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

De artene som feller vingefjærene (myter) på etter-sommeren 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-Trøndelag, Sør-Helgeland og i Lofoten. Alkefuglenes myteområder ligger i hovedsak i havområdene utenfor de sentrale koloniene, særlig i Lofoten/Vesterålen, men også Haltenbanken kan være et viktig område.

- Blow-out i 45 døgn: Et meget stort oljeutslipp i myteperioden vil trolig få middels store konsekvenser for pelagiske alkefugler (lomvi og alke) og små konsekvenser for kystbundne dykkende sjøfugl (hovedsakelig ærfugl). Utslipp som rammer mytebestanden av lomvi får alvorlige konsekvenser for den nordnorske bestanden, da denne allerede er i en kritisk situasjon som følge av en dramatisk og langvarig bestandsnedgang.
- Blow-out i 15 døgn: Et mindre stort oljeutslipp vil trolig få små konsekvenser for pelagiske alkefugler, mens det for kystbundne dykkende sjøfugl synes å bli ingen eller ubetydelige skader.

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

Langs store deler av kysten av influensområdet finnes viktige overvintringsområder for en rekke sjøfuglarter. De særligste delene med bl.a. Frøya og Helgelandskysten er særlig viktige for skarver, ærfugl og teist, mens områdene fra Lofoten og nordover er viktige for ærfugl og praktærfugl. I åpent hav synes områdene utenfor Sør-Trøndelag og Lofoten/Vesterålen å være viktige for både pelagiske alkefugler og for pelagisk overflatebeitende sjøfugl.

- Blow-out i 45 døgn: Et stort oljeutslipp i vintersesongen forventes å få store konsekvenser for pelagiske overflatebeitende sjøfugler. For både pelagiske alkefugler og kystbundne dykkende sjøfugler forventes konsekvensene å bli små. For kystbundne overflatebeitende sjøfugler forventes ingen eller bare ubetydelige skader.
- Blow-out i 15 døgn: Et mindre oljeutslipp i vintersesongen forventes bare å gi middels store konsekvenser for pelagisk overflatebeitende sjøfugler. For pelagiske alkefugler, kystbundne dykkende sjøfugler og kystbundne overflatebeitende sjøfugl forventes ingen eller ubetydelige konsekvenser.

## 7.3 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 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 henholdsvis 85 % og 60 % 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.

# 8 Anbefalinger

## 8.1 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.

## 8.2 Oppfølgende studier

### Sjøfugl

Datagrunnlaget for bestandene av hekkende, mytende og overvintrende sjøfugl langs deler av kysten er gammelt og bør derfor oppdateres. Innenfor influensområdet til Åsgard gjelder dette 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 til dette formålet.

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 materialet fra åpent hav er innsamlet i en periode hvor den norske vårgytende sildestammen har vært svært liten. En gjenoppbygging av sildestammen kan endre sjøfuglenes forekomster og fordelingsmønstre 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 og bør oppdateres. Selbestandene er svært vanskelige å takserer og tellinger av fødte unger er foreløpig den beste metode for havert. For å beregne totalbestanden må en imidlertid benytte konverteringsfaktorer. Slike er ennå ikke beregnet for norske forhold. Dyrenes atferd og biologi utenom kaste- og hårfellingsperioden er også lite kjent. Vandringer kan for eksempel gi sesongmessige variasjoner i lokale bestandsstørrelser. Endelig mangler både modeller og data for å kunne beregne sårbarhetskriterier på en mer objektiv måte for kystselene.

## 9 Sammendrag

Med bakgrunn i Statoil's planlagte petroleumsvirksomhet på Åsgard-feltet, 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 voksendødeligheten er lav. Flere arter er dessuten stedstroe kolonihekkerne, og innvandring fra andre kolonier skjer bare i liten grad. Oljeutslipp som fører til omfattende dødelighet hos kjønnsmodne fugler kan derfor få langvarige konsekvenser for bestandene. Sjøpattedyr med pels som primærbeskyttelse mot kulde (f.eks. oter), er sårbare på samme måte som sjøfugl. Hvaler og seler i norske farvann 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 IKU. Geografisk dekker dette en kyststrekning fra innløpet til Trondheimsfjorden (64°30'N) nordover til Loppa (70°20'N). Områdene fra Vega til Vesterålen vil imidlertid være mest utsatt.

For svært mange sjøfuglarter må influensområdet regnes som det viktigste hekkeområdet i Norge. Særlig viktige områder finnes langs kysten av Sør-Trøndelag, Sør-Helgeland og i Lofoten og Vesterålen. I Lofoten/Vesterålen finnes flere 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-Trøndelag, Sør-Helgeland og Lofoten, mens alkefuglene hovedsakelig myter i havområdene utenfor de sentrale koloniene, særlig i Lofoten/Vesterålen, og på Haltenbanken. Influensområdet er også av stor betydning for flere overvintringsbestander. De sørligste delene, fra Trøndelag til Lofoten, er særlig viktige 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 kystselartene (havert og steinkobbe) finnes henholdsvis 85 % og 60 % av den norske totalbestanden innenfor influensområdet. De viktigste områdene for kystsel finnes langs Helgelandskysten og i Lofoten/Vesterålen.

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. analyse-systemet SIMPACT. På bakgrunn av de beregnede konsekvensindeksene, samt andre vurderinger, er det gitt en beskrivelse av de forventede konsekvensene av et meget stort oljeutslipp ('worst case-blowout', 135 000 m<sup>3</sup>) og et nokså stort utslipp ('blow-out', 45 000 m<sup>3</sup>). 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.

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, derest mellom arter som dykker og arter som beiter i overflaten.

For **pelagiske alkefugler** vil en blow-out i 45 døgn trolig få store konsekvenser i hekkesesongen (april-medio august) og mytesesongen (juli-medio september) da dette i hovedsak vil ramme lokale hekkefugler. Dette er bestander som i lengre tid har vært utsatt for alvorlig bestandsnedgang, og som derfor er ekstra sårbare. En blow-out i 45 døgn kan få langvarige negative virkninger for bestandene av pelagiske alkefugler. Virkningene av en blow-out i 15 døgn forventes derimot bare å gi små konsekvenser, men også her kan et utslipp som i særlig grad rammer Røst og havområdene rundt føre til en alvorlig bestandsnedgang.

For **pelagisk overflatebeitende sjøfugl** kan en blow-out i 45 døgn få store konsekvenser i vintersesongen, mens konsekvensene i hekkesesongen forventes å bli små. 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. Virkningene av en blow-out i 15 døgn forventes å gi middels store konsekvenser i vintersesongen og ingen eller ubetydelige konsekvenser i hekkesesongen.

For **kystbundne dykkende sjøfugl** forventes en blow-out i 45 døgn å få små konsekvenser i vintersesongen og ingen eller ubetydelige konsekvenser i hekke- og mytesesongen.

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 lokale bestander kan bli hardt rammet, særlig om et oljeutslipp rammer Vega-området, vil langtidsvirkningene for bestandene neppe bli like alvorlige som for pelagiske alkefugler. Virkningene av et mindre utslipp forventes å gi ingen eller ubetydelige konsekvenser uansett årstid.

Konsekvensene for **kystbundne overflatebeitende sjøfugl** av en blow-out, enten den varer i 15 eller 45 døgn, forventes å gi ingen eller ubetydelige skader både i hekke- og vintersesongen. Et oljeutslipp vil antagelig få ubetydelige virkninger for bestandene på sikt.

**Kystselene** antas å være mest utsatt for oljesøl i kaste- og hårfellingsperiodene. 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 svært stort 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.

I motsetning til tidligere analyser, der en har benyttet oljedrift fra OCEANOR, er det i denne analysen benyttet oljedrift fra IKU. For et utslipp over 45 døgn sommerstid har vi oljedriftsdata både fra IKU og OCEANOR. Dette ga store forskjeller i konsekvensindekser, som i noen tilfeller svinger fra ingen eller ubetydelige konsekvenser (laveste kategori) til store konsekvenser (høyeste kategori). Konverteringen av konsekvensindekser, som er det viktigste resultatet av SimCalc-analysene, er basert på oljedrift fra OCEANOR. Med de betydelige forskjeller som er avdekket mellom de to oljedriftsmodellene for våre analyseresultater, bør det foretas en nøye gjennomgang av forutsetningene for disse resultatene.

## 10 Summary

As a consequence of the plans which Statoil have for petroleum activity on the Åsgard oil field 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 at risk, along with an assessment of the potential consequences of a major 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, maritime diving ducks and auks) are particularly vulnerable because they are entirely dependent 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 that protects them from the cold (e.g. otters), are vulnerable in the same way as seabirds. Whales and seals in Norwegian waters have a thick layer of blubber which helps to prevent loss of body heat, and there is no indisputable evidence that oil spills have significantly affected them.

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

This area is considered to be the most important breeding area in Norway for a great number of seabird species. Particularly important breeding localities occur along the coasts of Sør-Trøndelag and southern Helgeland, and in Lofoten and Vesterålen. Lofoten and Vesterålen contain several of the large bird cliffs in Norway, Røst in Lofoten being the largest with some 1.3 million breeding seabirds. Important populations of Auks, Kittiwakes and Fulmars nest on these cliffs. The waters off these colonies form an important feeding ground for these populations. Most of the breeding populations of Cormorants, Common Eiders and Black Guillemots in Norway are found along the coast of Helgeland. In the moulting season, the area that is at risk is of prime importance for Common Eiders and Auks (Razorbills and Common Guillemots). The most important moulting grounds for Common Eiders are in Sør-Trøndelag, southern Helgeland and Lofoten, whereas Auks chiefly moult at sea off the major colonies, particularly in Lofoten and Vesterålen and on Haltenbanken. The endangered area is also vital for several wintering populations. The southernmost stretch, from Trøndelag 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.

The area that is at risk contains about 85 % and 60 %, respectively, of the total Norwegian populations of the two coastal seal species, the Grey seal and the Common seal. The most important localities for coastal seals are along the Helgeland coast and in Lofoten and Vesterålen.

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 expected consequences of a very large oil spill ("worst-case blowout", 135 000 m<sup>3</sup>) and a fairly large oil spill ("blowout", 45 000 m<sup>3</sup>) are described on the basis of the calculated consequence indices and other considerations. 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 account that the analysis primarily considers what will happen when an accident actually occurs, and to a somewhat lesser extent the geographical distribution of damage through constantly recurring oil spills. The risk of such spills occurring is not included in the analysis.

Before the analysis itself was 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 categories are based on two properties that are of particular importance for the vulnerability of the individuals 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 that obtain their food in coastal waters, and thereafter between those that dive and those that feed on the surface.

A blowout lasting 45 days will probably have serious consequences for **pelagic auks** in the breeding season (April to mid-August) and the moulting season (July to mid-September) since it will primarily hit local breeding birds. These populations have been exposed for a long time to serious population depletion and are therefore extremely vulnerable. A blowout lasting 45 days may therefore have long-term negative effects on the populations of pelagic auks. However, the effects of a blowout lasting 15 days are expected to be small, although here, too, a spill that hits Røst and the waters surrounding it particularly severely may lead to a serious reduction in the population.

A blowout lasting 45 days will probably have serious consequences for **pelagic surface-feeding seabirds** in winter, but in the breeding season the impact is likely to be small. The species concerned (Fulmar, Gannet and Kittiwake) have no specific moulting season. Even though serious

mortality must be expected, a spill will probably not have lasting consequences for the populations, unless it hits local breeding birds particularly strongly. A blowout lasting 15 days is expected to have moderately serious consequences in winter and no, or insignificant, consequences in the breeding season.

It can be expected that a blowout lasting 45 days will have minor consequences for **coastal diving seabirds** in winter and no, or insignificant, consequences in the breeding and moulting seasons. Species in this category generally have a larger reproductive potential than pelagic auks and are therefore better able to rebuild their population following a decline. Even though local populations may be severely affected, especially if a spill hits the Vega district, the long-term effect on the populations will probably not be as serious as for pelagic auks. The impact of a small oil spill is expected to be nonexistent or insignificant, irrespective of the season.

The consequences of a blowout for **coastal surface-feeding seabirds** will probably be nonexistent or insignificant in both the breeding season and in winter, irrespective of whether it lasts 15 or 45 days. A spill will probably have insignificant long-term effects on the populations.

**Coastal seals** are thought to be most vulnerable to oil spills in the pupping and moulting periods, but in general they will be less vulnerable than many seabirds in this area. However, it must be expected that both Grey and Common seals will suffer some mortality in the event of a particularly 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 a single spill is unlikely to have lasting consequences for populations of coastal seals.

This analysis is based on an oil-drift model from IKU, in contrast to previous ones which have used a model from OCEANOR. We have oil-drift data from both IKU and OCEANOR for an oil spill lasting 45 days in summer. These give substantial differences in the consequence indices which, in some cases, range from no, or insignificant, consequences (the lowest category) to serious consequences (the highest category). The conversion of the consequence indices, which is the most important result of the SimCalc analyses, is based on oil-drift data from OCEANOR. In view of the revelation that these two oil-drift models have resulted in significant differences in our analysis results, the premises underlying these results should be carefully examined.

## 11 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, Univ. Trondheim. 150 s.
- Anker-Nilssen, T., 1994: Numbers of breeding pairs of the most numerous seabird species in Norway (excluding Svalbard) in the beginning of the 1990s. In: F. Brunvoll, P. Schøning, S. Rübberdt, P. Theodorsen, G. Kielland and S. Midtland (eds.); The natural environment in numbers 1994, - Universitetsforlaget, Oslo, p. 286. (In Norwegian).
- 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 petroleumsaktivitet 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.
- 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.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidstudier av lunder på Røst. - NINA Fagrapport XX: 1-XX.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. and Lorentsen, S.-H. 19XX. An assessment of the Norwegian monitoring programme for breeding and wintering seabirds. - Wildlife Biology 00: 00-00.
- 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.
- 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 seabirds - *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., Lorentsen, S.-H. & Rørv, 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.
- Evans, P.G.H., red. 1980. Auk censusing manual. - Seabird Group Publications. 13s.
- Fauchald, P. & Erikstad, K.E. 1995. The predictability of the spatial distribution of guillemots (*Uria* spp.) in the Barents sea. - S. 105-122 i Isaksen, K. & Bakken, V. *Seabird populations in the Northern Barents Sea - source data for the impact assessment of the effects of oil drilling activity*. Norsk Polarinst. Medd. 135
- 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. 1988. Post-breeding movements of Guillemots and Razorbills from Runde 1988. - *Stens. rapp. til OKN*.
- Follestad, A. & Runde, O.J. 1995. Sjøfugl og fiskeressurser: gjenfunn av ringmerkede fugler. - NINA Oppdragsmelding 350: 1-26.
- 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. - *Fisken 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.
- Harwood, J. & Prime, J.H. 1978. Some factors affecting the size of British grey seal populations. - *J. Appl. Ecol.* 15: 401-411.
- 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. & Rørv, N. 1994. The status of Grey Seals *Halichoerus grypus* in North Norway and on the Murman coast, Russia. - *Biol. Conserv.* 70: 59-67.
- Havforskningsinstituttet 1992. *Ressursoversikt 1992*. - *Fisken og havet. Særnummer* 1, 1992.

- 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.
- 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.
- Isaksen, K. & Bakken 1995. Breeding populations of seabirds in Svalbard. - S. 11-35 i Isaksen, K. & Bakken, V. Seabird populations in the Northern Barents Sea - source data for the impact assessment of the effects of oil drilling activity. Norsk Polarinst. Medd. 135
- 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.
- Johansen, Ø. 1988. Oljedrift i Barentshavet. Drivbane-statistikk for konsekvensutredninger. - Rapport OCN 88066, OCEANOR A/S, Trondheim, 117 s.
- 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.
- Jødestøl, K.A., Sørgård, E., Bitner-Gregersen, E. & Ugland, K.I. 1995. Sea mammal population risk assessment. DNV Technical Report no. 94-3622: 1-100.
- 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.
- 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 overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Takseringsmanual. - NINA Oppdragsmelding 16: 1-27.
- Lorentsen, S.-H. 1994. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1994. - NINA Oppdragsmelding 314: 1-67.
- Lorentsen, S.-H. 1995. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1994. - NINA Oppdragsmelding 374: 1-147.
- 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 petroleumsvirksomhet 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.
- Montevecchi, 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.
- 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 TV 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.
- Reed, M., Rye, H., Downing, K. Aamo, O.M. & Daling, P.S. 1995a. Drivbaneberegninger - Norge. - IKU rapport 43.2205.00/01/95. 41 s.
- Reed, M., Aamo, O.M., Rye, H. & Downing, K. 1995b. Drivbaneberegninger - Åsgard. - IKU rapport 42.4050.00/01/95. 47 s.
- 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 Fransisco Bay. - Final Rep. Contract No. MM-7AC007. Mar. Mammal Comm., Washington, D.C.

- Rounds, P., Rice, S., Babcock, M.M. & Brodersen, C.C. 1993. Variability of Exxon Valdez hydrocarbone 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. - Vilt-rapport 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 petroleumskaktivitet 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 vintersesongen (november til april) og sommersesongen (mai-oktober). - Oceanographic Company of Norway (OCEANOR), Rep. OCN R-93092. 19 s.
- Skognes, K. 1995. Beregninger av oljedrift fra Åsgard for sommersesongen. - Oceanographic Company of Norway (OCEANOR), brev datert 4.10.1995.
- 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.
- Strann, K.-B. 1990. The status of breeding Shelducks *Tadoma tadoma* 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, Møre-bassenget, Vøringbassenget I og II for letevirsomhet. 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 Thich-billed Murres *Uria* spp. to a crash in the Capelin stock in the southern Barents Sea. - Stud. Avian Biol. 14: 175-180.
- Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W. & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. - JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.
- 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 1

**Vedlegg 1. 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			
Grågåås	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			
Tyvjo	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 2

**Vedlegg 2. Sårbarhetstabell for mytesesongen.** 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 moulting 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							
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 3

**Vedlegg 3. 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	2	1	0,945	3	0,964	3	
Toppskarv	2	2	2	3	3	3	2	2	3	3	2	2	2	2	2	3	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	
Sjørørre	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 4a

**Vedlegg 4a.** SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglartene innenfor influensområdet ved et utslipp på 3000 m<sup>3</sup> pr. døgn i 45 dager. Indeksverdiene er konvertert til en firedelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (°), små konsekvenser (\*), middels store konsekvenser (\*\*) eller store konsekvenser (\*\*\*).

Art	Hekkesesongen		Hekkesesongen		Mytesesongen		Vintersesongen	
		Hekkeplass		Åpent hav				
Smålom	°	(0,05)	-	-	-	-	-	-
Islom	-	-	-	-	-	-	•	(0,19)
Gulnebbblom	-	-	-	-	-	-	••	(0,16)
Havhest	••	(0,23)	•	(0,18)	-	-	•••	(0,48)
Havsule	°	(0,02)	•	(0,11)	-	-	-	-
Storskarv	•	(0,14)	-	-	-	-	°	(0,09)
Toppskarv	•	(0,14)	-	-	-	-	•	(0,12)
Grågås	°	(0,006)	-	-	-	-	-	-
Gravand	°	(0,002)	-	-	-	-	-	-
Stokkand	°	(0,001)	-	-	-	-	°	(0,01)
Ærfugl	•	(0,13)	-	-	°	(0,10)	•	(0,16)
Praktærfugl	-	-	-	-	-	-	•	(0,18)
Havelle	-	-	-	-	-	-	°	(0,10)
Svartand	-	-	-	-	-	-	°	(0,05)
Sjørre	-	-	-	-	-	-	°	(0,07)
Siland	°	(0,08)	-	-	°	(0,06)	°	(0,08)
Tyvjo	°	(0,007)	-	-	-	-	-	-
Sildemåke	°	(0,05)	•	(0,19)	-	-	-	-
Gråmåke	°	(0,002)	-	-	-	-	°	(0,04)
Svartbak	°	(0,001)	-	-	-	-	°	(0,05)
Fiskemåke	°	(0,001)	-	-	-	-	-	-
Krykkje	•	(0,18)	•	(0,18)	-	-	•••	(0,42)
Makrellterne	°	(0,001)	-	-	-	-	-	-
Rødnebbterne	°	(0,008)	-	-	-	-	-	-
Lomvi	•••	(0,35)	••	(0,29)	•••	(0,34)	•	(0,13)
Polarlomvi	-	-	-	-	-	-	•••	(0,51)
Alke	•••	(0,37)	••	(0,31)	•••	(0,37)	•	(0,13)
Teist	•	(0,13)	-	-	-	-	•	(0,15)
Alkekonge	-	-	-	-	-	-	••	(0,22)
Lunde	•••	(0,34)	•••	(0,35)	-	-	••	(0,32)

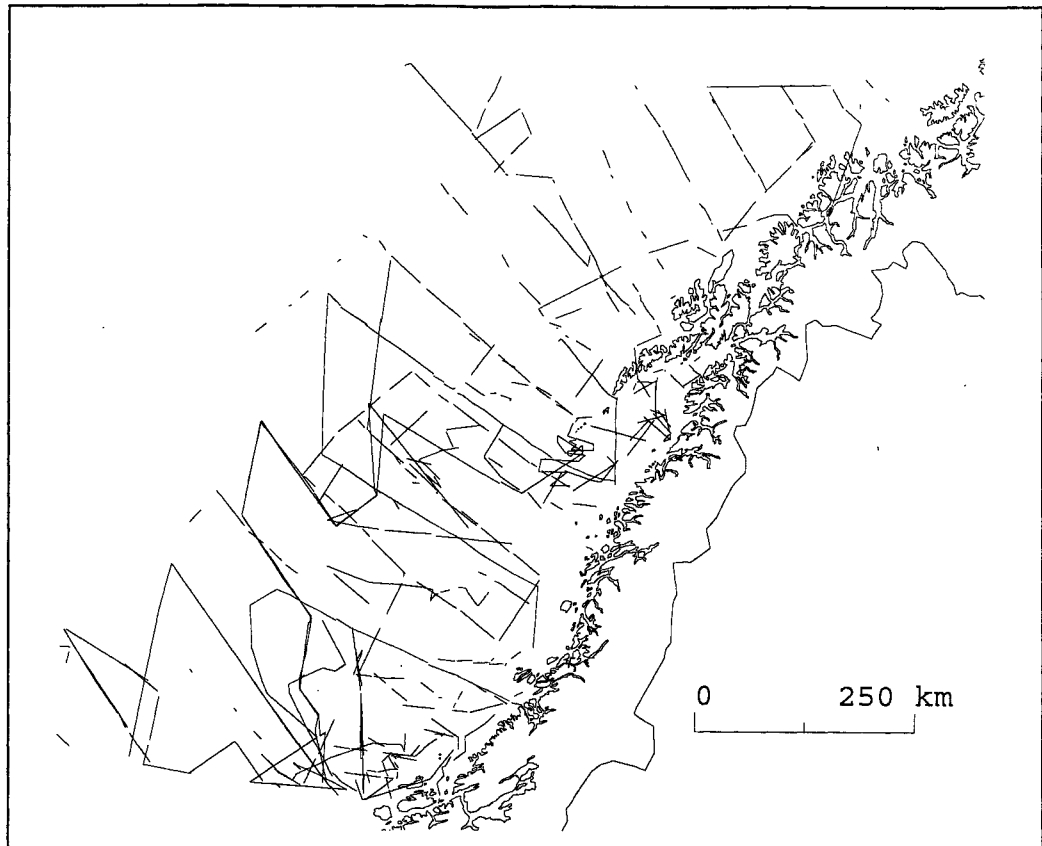
## Vedlegg 4b

**Vedlegg 4b.** SIMPACT konsekvensindekser for de ulike sjøfuglartene innenfor influens-området ved et utslipp på 3000 m<sup>3</sup> pr. døgn i 15 dager. Indeksverdiene er konvertert til en firedelt skala, henholdsvis ingen eller ubetydelig konsekvens (°), små konsekvenser (•), middels store konsekvenser (••) eller store konsekvenser (•••).

Art	Hekkesesongen		Mytesesongen		Vintersesongen			
	Hekkeplass	Åpent hav						
Smålom	°	(0,02)	-	-	-	-		
Islom	-	-	-	-	•	(0,11)		
Gulneblom	-	-	-	-	°	(0,09)		
Havhest	°	(0,10)	°	(0,07)	-	••	(0,28)	
Havsule	°	(0,001)	°	(0,04)	-	-		
Storskarv	°	(0,05)	-	-	-	°	(0,05)	
Toppskarv	°	(0,06)	-	-	-	°	(0,07)	
Grågås	°	(0,002)	-	-	-	-		
Gravand	°	(0,001)	-	-	-	-		
Stokkand	°	(0,001)	-	-	-	°	(0,004)	
Ærfugl	°	(0,05)	-	-	°	(0,10)	°	(0,08)
Praktærfugl	-	-	-	-	-	-	°	(0,07)
Havelle	-	-	-	-	-	-	°	(0,05)
Svartand	-	-	-	-	-	-	°	(0,02)
Sjørre	-	-	-	-	-	-	°	(0,04)
Siland	°	(0,03)	-	-	°	(0,06)	°	(0,05)
Tyvjo	°	(0,003)	-	-	-	-		
Sildemåke	°	(0,02)	°	(0,06)	-	-		
Gråmåke	°	(0,001)	-	-	-	-	°	(0,02)
Svartbak	°	(0,001)	-	-	-	-	°	(0,02)
Fiskemåke	°	(0,001)	-	-	-	-		
Krykkje	°	(0,06)	°	(0,07)	-	-	••	(0,25)
Makrellterne	°	(0,0001)	-	-	-	-		
Rødnebbterne	°	(0,0003)	-	-	-	-		
Lomvi	•	(0,14)	•	(0,12)	•	(0,16)	•	(0,04)
Polarlomvi	-	-	-	-	-	-	••	(0,22)
Alke	•	(0,15)	•	(0,16)	•	(0,20)	°	(0,05)
Teist	°	(0,05)	-	-	-	-	°	(0,08)
Alkekonge	-	-	-	-	-	-	•	(0,11)
Lunde	•	(0,12)	•	(0,11)	-	-	••	(0,22)

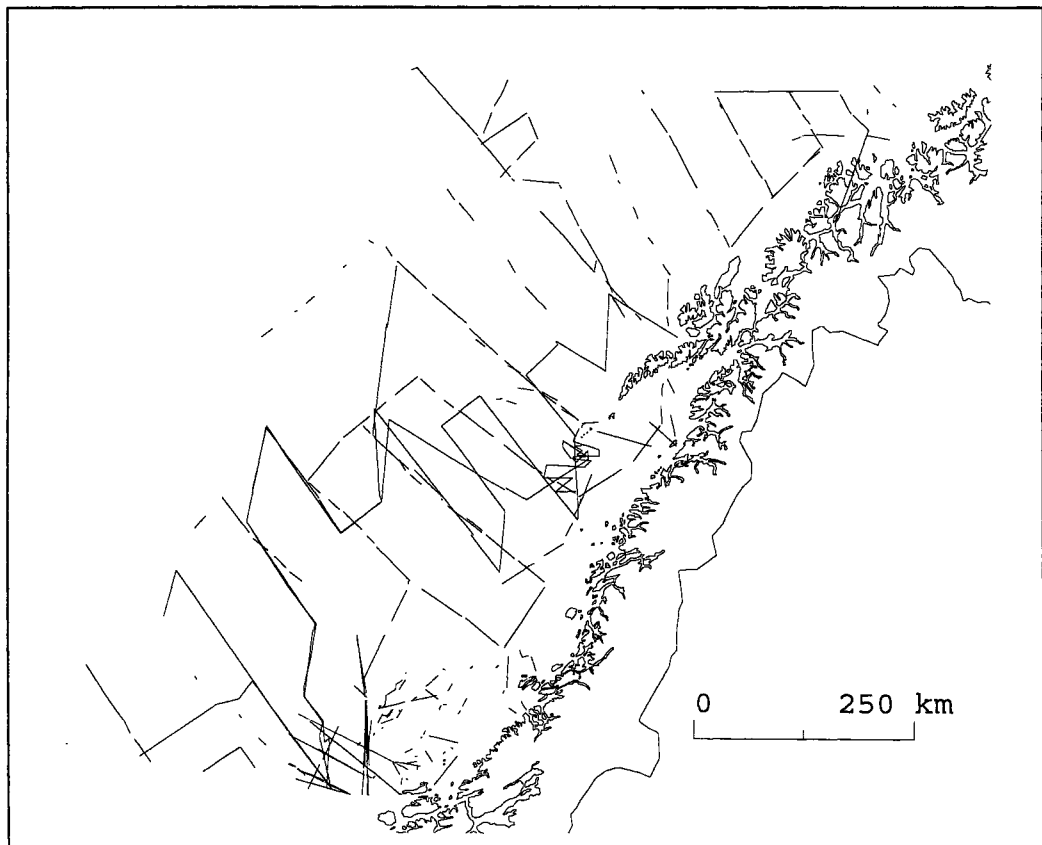
## Vedlegg 5

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



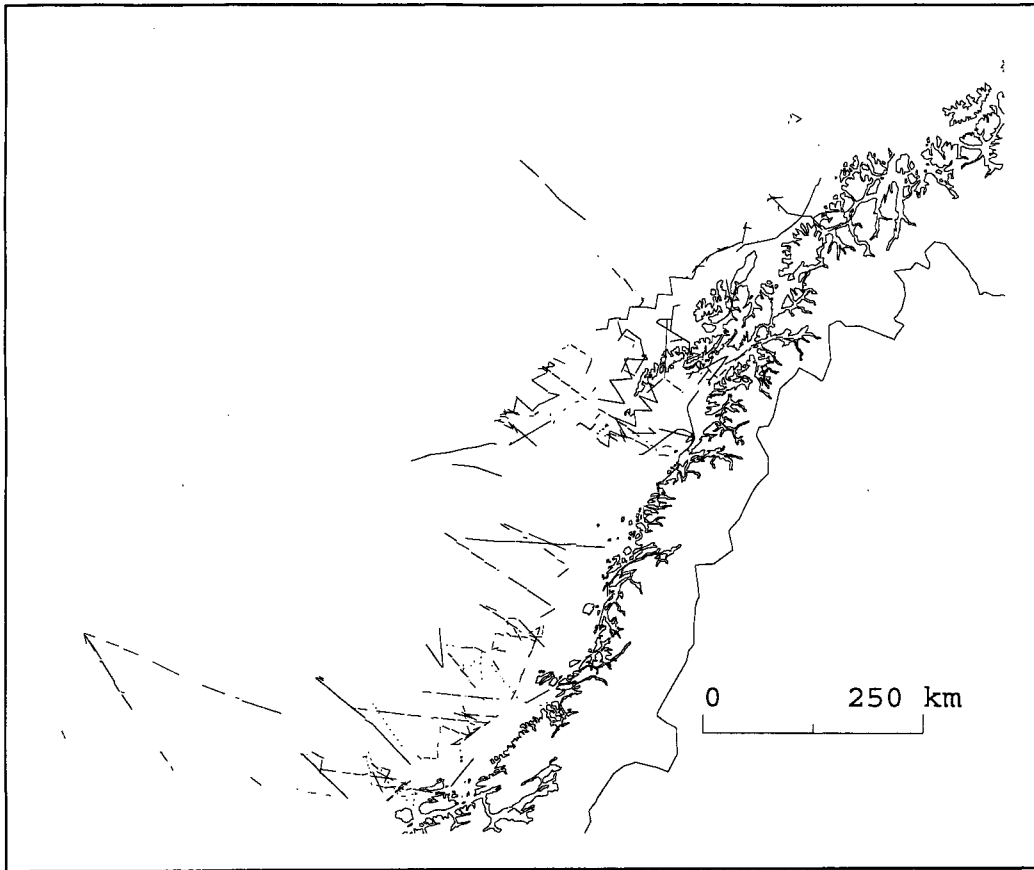
## Vedlegg 6

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



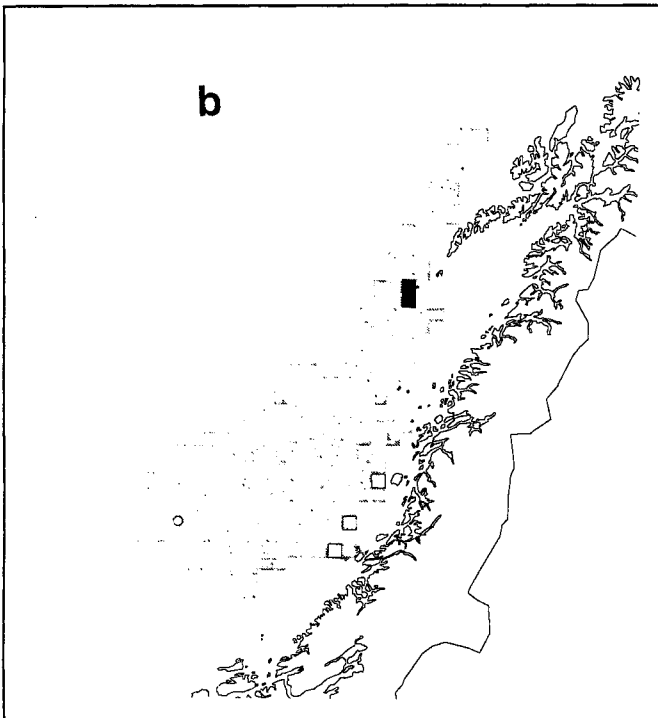
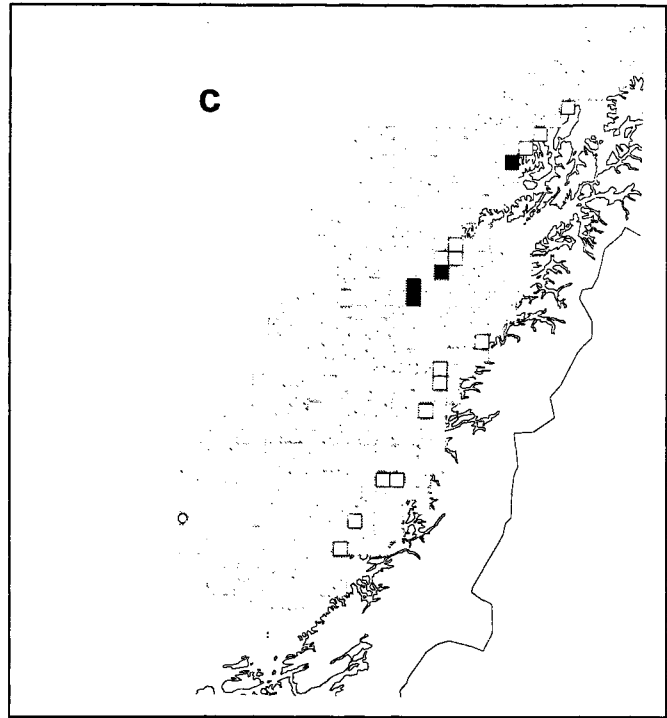
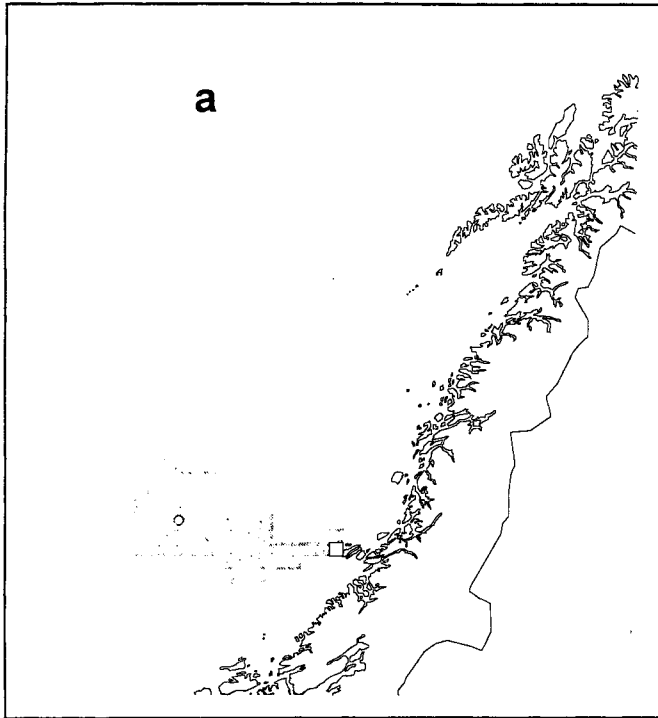


## Vedlegg 7



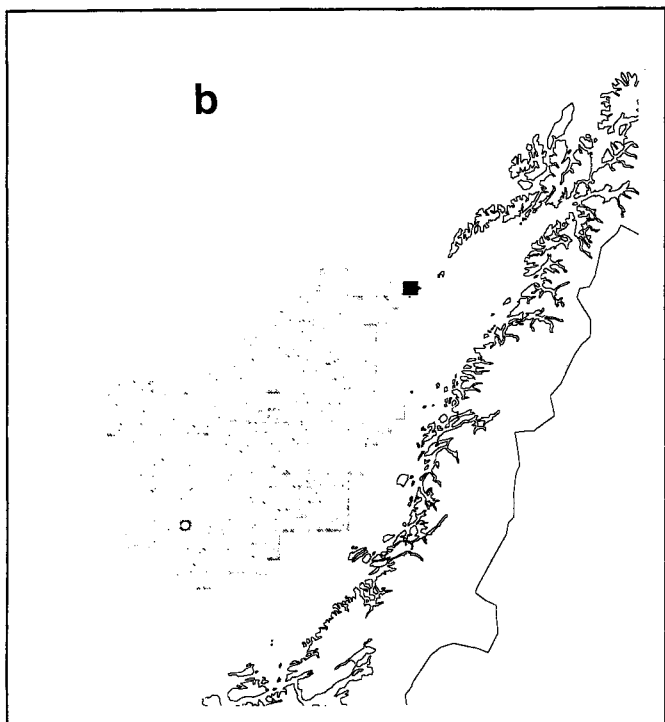
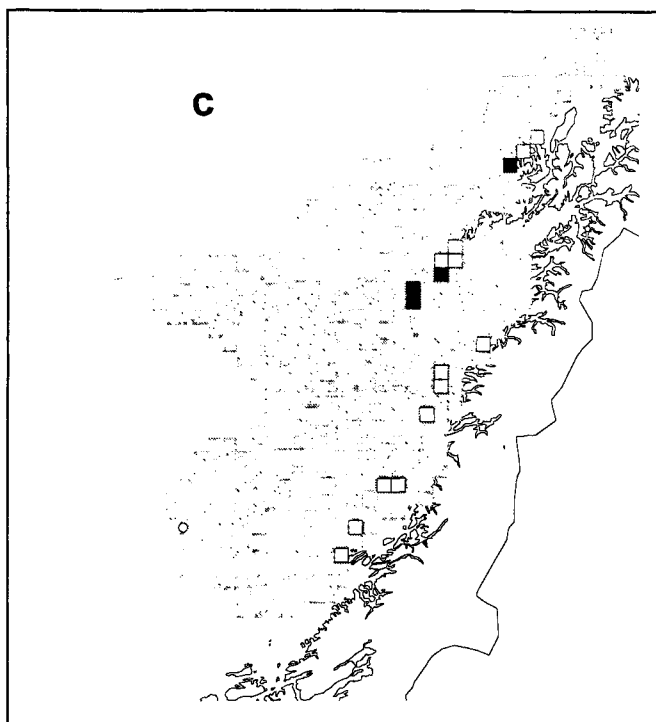
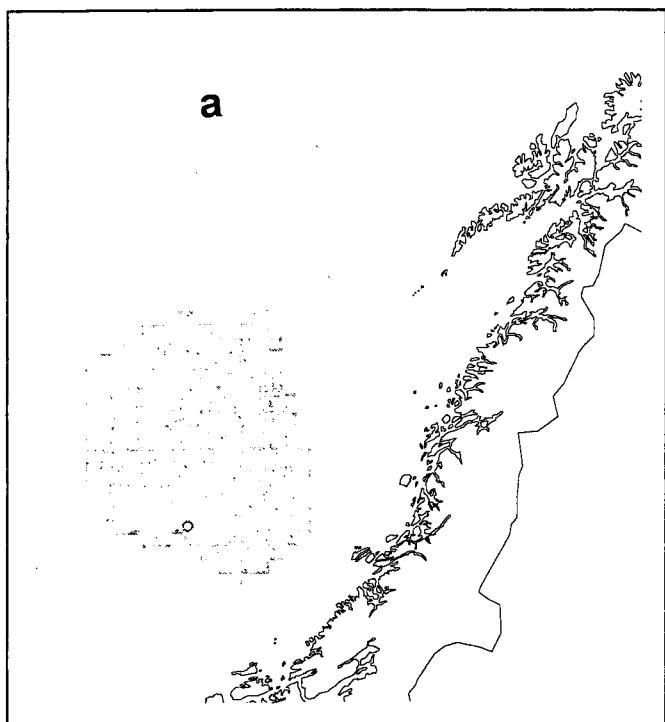
*Toktruter (dekningsgrad) for registrering av sjøfugl i åpent hav i vintersesongen. - Transects investigated in open sea during the winter season.*

## Vedlegg 8



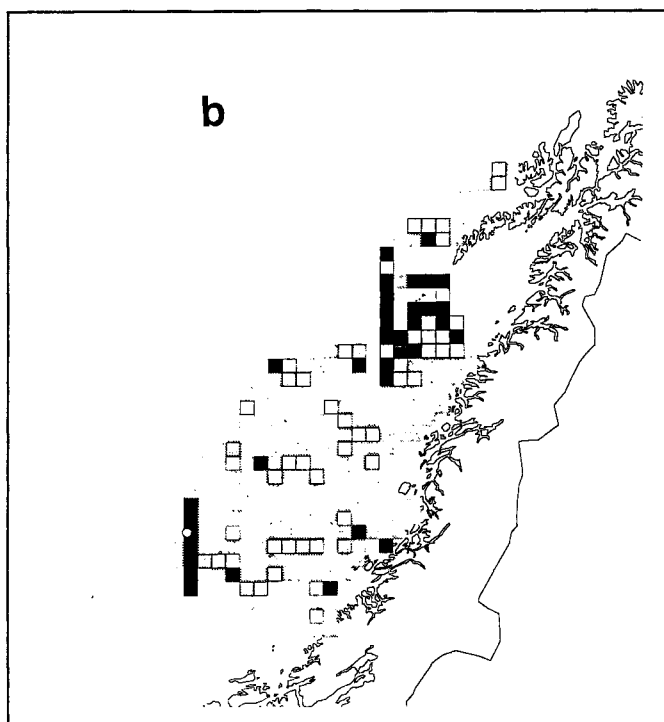
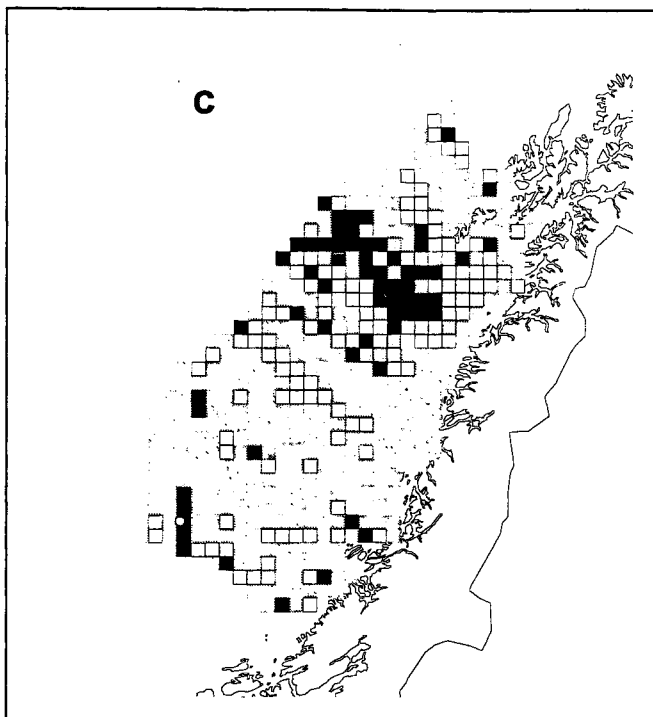
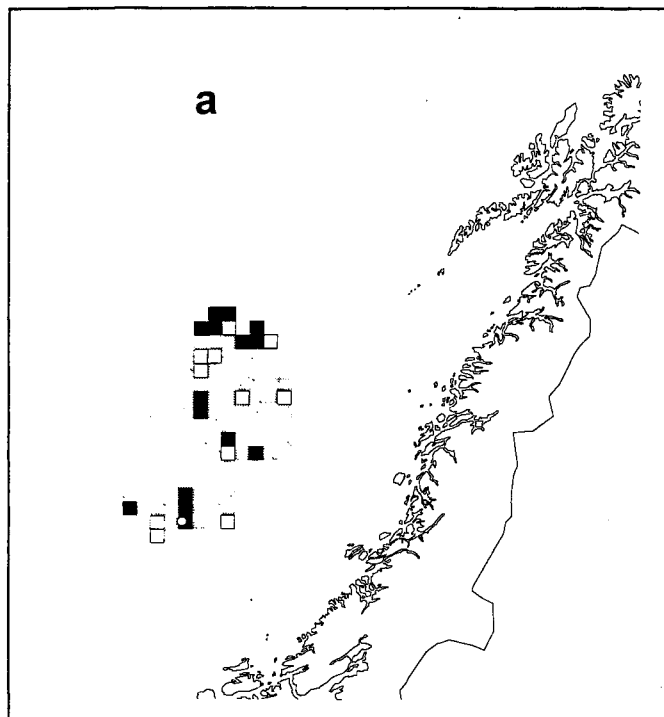
*Enkeltscenarier for pelagiske alkefugler på hekkeplass for et utslipp fra Åsgard med varighet a) 15 døgn basert på IKU's oljedriftsmodell, b) 45 døgn basert på samme modell, og c) 45 døgn basert på OCEANOR's oljedriftsmodell. Kartene illustrerer et skadeomfang som er større eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslippssituasjonene. - Single scenarios for pelagic auks at the breeding sites in the event of an oil spill from Åsgard lasting a) 15 days based on oil-drift models from IKU, b) 45 days based on the same models, and c) 45 days based on oil-drift models from OCEANOR. The maps illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the oil spill situations.*

## Vedlegg 9



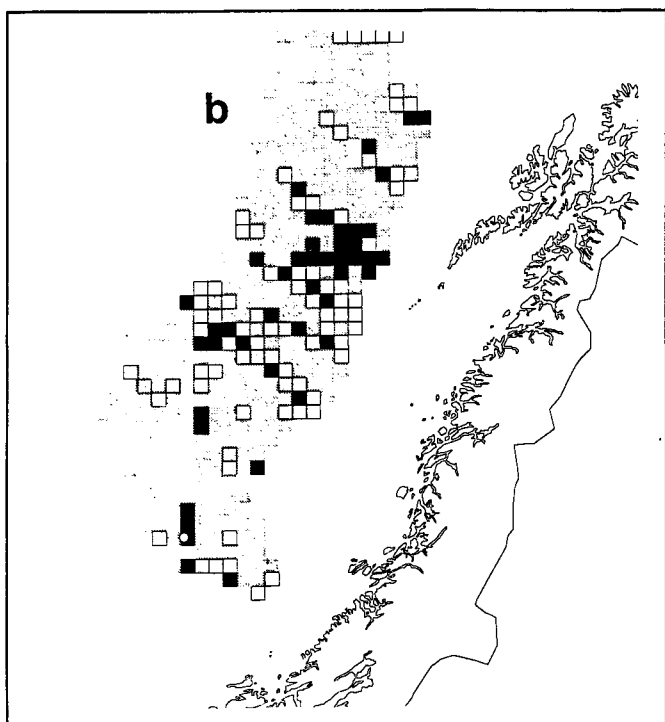
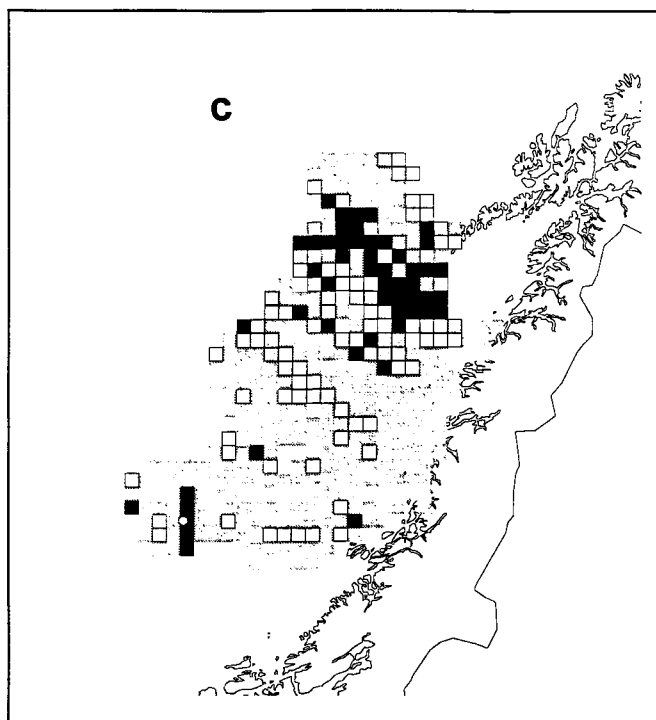
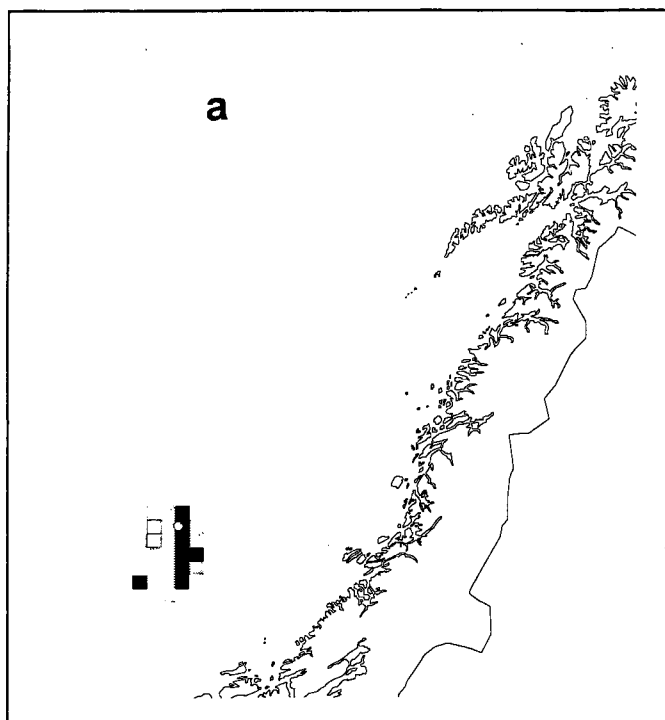
*Enkeltscenarier for pelagiske alkefugler på hekkeplass for et utslipp fra Åsgard med varighet a) 15 døgn basert på IKU's oljedriftsmodell, b) 45 døgn basert på samme modell, og c) 45 døgn basert på OCEANOR's oljedriftsmodell. Kartene illustrerer et skadeomfang som er større eller lik det som vil oppstå i 90 % av utslippssituasjonene. - Single scenarios for pelagic auks at the breeding sites in the event of an oil spill from Åsgard lasting a) 15 days based on oil-drift models from IKU, b) 45 days based on the same models, and c) 45 days based on oil-drift models from OCEANOR. The maps illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 90 % of the oil spill situations.*

## Vedlegg 10



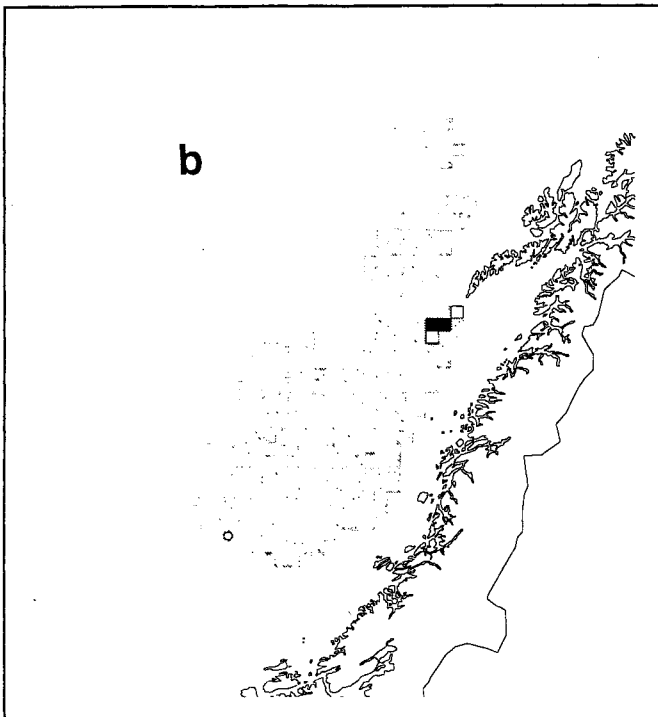
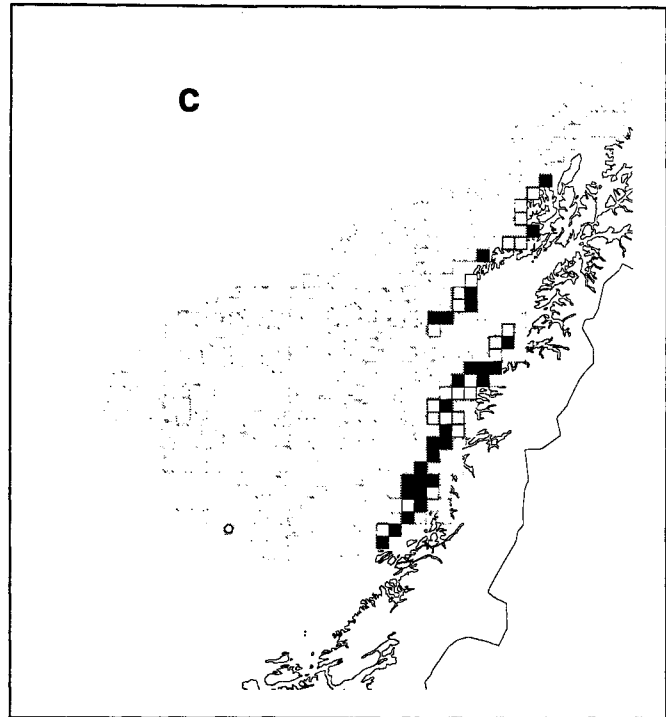
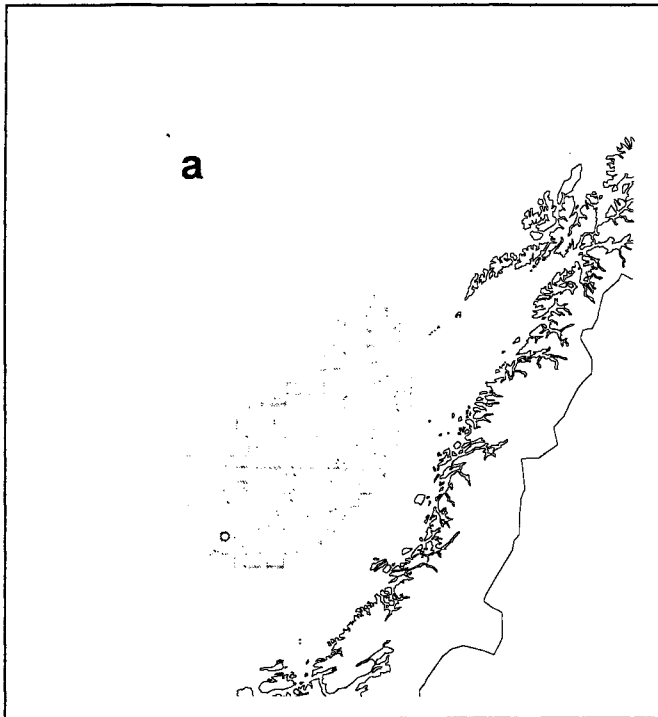
*Enkeltscenarier for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen for et utslipp fra Asgard med varighet a) 15 døgn basert på IKU's oljedriftsmodell, b) 45 døgn basert på samme modell, og c) 45 døgn basert på OCEANOR's oljedriftsmodell. Kartene illustrerer et skadeomfang som er større eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslipps-situasjonene. - Single scenarios for pelagic auks in open sea in the breeding season in the event of an oil spill from Asgard lasting a) 15 days based on oil-drift models from IKU, b) 45 days based on the same models, and c) 45 days based on oil-drift models from OCEANOR. The maps illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the oil spill situations.*

## Vedlegg 11



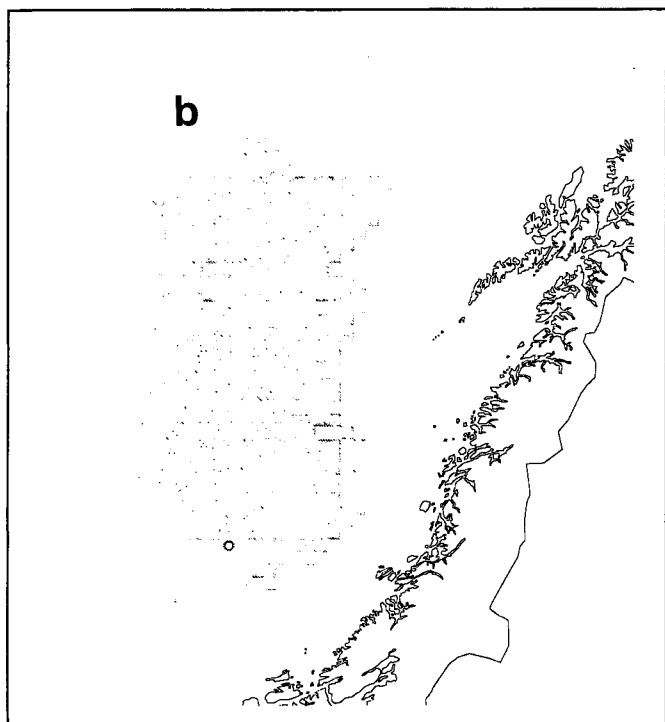
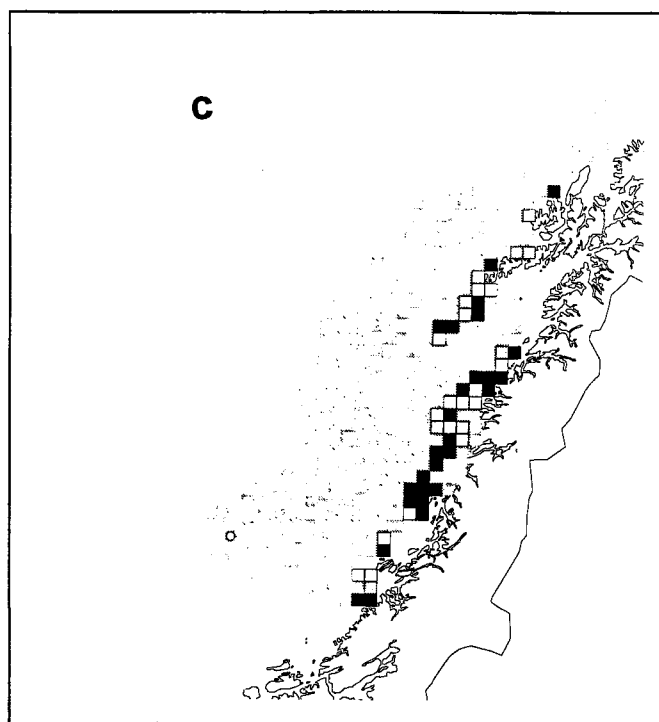
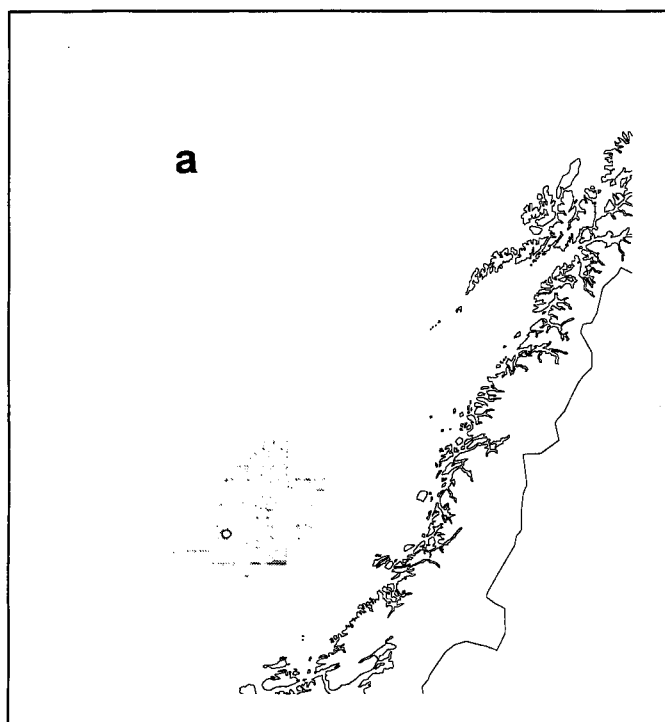
*Enkeltscenarier for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen for et utslipp fra Asgard med varighet a) 15 døgn basert på IKU's oljedriftsmodell, b) 45 døgn basert på samme modell, og c) 45 døgn basert på OCEANOR's oljedriftsmodell. Kartene illustrerer et skadeomfang som er større eller lik det som vil oppstå i 90 % av utslippssituasjonene. - Single scenarios for pelagic auks in open sea in the breeding season in the event of an oil spill from Asgard lasting a) 15 days based on oil-drift models from IKU, b) 45 days based on the same models, and c) 45 days based on oil-drift models from OCEANOR. The maps illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 90 % of the oil spill situations.*

## Vedlegg 12



*Enkeltscenarier for kystbundne dykkende sjøfugler i mytesesongen for et utslipp fra Asgard med varighet a) 15 døgn basert på IKU's oljedriftsmodell, b) 45 døgn basert på samme modell, og c) 45 døgn basert på OCEANOR's oljedriftsmodell. Kartene illustrerer et skadeeomfang som er større eller lik det som vil oppstå i 25 % av utslipps-situasjonene. - Single scenarios for coastal diving seabirds in the moulting season in the event of an oil spill from Asgard lasting a) 15 days based on oil-drift models from IKU, b) 45 days based on the same models, and c) 45 days based on oil-drift models from OCEANOR. The maps illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 25 % of the oil spill situations.*

## Vedlegg 13



*Enkeltscenarier for kystbundne dykkende sjøfugler i mytesesongen for et utslipp fra Asgard med varighet a) 15 døgn basert på IKU's oljedriftsmodell, b) 45 døgn basert på samme modell, og c) 45 døgn basert på OCEANOR's oljedriftsmodell. Kartene illustrerer et skadeeomfang som er større eller lik det som vil oppstå i 90 % av utslippssituasjonene. - Single scenarios for coastal diving seabirds in the moulting season in the event of an oil spill from Asgard lasting a) 15 days based on oil-drift models from IKU, b) 45 days based on the same models, and c) 45 days based on oil-drift models from OCEANOR. The maps illustrates the minimum extent of the damage that will occur in 90 % of the oil spill situations.*

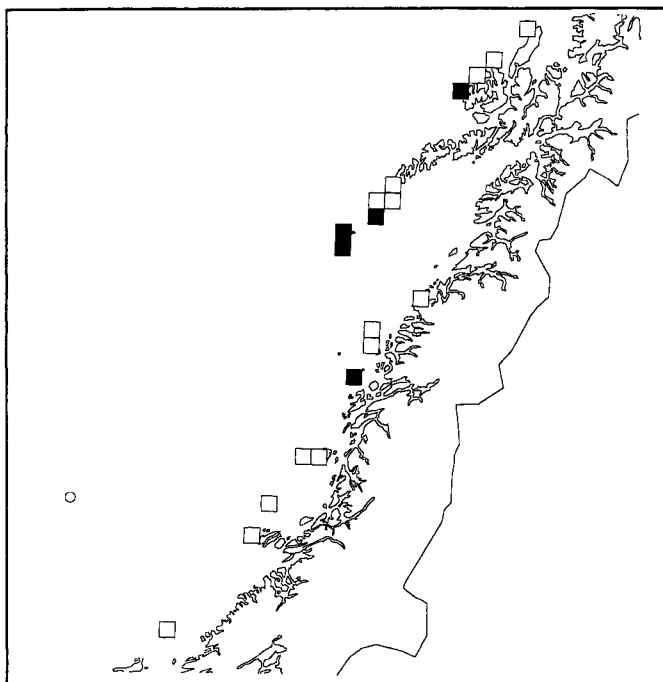
## Vedlegg 14

### Vurdering av direkte konsekvenser av oljesøl for sjøfugl dersom OCEANOR's oljedriftstatistikk legges til grunn

#### Sjøfugl i hekkesesongen

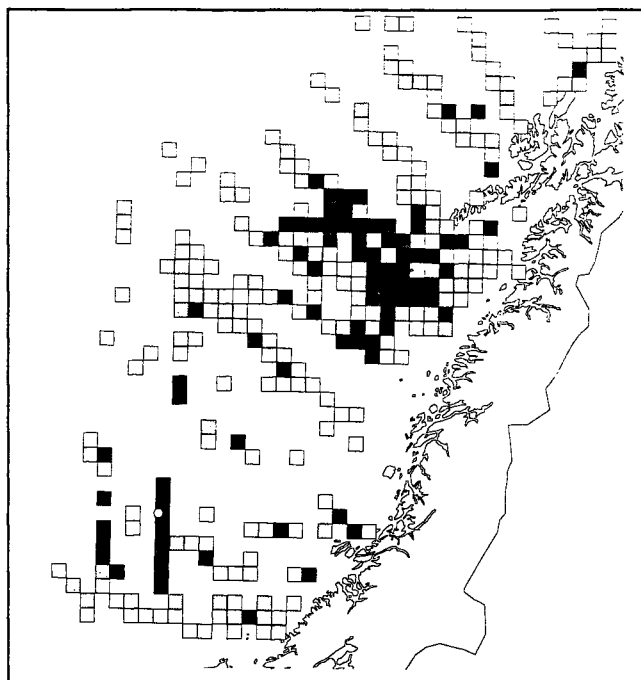
##### Pelagiske alkefugler

Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler på hekkeplass ble beregnet å være 0,68 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 33) viser at et oljesøl særlig utgjør en risiko for hekkebestandene på Røst og Værøy.



**Figur 33.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler på hekkeplass i hekkesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on pelagic auks at the breeding sites in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.

Konsekvensindeksen for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen ble beregnet å være 0,48 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 34) viser at et oljeutslipp i hekkesesongen særlig utgjør en risiko for bestandene i havområdene nær utslippstedet og havområdene utenfor Røst. Sistnevnte område er viktig beiteområde for hekkefuglene på Røst, og et utslipp vil derfor først og fremst ramme lokale hekkefugler. I nærheten av utslippsstedet kan et utslipp ramme hekkefugler fra Runde, først og fremst lomvi som i noen år kan trekke dit med ungene etter at de forlater kolonien.



**Figur 34.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i åpent hav i hekkesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on pelagic auks on the open sea in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.

##### Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

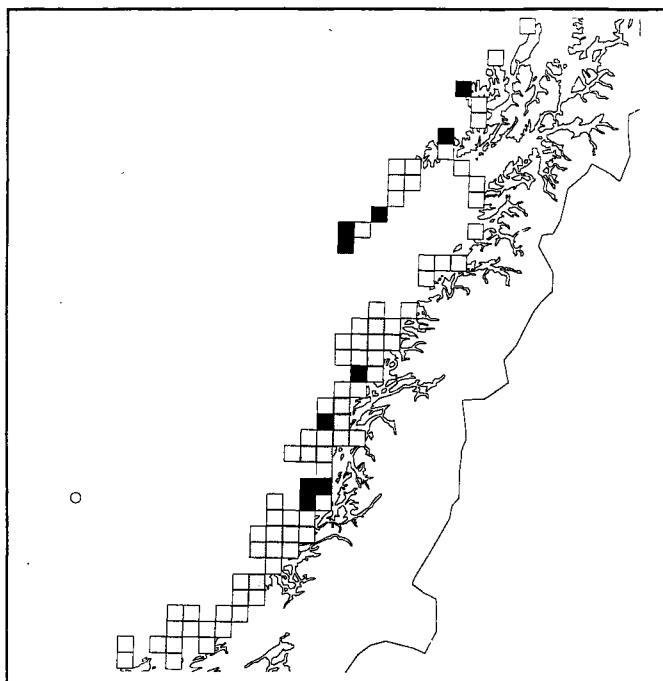
Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass ble beregnet å være 0,26 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette middels store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 35) viser at et oljeutslipp særlig utgjør en risiko for hekkebestandene på Helgelandskysten, på Røst/Værøy og i Lofoten/Vesterålen.

Konsekvensindeksen for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen ble beregnet å være 0,37 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 36) viser den statistiske sannsynlighetsfordelingen av skade.

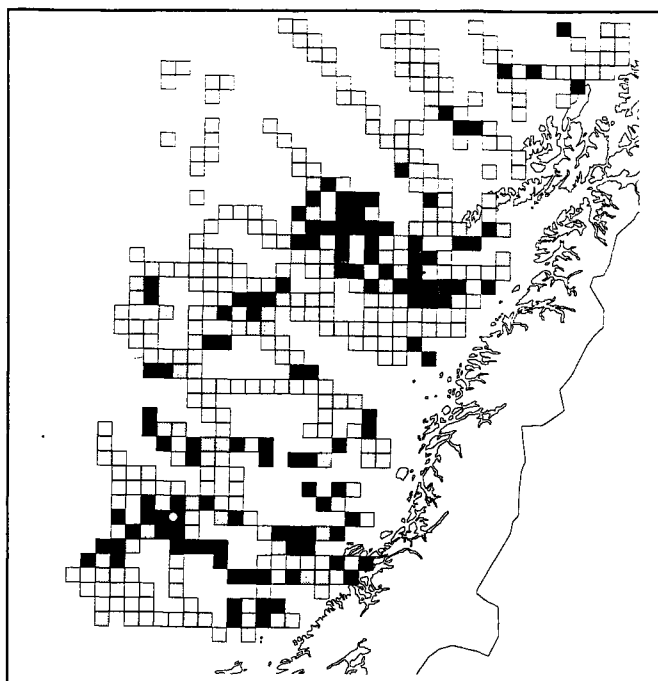
##### Kystbundne dykkende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl i hekkesesongen ble beregnet å være 0,37 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier antyder dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 37) viser at et oljeutslipp særlig utgjør en risiko for kystbundne dykkende sjøfugl langs store deler Helgelandskysten og på Røst.





**Figur 35.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på hekkeplass i hekkesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on pelagic surface-feeding seabirds at the breeding sites in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 36.** Konsekvenskart for pelagisk overflatebeitende sjøfugl i åpent hav i hekkesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on pelagic surface-feeding seabirds in open sea in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.

#### Kystbundne overflatebeitende sjøfugl

Konsekvensindeksen for kystbundne overflatebeitende sjøfugl i hekkesesongen ble beregnet å være 0,01 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette ingen eller helt ubetydelige konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 38) viser at den statistiske sannsynligheten for skade er liten innenfor hele influensområdet.

#### Sjøfugl i mytesesongen

##### Pelagiske alkefugler

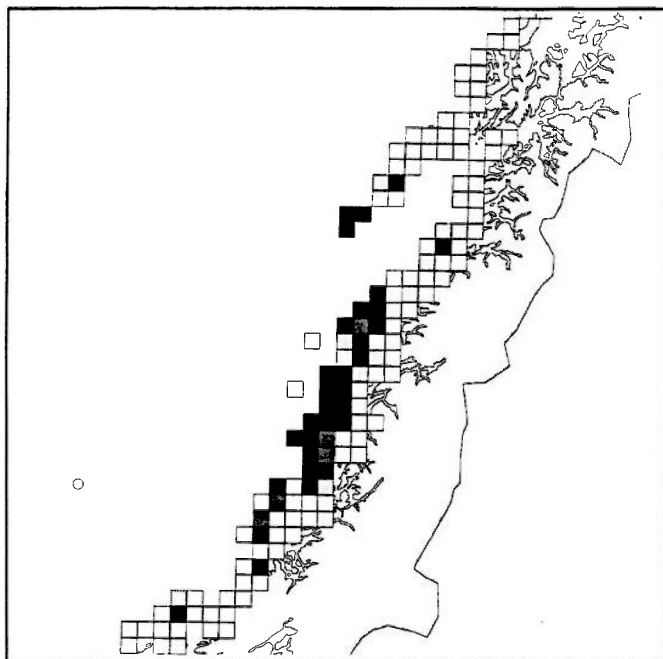
Konsekvensindeksen for mytende pelagiske alkefugler (lomvi og alke) ble beregnet å være 0,58 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier tilsier dette store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 39) viser at et oljesøl i myteperioden særlig utgjør en risiko for pelagiske alkefugler på Haltenbanken og i havområdene utenfor Røst og Lofoten.

#### Kystbundne dykkende sjøfugl

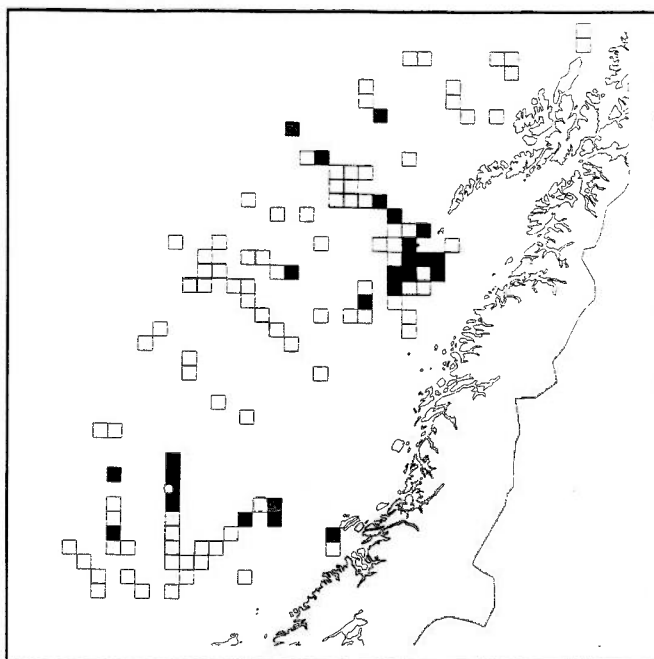
Konsekvensindeksen for kystbundne dykkende sjøfugl (ær-fugl og siland) ble beregnet å være 0,27 for et utslipp på 45 døgn. Konvertert til konsekvenskategorier antyder dette middels store konsekvenser. Konsekvenskartet (figur 40) viser at et oljesøl i myteperioden særlig utgjør en risiko for kystbundne dykkende sjøfugl langs store deler av Helgelandskysten og i Røst/Værøy.

#### Sel

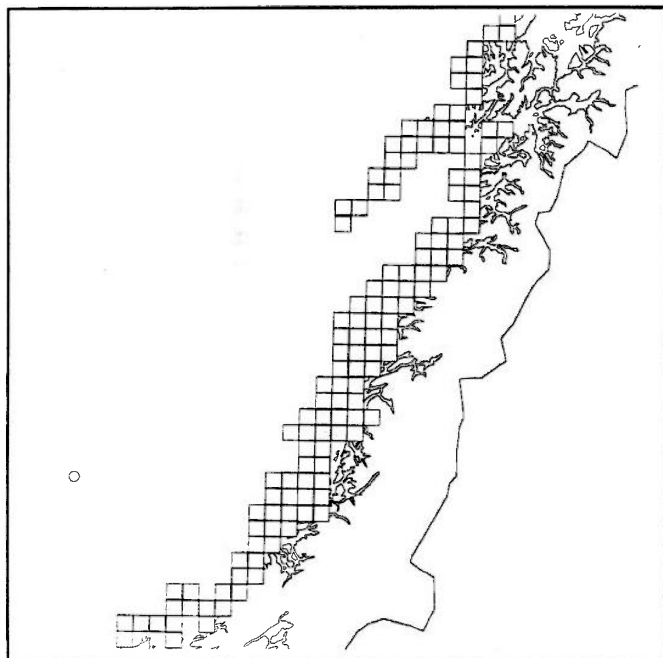
Konsekvensindeksen for steinkobbe ved bruk av OCEANOR's oljedrift er ca. 3 ganger høyere enn tilsvarende indeks ved IKU's oljedriftssimulering. Konsekvensindeksen tilsier likevel små skader, selv om et utslipp fra Åsgard kan få store konsekvenser for steinkobbebestanden på Røst, middels konsekvenser for bestanden i Fugløyvær, og små konsekvenser for enkelte bestander på midtre Helgeland og i Vesterålen (figur 41). For de andre bestandene langs kysten vil et utslipp sannsynligvis ikke ha noen negative konsekvenser i det hele tatt.



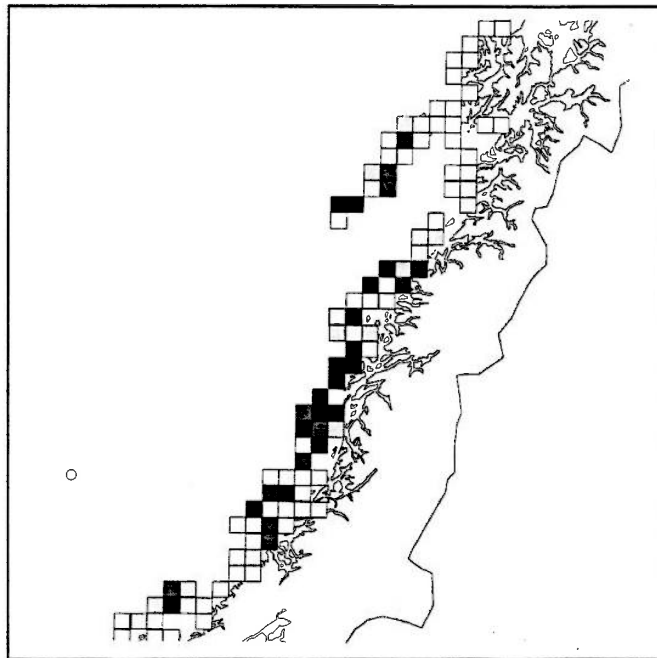
**Figur 37.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i hekkesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on coastal diving seabirds in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.



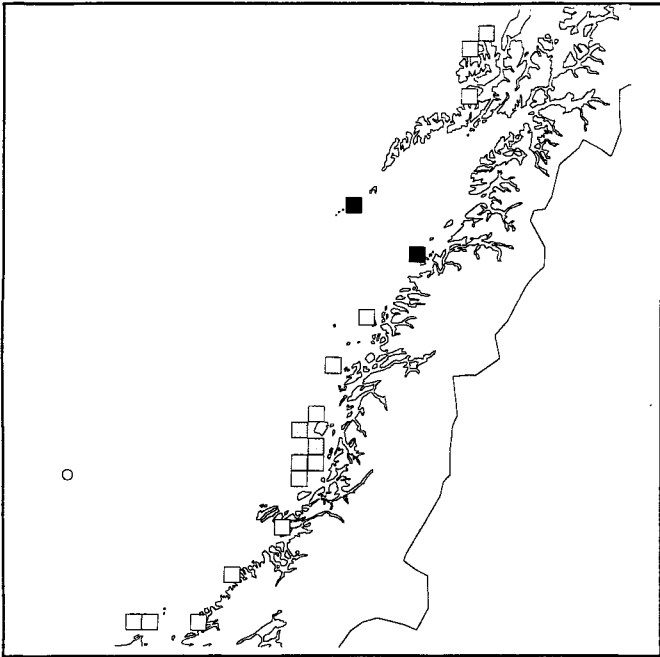
**Figur 39.** Konsekvenskart for pelagiske alkefugler i mytesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on pelagic auks in the moulting season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 38.** Konsekvenskart for kystbundne overflatebeittende sjøfugl i hekkesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on coastal surface-feeding seabirds in the breeding season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 40.** Konsekvenskart for kystbundne dykkende sjøfugl i mytesesongen, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on coastal diving seabirds in the moulting season, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.



**Figur 41.** Konsekvenskart for steinkobbe om sommeren, basert på oljedrift fra OCEANOR. Kartet viser de statistisk fordelte konsekvenser ved en blow-out. Utslippspunktet er angitt med en sirkel. - Map showing the effects of a blow-out on common seals during the summer, illustrated by the statistical distribution of impacts, based on oil-drift data from OCEANOR. The blow-out position is indicated by a circle.

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0630-7

384

**NINA  
OPPDRAGS-  
MELDING**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7005 TRONDHEIM  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 54 33

**NINA  
Norsk institutt  
for naturforskning**